Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania
Polska Akademia Nauk

RAPORT

z realizacji projektu badawczego

Świadczenia łęgów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły

Anna Kowalska, Andrzej Affek, Jarosław Baranowski, Piotr Gierszewski, Michał Kaszubski, Ewa Kołaczkowska, Bogusława Kruczkowska, Edyta Regulska, Jacek Wolski, Izabela Zawiska

Finansowanie
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

NFOŚiGW

Warszawa, 2019 r.

Udział autorów w przygotowaniu poszczególnych rozdziałów (w kolejności alfabetycznej):

Anna Kowalska (kierownik zespołu)
1.1, 1.2, 1.3, 1.4, 2.1, 2.4, 2.5, 2.8, 3.1.1, 3.1.2, 3.2, 3.3.1, 4.1, 4.2, 4.3

Andrzej Affek
1.1, 1.4, 2.1, 2.2, 2.12, 3.1.1, 3.1.7, 3.3.5, 4.2

Jarosław Baranowski
1.4, 2.11, 3.1.6, 3.3.3, 4.2

Piotr Gierszewski
3.3.7, 4.2

Michał Kaszubski
2.8, 4.2

Ewa Kołaczkowska
1.4, 2.6, 3.3.4, 4.2

Bogusława Kruczkowska
1.4, 2.7, 3.1.4, 3.3.1, 3.3.2, 3.3.6, 4.2

Edyta Regulska
2.13, 3.1.7, 3.3.2, 3.3.5, 4.2

Jacek Wolski
2.3, 2.9, 2.10, 3.1.3, 3.3.1, 3.3.2, 4.1, 4.2

Izabela Zawiska
2.8, 3.1.5, 4.2

Redakcja merytoryczna: *Anna Kowalska*

Opracowanie edytorskie: *Jacek Wolski*

Fotografia na okładce: *Jacek Wolski*

Cytowanie:
Kowalska A., Affek A., Baranowski J., Gierszewski P., Kaszubski M., Kołaczkowska E., Kruczkowska B., Regulska E., Wolski J., Zawiska I., 2019, *Raport z realizacji projektu badawczego Świadczenia łęgów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły*, IGiPZ PAN, Warszawa, 222 s.

doi: https://doi.org/10.7163/Rap.0001

Raport dostępny na licencji Creative Commons CC BY-SA 4.0

© Copyright by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego
Polska Akademia Nauk
Warszawa 2019

Spis treści

1. WPROWADZENIE 5

1.1. POTRZEBA PODJĘCIA BADAŃ 5
1.2. CEL PROJEKTU 6
1.3. SPECYFIKA ŁĘGÓW JESIONOWO-WIĄZOWYCH *FICARIO-ULMETUM MINORIS* 7
1.4. ŚWIADCZENIA REGULACYJNE LASÓW ŁĘGOWYCH 9

2. METODYKA BADAŃ 13

2.1. TEREN BADAŃ – WYBÓR POWIERZCHNI BADAWCZYCH 13
2.2. HISTORIA LASÓW 14
2.3. OKREŚLENIE WIEKU DRZEWOSTANÓW 16
2.4. BADANIA FITOSOCJOLOGICZNE – OCENA STANU SIEDLISKA (STOPNIA ODKSZTAŁCENIA) 17
2.5. POMIAR BIOMASY 19
2.6. BADANIA ODPORNOŚCI NA INWAZJĘ OBCYCH GATUNKÓW ROŚLIN 21
2.7. BADANIA GLEBOZNAWCZE 23
2.8. BADANIA ZMIAN POZIOMU I JAKOŚCI WÓD GRUNTOWYCH 28
2.9. POMIARY MARTWEGO DREWNA 32
2.10. BADANIA DEKOMPOZYCJI 38
2.11. BADANIA TOPOKLIMATYCZNE 45
2.12. ZAPYLANIE 46
2.13. BADANIA FAUNISTYCZNE Z WYKORZYSTANIEM DŻDŻOWNIC (*LUMBRICIDAE*) 53

3. WYNIKI BADAŃ 58

3.1. OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA BADANYCH ZBIOROWISK 58
3.1.1. LOKALIZACJA I HISTORIA POWIERZCHNI BADAWCZYCH 58
3.1.2. OPIS FLORYSTYCZNY 79
3.1.3. ZASOBY MARTWEGO DREWNA 87
3.1.4. WARUNKI GLEBOWE 94
3.1.5. WARUNKI WODNE 104
3.1.6. WARUNKI TOPOKLIMATYCZNE 113
3.1.7. BOGACTWO GATUNKOWE BEZKRĘGOWCÓW 119
3.2. ODKSZTAŁCENIE BADANYCH ZBIOROWISK ŁĘGOWYCH 129
3.3. ŚWIADCZENIA REGULACYJNE LASÓW ŁĘGOWYCH – WPŁYW ODKSZTAŁCENIA 137
3.3.1. REGULACJA SKŁADU CHEMICZNEGO ATMOSFERY (2.2.6.1) 137
3.3.2. DEKOMPOZYCJA I PROCESY WIĄZANIA ORAZ ICH WPŁYW NA JAKOŚĆ GLEBY (2.2.4.2) 142
3.3.3. REGULACJA TEMPERATURY I WILGOTNOŚCI POWIETRZA (2.2.6.2) 153
3.3.4. KONTROLA SZKODNIKÓW – GATUNKÓW INWAZYJNYCH (2.2.3.1) 161
3.3.5. ZAPYLANIE (2.2.2.1) 170
3.3.6. CYKL HYDROLOGICZNY I REGULACJA PRZEPŁYWU WODY (2.2.1.3) 183
3.3.7. REGULACJA SKŁADU CHEMICZNEGO WÓD (2.2.5.1) 184

4. PODSUMOWANIE **198**

4.1. OCENA STANU BADANYCH LASÓW ŁĘGOWYCH **198**
4.2. WPŁYW DEGRADACJI LASÓW ŁĘGOWYCH NA PODAŻ ŚWIADCZEŃ REGULACYJNYCH **203**
4.3. WYTYCZNE DO DZIAŁAŃ, KONIECZNYCH DO UTRZYMANIA LUB ODBUDOWY RÓŻNORODNOŚCI ORAZ PRAWIDŁOWYCH FUNKCJI EKOLOGICZNYCH I BIOLOGICZNYCH BADANYCH ŁĘGÓW **204**

SPIS LITERATURY **206**

1. WPROWADZENIE

1.1. Potrzeba podjęcia badań

Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum minoris* – kod 91F0) są cennymi zbiorowiskami leśnymi chronionymi ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880), która implementuje zapisy Dyrektywy Siedliskowej[1]. Unijna dyrektywa oraz stosowne postanowienia Komisji Europejskiej i międzynarodowe konwencje obligują państwa członkowskie do prowadzenia monitoringu przyrodniczego tych siedlisk (*Program*… 2015).

Celem monitoringu siedlisk przyrodniczych jest uzyskanie informacji na temat stanu zachowania siedlisk oraz zmian zachodzących w ich strukturze i funkcjonowaniu. Gromadzone informacje służą wspomaganiu działań na rzecz ochrony środowiska. Badania opisane w niniejszym raporcie są uzupełnieniem zadań Państwowego Monitoringu Środowiska. Prace były prowadzone z wykorzystaniem opracowanej metodyki (Pawlaczyk 2012), ale zostały rozszerzone o dodatkowe szczegółowe analizy, które przyczyniły się do identyfikacji i oceny usług świadczonych przez ekosystemy lasów łęgowych.

Istnienie człowieka zależne jest od szeregu dóbr i usług dostarczanych przez środowisko naturalne. Zdrowie, energia i bezpieczeństwo to jedne z najważniejszych korzyści, jakie ludzie czerpią z przyrody. Do opisania, jak wiele procesów i funkcji ekologicznych przyczynia się do dobrostanu człowieka, wykorzystuje się koncepcję świadczeń (usług) ekosystemowych (MEA 2005; TEEB 2010). Świadczeniem/usługą ekosystemową (ang. *ecosystem service*) jest dowolny rodzaj wkładu przyrody w dobrostan człowieka. Może nim być materialny wytwór (np. drewno, owoce leśne, zwierzyna łowna), proces (np. oczyszczanie wody i powietrza, produkcja tlenu), bądź stworzenie dogodnych warunków/okoliczności (miejsca do rekreacji), z których korzysta społeczeństwo. Generowanie większości usług następuje w wyniku złożonych interakcji między wieloma komponentami biotycznymi i abiotycznymi ekosystemu. Zgodnie z najnowszą wersją międzynarodowej klasyfikacji świadczeń ekosystemowych *CICES v5.1* (*Common International Classification of Ecosystem Services* – Haines-Young, Potschin 2018), każde świadczenie może zostać przypisane do jednej z trzech głównych sekcji, tj. zaopatrzenia (np. żywność i surowce), regulacji i utrzymania (np. zapylanie i utrzymanie jakości gleby) i kulturowej (interakcje fizyczne i inne). Podobnie jak inne rodzaje usług, świadczenia

[1] Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.U.UE.L.92.206.7).

ekosystemowe mogą być analizowane i kwantyfikowane z punktu widzenia podaży i popytu, jak również rzeczywistego przepływu (Maes i in. 2013; Burkhard i in. 2014). Niniejsze badania koncentrują się wyłącznie na stronie podażowej usług regulacyjnych świadczonych przez lasy łęgowe.

Koncepcja świadczeń ekosystemowych zyskuje coraz większe znaczenie w podejściu do ochrony przyrody i bioróżnorodności (Maes i in. 2012). Różnorodność biologiczna – niezwykłe bogactwo otaczających nas ekosystemów, gatunków i genów – jest nie tylko wartością samą w sobie, ale również zapewnia szeroką gamę niezbędnych usług ekosystemowych: żywność, wodę słodką, zapylanie, ochronę przed powodziami itd. Zjawiska stanowiące główne przyczyny utraty różnorodności biologicznej (np. przekształcanie siedlisk, nadmierna eksploatacja zasobów naturalnych, wprowadzanie i ekspansja inwazyjnych gatunków obcych oraz zmiana klimatu) narastają, co powoduje, że większość ekosystemów uległa degradacji do takiego stopnia, że nie są już w stanie świadczyć wartościowych usług. Degradacja oznacza ogromne straty społeczne i gospodarcze[2]. Ocena funkcjonowania ekosystemów poprzez ocenę ich świadczeń jest bardzo przydatna przy przygotowywaniu wytycznych do działań, koniecznych do utrzymania lub odbudowy ich różnorodności oraz prawidłowych funkcji ekologicznych i biologicznych. Wielu badaczy twierdzi jednak, że związki pomiędzy bioróżnorodnością, składnikami ekosystemów, procesami w nich zachodzącymi i ich świadczeniami są nadal słabo poznane (de Groot i in. 2010; Bastian 2013; Harrison i in. 2014). Poprawa wiedzy na temat ekosystemów i ich usług jest jednym z celów unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 roku (działanie 5). Badania opisane w niniejszym raporcie w pełni wpisują się w realizację tego celu.

1.2. Cel projektu

Celem projektu było określenie związków pomiędzy stopniem przekształcenia łęgów jesionowo-wiązowych a ich potencjałem do świadczenia usług regulacyjnych (związanych z procesami fizyczno-chemicznymi i biologicznymi regulowanymi przez organizmy żywe). Założono, że degradacja lasów łęgowych zakłóca ich funkcje i procesy ekologiczne oraz ogranicza podaż świadczeń regulacyjnych. Szukano odpowiedzi na pytania:

- Które składniki lasów łęgowych zostały najmocniej przekształcone i są najistotniejsze dla ich funkcjonowania?
- Na które świadczenia ekosystemowe zmiany w łęgach miały największy wpływ?

Bazując na uzyskanych wynikach przygotowana została ocena stanu badanych lasów łęgowych i ich usług oraz wytyczne do działań, koniecznych do utrzymania lub odbudowy ich różnorodności oraz prawidłowych funkcji ekologicznych i biologicznych.

[2] *Strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.*, http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm.

1.3. Specyfika łęgów jesionowo-wiązowych *Ficario-Ulmetum minoris*

W klasyfikacji fitosocjologicznej łęg jesionowo-wiązowy *Ficario-Ulmetum minoris* należy do: klasy *Querco-Fagetea* lasy liściaste, rzędu *Fagetalia sylvaticae* mezo- i eutroficzne lasy liściaste, związku *Alno-Ulmion* lasy łęgowe oraz podzwiązku *Ulmenion minoris*.

Głównym czynnikiem ekologicznym decydującym o specyfice łęgów są warunki wodne – w tym w szczególności związane z pionowym i poziomym ruchem wód. Częstotliwość i długotrwałość zalewów powierzchniowych, a także ruch wód gruntowych, decydują o specyfice poszczególnych form tego siedliska. Typowe łęgi jesionowo-wiązowe związane są z dolinami dużych rzek i zajmują najczęściej siedliska na współczesnych rzecznych terasach akumulacyjnych znajdujących się ponad poziomem wylewów corocznych i położonych w zasięgu zalewów epizodycznych. W miejscach takich tworzyły się gleby napływowe, typu mad rzecznych (właściwych, brunatnych, próchnicznych). Zbiorowisko to spotykane jest także na glebach gruntowo-glejowych i innych (Wanic i in. 2011).

Typowy łęg jesionowo-wiązowy jest zbiorowiskiem o zróżnicowanej strukturze pionowej i przestrzennej z wyraźnie zaznaczoną zmiennością sezonową. Drzewostan ma na ogół znaczne zwarcie i składa się z dwóch lub trzech warstw. W wyższej warstwie głównymi gatunkami są dąb szypułkowy *Quercus robur* oraz jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*. W niższych warstwach występują głównie wiązy: szypułkowy *Ulmus laevis*, polny *U. minor* i górski *U. gabra* oraz klon polny *Acer campestre*, jabłoń dzika *Malus sylvestris*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*, lipa drobnolistna *Tilia cordata*, grab zwyczajny *Carpinus betulus*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, klon pospolity *A. platanoides* i jawor *A. pseudoplatanus*, a rzadziej także topole: biała *Populus alba* i czarna *P. nigra* oraz wierzby: biała *Salix alba* i krucha *S. fragilis*. Wierzby odgrywają większą rolę w położeniach bliżej rzek, zaś jesion i olsza w miejscach bardziej oddalonych od cieków. Panowanie dębu w drzewostanie może wynikać z gospodarczej genezy lasu i promowania wysokoprodukcyjnych litych dębin. Większy udział graba i lipy jest często przejawem grądowienia łęgu. W warstwie krzewów, zwykle dość silnie rozwiniętej, dominują gatunki z drzewostanu oraz dereń świdwa *Cornus sanguinea*, szakłak pospolity *Rhamnus catharticus*, głóg jednoszyjkowy *Crataegus monogyna*, bez czarny *Sambucus nigra*, trzmielina pospolita *Euonymus europaeus*, kalina koralowa *Viburnum opulus*, porzeczka czerwona *Ribes spicatum* oraz leszczyna pospolita *Corylus avellana*. W runie, bogatym pod względem składu florystycznego oraz wewnętrznie zróżnicowanym na kilka poziomów, pokrywającym w optimum letnim 50-100% powierzchni, występują głównie byliny o dużych wymaganiach glebowych. Wśród nich liczną grupę stanowią rozwijające się wczesną wiosną geofity: ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna*, złoć żółta *Gagea lutea*, zawilce: żółty *Anemone ranunculoides* i gajowy *A. nemorosa*, piżmaczek wiosenny *Adoxa moschatelina* oraz kokorycze: pusta *Corydalis cava* i wątła *C. intermedia*. Wiosenny aspekt wzbogacają miodunka ćma *Pulmonaria obscura* i czworolist pospolity *Paris quadrifolia*. W letnim aspekcie runo tworzą: podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, czyściec leśny *Stachys sylvatica*, czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere*, gajowiec żółty *Galeobdolon luteum*, kokoryczka

wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum* a także gatunki o szerszych amplitudach socjologiczno-ekologicznych, takie jak: czosnaczek pospolity *Alliaria petiolata*, kuklik pospolity *Geum urbanum*, bluszczyk kurdybanek *Glechoma hederacea*, przytulia czepna *Galium aparine*, jasnota plamista *Lamium maculatum* oraz trędownik bulwiasty *Scrophularia nodosa*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, turzyca leśna *Carex sylvatica* i fiołek leśny *Viola reichenbachiana* z niewielkim udziałem traw (kostrzewa olbrzymia *Festuca gigantea*, prosownica rozpierzchła *Milium effusum*, wiechlina gajowa *Poa nemoralis*) i niskich krzewów (jeżyna popielica *Rubus caesius*). W warstwie mszaków, zwykle słabo, a nawet szczątkowo rozwiniętej, najczęstszymi gatunkami są: żurawiec fałdowany *Atrichum undulatum*, płożymerzyk falisty *Plagiomnium undulatum*, dzióbkowiec Swartza *Eurhynchium hians*, krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum* i skrzydlik cisolistny *Fissidens taxifolius* (Matuszkiewicz 2001).

Siedliska łęgu jesionowo-wiązowego występują na całym niżu oraz na niektórych obszarach wyżynnych Polski. W większości zostały one dawno wylesione, osuszone i zamienione na łąki lub grunty orne, dlatego naturalne lasy łęgowe zachowały się do dziś jedynie fragmentarycznie. Obecnie są to zbiorowiska rzadko spotykane w Polsce i całej Europie (Sienkiewicz i in. 2001; Tockner, Stanford 2002). Znaczna część pozostawionych lasów łęgowych straciła swoją specyfikę w następstwie pogłębiania i regulacji koryt rzecznych, a przede wszystkim budowy wałów przeciwpowodziowych, które ograniczyły zalewy i procesy aluwialne, przyczyniając się do zmian warunków glebowych i roślinności. Odcięcie lasów łęgowych od wpływu zalewów wodami rzecznymi lub obniżenie poziomu wód gruntowych uruchamia procesy powodujące przekształcanie się łęgów w grądy. Przejawem grądowienia jest ustępowanie gatunków łęgowych na rzecz grądowych w runie, ekspansja graba wpierw w podroście, a później w drzewostanie, wzrost zwarcia drzewostanu przy jednoczesnym ograniczeniu zwarcia warstwy podszytu oraz zastąpienie w podszycie przez leszczynę gatunków higrofilnych, jak dereń, kalina czy głóg. Grądowienie przejawia się także w procesach glebowych, powodując szybkie brunatnienie mad rzecznych, aż do ich przekształcenia się w gleby brunatne. Na zubożenie siedlisk wielogatunkowych drzewostanów łęgowych wpłynęła także dawniejsza gospodarka leśna, w wyniku której w wielu miejscach pojawiły się monokultury dębowe, olszowe, topolowe a nawet sosnowe. Nieuchronnym efektem gospodarczego użytkowania lasu jest również uproszczenie i ujednolicenie jego struktury, a także zubożenie w pewne, istotne z punktu widzenia wartości przyrodniczej elementy, jak np. martwe drzewa (Danielewicz, Pawlaczyk 2004).

W Polsce, dobrze zachowane łęgi jesionowo-wiązowe spotyka się głównie w dolinie Odry na Dolnym Śląsku, a także nad Wartą. Zbliżone do naturalnych łęgi, podlegające przynajmniej okazjonalnym zalewom, cechują się stosunkowo niewielkim zwarciem drzewostanu i jego silnym zróżnicowaniem przestrzennym. Szczególnie cenne są zachowane w takich warunkach stare drzewostany, zwłaszcza te o nieujednoliconej w wyniku gospodarki leśnej strukturze i z zachowanym udziałem drzew martwych i zamierających.

Dobrze zachowane lasy łęgowe stabilizują warunki wodne i decydują o naturalnej retencji wód. Są ważnym elementem dolinnego korytarza ekologicznego, ostoją różnorodności biologicznej – miejscem bytowania wielu osiadłych i wędrownych gatunków zwierząt (m.in. ptaków, owadów) oraz roślin. Zmiana warunków siedliskowych oraz nadmierna eksploatacja

prowadzi do degradacji łęgów, która może ograniczyć te funkcje, wpłynąć negatywnie na ich ekologiczny potencjał i świadczenia ekosystemowe.

W dolinie Wisły większość zachowanych fragmentów łęgów jesionowo-wiązowych, nawet tych z zachowanymi starymi drzewostanami, znajduje się obecnie w zmienionych warunkach siedliskowych, co zagraża zniszczeniem ich łęgowej specyfiki.

1.4. Świadczenia regulacyjne lasów łęgowych

Unijna strategia dotycząca lasów (COM (2013) 659 final) zwraca szczególną uwagę na wielofunkcyjność lasów dostarczających wiele różnych usług ekosystemowych. Wśród nich duże znaczenie mają usługi regulacyjne, takie jak np.: regulacja składu chemicznego atmosfery, regulacja temperatury i wilgotności powietrza czy kontrola szkodników – gatunków inwazyjnych (Barredo i in. 2015). Dotyczą one procesów, w których organizmy żywe pełnią rolę mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka (Haines-Young, Potschin 2018). Związek pomiędzy stanem (kondycją) ekosystemu a usługami regulacyjnymi jest zazwyczaj pozytywny. Ekosystemy powinny być w dobrym stanie, by móc świadczyć wiele usług (Smith i in. 2017). Te zależności sprawiają, że potencjał do świadczenia usług może być oceniany na podstawie różnych charakterystyk kondycji/stanu ekosystemu, obejmujących jakość środowiska (fizyczną i chemiczną) oraz strukturalne i funkcjonalne cechy ekosystemu (jakość biologiczna) odnotowane w określonym momencie i przedstawione za pomocą odpowiednich, bazujących na badaniach naukowych wskaźników (Maes i in. 2018).

Do oceny potencjału lasów łęgowych do świadczenia usług regulacyjnych wykorzystano szereg wskaźników bazujących na danych zebranych podczas badań terenowych. W większości są to wskaźniki znane z literatury, jednak do tej pory nie były powszechnie stosowane do oceny świadczeń ekosystemowych, szczególnie w lasach łęgowych. Badania dotyczyły wybranych świadczeń regulacyjnych. Według najnowszej międzynarodowej klasyfikacji świadczeń ekosystemowych *CICES v5.1* (Haines-Young, Potschin 2018) są to:

1. regulacja składu chemicznego atmosfery (2.2.6.1)[3],
2. dekompozycja i procesy wiązania wpływające na jakość gleby (2.2.4.2),
3. regulacja temperatury i wilgotności powietrza (2.2.6.2),
4. kontrola szkodników – gatunków inwazyjnych (2.2.3.1),
5. zapylanie (2.2.2.1),
6. cykl hydrologiczny i regulacja przepływu wody (2.2.1.3),
7. regulacja składu chemicznego wód (2.2.5.1).

Ad. 1. Pierwsze z tych świadczeń dotyczy ważnej roli lasów związanej z redukcją zanieczyszczeń atmosfery ziemskiej mających m.in. wpływ na zmianę klimatu Ziemi. Wzrost stężenia dwutlenku węgla w atmosferze jest powszechnie uważany za podstawową przyczynę obserwowanych w ostatnich dekadach zmian klimatu. Dla zminimalizowania jego

[3] Kody świadczeń według *CICES v.5.1*.

niekorzystnych skutków podejmowane są działania zmierzające do ograniczenia wielkości emisji gazów cieplarnianych. Służą temu między innymi zobowiązania ponad 150 państw, które podpisały sporządzony w Kioto w 1997 roku protokół do konwencji w sprawie zmian klimatu (Dz.U. 2005 nr 203 poz. 1684). Magazynowanie węgla przez ekosystemy to jedna z najważniejszych funkcji mających wpływ na wszystkie elementy środowiska przyrodniczego (Lal 2004, 2005; Wall i in. 2012). Ważnym rezerwuarem węgla są gleby oraz biomasa roślin. Gospodarka leśna, ze względu na przewagę akumulacji nad wielkością uwalnianego dwutlenku węgla w skali globalnej, wymieniana jest jako istotne narzędzie sterowania wielkością jego stężenia w atmosferze (Orzeł 2015). Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego może być także powodowane poprzez zwiększoną zawartość pyłów, metali ciężkich, czy też związków azotu i siarki. Spośród grupy metali ciężkich, traktowanych jako substancje zanieczyszczające powietrze atmosferyczne, bardzo istotna jest zawartość w nim miedzi Cu, niklu Ni i cynku Zn, a następnie rtęci Hg, arsenu As i kadmu Cd. Metale ciężkie wraz z opadami są transferowane do gleby, gdzie ulegają akumulacji, głównie w postaci sorpcji, wypierając z kompleksu sorpcyjnego kationy o charakterze zasadowym. Ze względu na niską dynamikę zmian zawartości metali ciężkich w kompleksie sorpcyjnym gleb, wielkości te mogą być stosowane jako wskaźnik jakości powietrza (Solon i in. 2017).

Ad. 2. Kolejnym ważnym świadczeniem jest dekompozycja i procesy wiązania wpływające na jakość gleby. Proces dekompozycji (mineralizacji i humifikacji) materiału organicznego deponowanego na powierzchni terenu w postaci szczątków pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego jest jednym z podstawowych warunków prawidłowego funkcjonowania gleby. Tempo i kierunek tych przemian zależy od żyzności siedliska oraz właściwości gleby, w tym głównie od jej uziarnienia i wilgotności (Bednarek i in. 2004a). W procesie mineralizacji dochodzi do mikrobiologicznego rozkładu szczątków organicznych do prostych związków mineralnych, natomiast humifikacja jest złożonym, wieloetapowym procesem strukturalnych i chemicznych przemian, jakim w glebie podlegają szczątki obumarłych roślin i zwierząt – głównie pod wpływem organizmów glebowych i czynników atmosferycznych (Kowaliński, Gonet 1999; Bednarek i in. 2004a). W zależności od żyzności siedliska i kierunku przemian szczątków organicznych, poziomy próchniczne powstające bezpośrednio pod poziomem organicznym mogą różnić się między sobą miąższością, barwą oraz zawartością węgla organicznego. Próchnica jest jednym z najważniejszych składników gleby, która wchodzi w skład tzw. kompleksu sorpcyjnego, czyli ogółu mineralnych i organicznych koloidów glebowych zdolnych do wiązania jonów. Zdolności sorpcyjne warunkują spełnianie podstawowych funkcji gleby, m.in. takich jak zatrzymywanie wody, magazynowanie i dostarczanie składników pokarmowych (dla mikroorganizmów i roślin) oraz unieszkodliwianie potencjalnie szkodliwych dla organizmów żywych substancji, które dostają się do gleby (Bednarek i in. 2004b). Obok próchnicy glebowej ważną rolę w kształtowaniu właściwości sorpcyjnych gleby pełnią również minerały ilaste. Stąd też można wnioskować, że gleby o większej zawartości drobnych frakcji będą charakteryzowały się większą zdolnością do pochłaniania różnych substancji niż np. gleby piaszczyste (np. Bednarek i in. 2004ab; Dominati 2013; Makovníková i in. 2017).

Ad. 3. Poprawa warunków atmosferycznych otoczenia (w skali mikro- i topoklimatycznej) wynikająca z obecności roślinności, która wpływa pozytywnie na warunki życia ludzi, jest

oczekiwaną korzyścią ze świadczenia: regulacja temperatury i wilgotności powietrza. W literaturze klimatologicznej topoklimat rozumie się jako klimat miejscowy, czy klimat lokalny (Yoshino 1975). W obu przypadkach chodzi o miejsce – nie tyle jednak w znaczeniu punktu, ile raczej małej powierzchni, bliskiej okolicy, czy niewielkiego obszaru. Jednym z podstawowych celów badań topoklimatycznych jest określenie zróżnicowania przestrzennego różnych elementów klimatu w skali lokalnej. Przyczyn różnic przestrzennych klimatu poszukuje się uwzględniając cechy rzeźby terenu oraz jego zagospodarowanie. Obserwacje prowadzone są w miejscach o różnym stopniu zasłonięcia horyzontu, czy też zróżnicowanych cechach fizycznych podłoża atmosfery. Istotne są nie tyle wartości poszczególnych elementów meteorologicznych, które są zależne przede wszystkim od ogólnych cech fizycznych zalegającej masy powietrza, ile ich odchylenia od tzw. "warunków standardowych" lub różnic pomiędzy badanymi stanowiskami. Zakłada się przy tym, że kierunek odchyleń jest stałą, topoklimatyczną cechą danego fragmentu terenu. Sama wielkość odchyleń może się natomiast różnić w odmiennych warunkach pogodowych (Geiger 1969; Lee 1978; Oke 1987; Paszyński i in. 1999; Błażejczyk, Kunert 2011). Jednym z elementów opisujących cechy topoklimatu danego obszaru są warunki termiczne. Lasy łęgowe należą do zbiorowisk roślinnych stanowiących siedlisko wielu gatunków. Zróżnicowanie gatunkowe w poszczególnych płatach i topografia danego terenu decydują o warunkach termicznych, co pozwala na uchwycenie pewnych różnic topoklimatycznych. W tym przypadku szata roślinna staje się czynnikiem oddziałującym na klimat.

Ad. 4. Innym istotnym świadczeniem jest kontrola gatunków inwazyjnych. Inwazje obcych gatunków stanowią jedno z podstawowych zagrożeń dla różnorodności biologicznej na świecie (Mack i in. 2000; Davis 2003; Essl i in. 2017). Artykuł 120.2f ustawy o ochronie przyrody definiuje obce gatunki inwazyjne, jako gatunki obce, *które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880). Gatunki takie generują również różnego typu koszty: poniesione w związku z ich zwalczaniem, w postaci utraconych zasobów (np. wskutek zachwaszczenia upraw) czy w skutek obniżenia wartości rynkowej gruntów (Tokarska-Guzik i in. 2012). Niektóre gatunki, jak np. barszcz Sosnowskiego, są wręcz szkodliwe dla zdrowia ludzi i zwierząt mających z nimi kontakt (Nielsen i in. 2005; Wojtkowiak i in. 2008). Lasy łęgowe należą do zbiorowisk roślinnych stanowiących dogodne siedlisko dla znacznej liczby gatunków inwazyjnych. Tokarska-Guzik i in. (2012) podają dla grupy łęgów wierzbowych, topolowych, olszowych i jesionowych (kod siedliska przyrodniczego 91E0) aż 16 takich gatunków. Dużej podatności łęgów na inwazje sprzyjają m.in.: lokalizacja w dolinach rzek, które są kanałami migracyjnymi dla roślin, występowanie licznych zaburzeń (np. zmienna wilgotność gleby, powstawanie luk w drzewostanie zwiększających lokalnie nasłonecznienie) i zwykle wysoka żyzność siedliska (Hood, Naiman 2000; Kucharczyk 2003; Planty-Tabacchi i in. 2001). Stwarzaniu dogodnych warunków dla osiedlania się gatunków obcych sprzyja też działalność człowieka, powodująca m.in. wprowadzanie zaburzeń i dostawę propagul, czyli nasion i innych części roślin, z których mogą wyrosnąć nowe osobniki (Kueffer 2017).

Ad. 5. Kolejną podstawową usługą regulacyjną jest zapylanie roślin uprawianych przez człowieka. Globalna wartość tego świadczenia jest szacowana na 361 miliardów dolarów

rocznie (Lautenbach i in. 2012). Na świecie około 75% gatunków roślin uprawnych jest zapylanych przez zwierzęta, w tym przede wszystkim przez pszczoły (Klein i in. 2007; Winfree 2010). Pszczoły (*Hymenoptera: Apoidea*) jako najważniejsze zapylacze są krytycznie ważną grupą funkcjonalną (Greenleaf i in. 2007). Spośród ponad 16 000 gatunków pszczół opisanych na całym świecie (Michener 2007) pszczoły miodne (*Apis mellifera*), trzmiele (*Bombus*), miesierki (*Megachile*) i murarki (*Osmia*) zostały uznane za najbardziej wydajne zapylacze upraw (Nogué i in. 2016). Co istotne, dzikie pszczoły są równie skutecznymi zapylaczami jak pszczoły miodne, a w przypadku niektórych gatunków roślin nawet bardziej skuteczne (Winfree 2010). Oprócz istotnej roli odgrywanej w odniesieniu do roślin uprawnych, pszczoły są również głównymi zapylaczami dzikich roślin (Klein i in. 2007). Czyniąc swą powinność podtrzymują różnorodność biologiczną i wpływają na wiele procesów naturalnych, tym samym warunkując dostarczanie innych świadczeń dla człowieka.

Ad. 6. Wpływ na cykl hydrologiczny i regulację przepływu wody mają w łęgach przede wszystkim właściwości retencyjne gleb. Umożliwiają łagodzenie skutków zarówno okresów suszy i posuchy, jak i nadmiernej ilości wody w okresach ulewnych deszczy. Jedną z miar umożliwiających ocenę potencjalnych możliwości kształtowania się retencji wody w glebie jest jej zapas, jaki może przyjąć dany pedon w warunkach polowej pojemności wodnej. Zapas ten określa zdolność magazynowania wody w danej glebie, niezależnie od zjawisk grawitacyjnych. W dużym stopniu zależy on od składu granulometrycznego substratu, typu próchnicy oraz form użytkowania (Solon i in. 2017). Pomiędzy roślinnością i wodą gruntową istnieją wzajemne powiązania. Woda w glebie wpływa na skład gatunkowy szaty roślinnej. Z drugiej strony świat roślin zmienia nie tylko pobieranie i oddawanie wody przez glebę, ale w pewnych warunkach także pierwotne pobieranie wody z opadów, stosownie do ich ilości i jakości, a ponadto wpływa na zapas wody w glebie potrzebny do własnego użytku (Keller 1975).

Ad. 7. Ekosystemy lasów łęgowych znane są ze swoich właściwości buforowych, które pozwalają na redukcję zanieczyszczeń trafiających do wód z obszarów rolniczych (Hefting i in. 2006), czyli regulację składu chemicznego wód gruntowych i powierzchniowych. Głównym źródłem zanieczyszczeń jest produkcja roślinna (nawożenie mineralne i organiczne) i zwierzęca (zaniedbania w zakresie gromadzenia, przechowywania i stosowania odchodów zwierzęcych), woda z opadów atmosferycznych oraz ścieki komunalne. Do substancji biogennych należą związki azotu (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+), fosforu, wapnia, żelaza i niektórych mikro- i makroelementów: cynku, magnezu, miedzi, sodu i potasu. Najwięcej uwagi poświęca się związkom azotowym. Ich usuwanie w strefie buforowej związane jest przede wszystkim z procesem denitryfikacji oraz poborem azotu przez rośliny. Na efektywność obu procesów wpływa szereg czynników, takich jak warunki klimatyczne, skład gatunkowy roślinności czy ładunek zanieczyszczeń. Podczas badań prowadzonych w ekosystemach nadrzecznych w kilku miejscach w Europie, Hefting i in. (2005) stwierdzili istotnie wyższy pobór azotu i jego retencję w zbiorowiskach leśnych w porównaniu do łąk strefy buforowej.

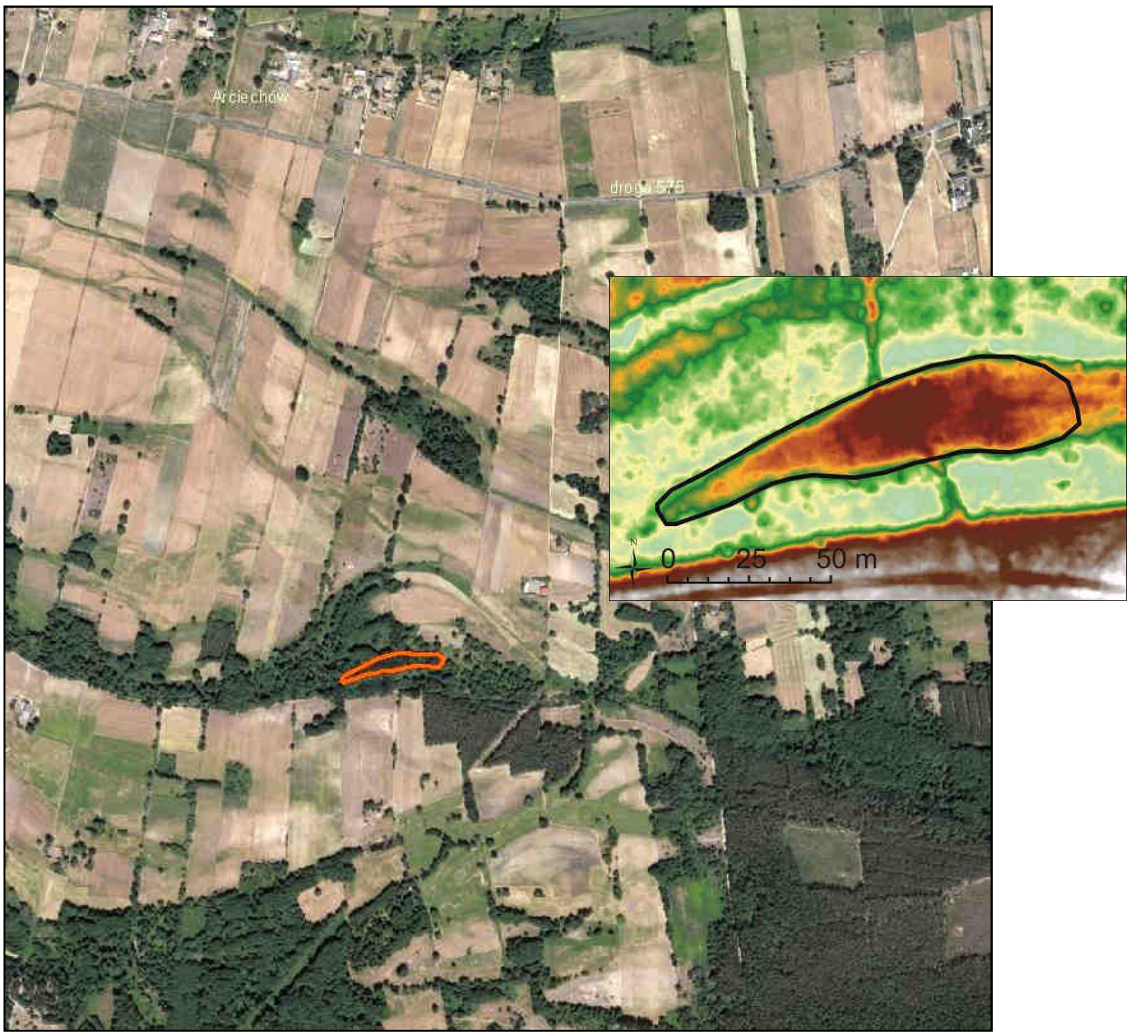
2. METODYKA BADAŃ

2.1. Teren badań – wybór powierzchni badawczych

Badania prowadzono w dolinie środkowej Wisły, na terenie województwa mazowieckiego. Wybrane zbiorowiska (6 powierzchni badawczych – ryc. 1) zostały wyselekcjonowane spośród ponad 50 płatów łęgów jesionowo-wiązowych zwizytowanych podczas zwiadu terenowego przeprowadzonego w sierpniu 2016 r. Zwiad był poprzedzony analizą zdjęć lotniczych, map leśnych i mapy roślinności doliny Wisły (Matuszkiewicz i in. 2005), na podstawie której zlokalizowano położenie wszystkich płatów łęgów jesionowo-wiązowych na wytypowanym odcinku doliny Wisły (od Maciejowic do Płocka) i wybrano te o powierzchni min. 0,2 ha. Rekonesans terenowy umożliwił następnie wyeliminowanie płatów lasów najsilniej odkształconych (często zupełnie niemożliwych do zakwalifikowania jako łęg jesionowo-wiązowy, choć położonych na siedlisku *Ficario-Ulmetum minoris*) i poddanych bardzo silnej presji antropogenicznej (niebezpieczeństwo częstej ingerencji człowieka). Przy selekcji uwzględniany był także wiek drzewostanu. Wybrano drzewostany starsze: dojrzewające i dojrzałe (średnia wieku 60-110 lat).

Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych, kolejno z zachodu na wschód: Bielino, Białobrzegi, Arciechówek, Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny

Delimitację granic powierzchni badawczych prowadzono zgodnie z zasięgiem płatu lasu o charakterze łęgu jesionowo-wiązowego (przede wszystkim pod względem składu drzewostanu). Niejednokrotnie, aby ustalić jednoznacznie przebieg granicy w strefie przejścia między lasem łęgowym a zbiorowiskiem sąsiadującym (najczęściej lasem olszowym) posiłkowano się precyzyjnymi danymi wysokościowymi wygenerowanymi z danych LiDAR (ryc. 2).



Ryc. 2. Zasięg powierzchni badawczej Arciechówek na tle ortofotomapy i wizualizacji barwnej numerycznego modelu terenu (MNT) wygenerowanego z danych LiDAR

2.2. Historia lasów

Do rekonstrukcji dawnego użytkowania ziemi na sześciu powierzchniach badawczych wykorzystano kilkanaście serii map powstałych od końca XVIII wieku do współczesności (tab. 1). O ile na badanym obszarze mapy osiemnasto- i dziewiętnastowieczne, ze względu na stosowane mniejsze skale i ówczesne techniki kartograficzne, pozwalają jedynie orientacyjnie określić typ użytkowania ziemi/pokrycia terenu, to już opracowane w okresie międzywojennym szczegółowe mapy topograficzne

Wojskowego Instytutu Geograficznego (WIG) w skali 1:25 000, tak jak i mapy późniejsze, umożliwiają z dużą dozą prawdopodobieństwa określenie tego parametru.

Większość map w formie skanów pozyskano z internetowego archiwum map (http://polski.mapywig.org). Pozostałe mapy w formie papierowej, głównie powojenne (w tym m.in. mapy obrębowe powiatów z lat 1950. i 1960.), udostępniła Centralna Biblioteka Geografii i Ochrony Środowiska (CBGiOŚ). Znaki topograficzne zamieszczone na mapach interpretowano zgodnie z odpowiednimi kluczami (WIG 1925, 1931). Analizy kartograficzne prowadzono w systemie informacji geograficznej (GIS) z wykorzystaniem oprogramowania ArcGIS 10.1, zgodnie z dobrymi praktykami stosowanymi w podejściu badawczym znanym jako GIS historyczny (ang. *Historical GIS*) (Gregory, Ell 2007; Knowles 2008; Affek 2012).

Tabela 1. Materiały kartograficzne wykorzystane do rekonstrukcji dawnego użytkowania ziemi na 6 powierzchniach badawczych

Mapa	Skala	Aktualność treści	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Mapa K. de Perthéesa (szczegółowa mapa województwa płockiego i okolica Warszawy w *diametrze piąciu mil*)	1:225 000	1783, 1806	+	+	+	+	+	+
Mapa rosyjska dwuwiorstówka (Новая Топографическая Карта Западной России)	1:84 000	1838, 1890				+	+	+
Topograficzna Karta Królestwa Polskiego (Mapa Kwatermistrzostwa)	1:126 000	ok. 1840	+	+	+	+	+	+
Spezialkarte der österreichisch-ungarischen Monarchie	1:75 000	1911					+	+
Karte des westlichen Russlands	1:100 000	1911-1915	+	+	+	+	+	+
Mapa topograficzna WIG	1:25 000	1929-1935	+	+	+	+	+	+
Bodenschatzungskarte	1:25 000	1941-1943	+	+	+			
Mapa topograficzna wojskowa	1:10 000	1949-1950				+	+	+
Mapa topograficzna układ Borowa Góra	1:50 000	1948, 1951	+	+	+	+	+	+
Mapa obrębowa powiatów	1:25 000	1959, 1960	+	+	+	+	+	+
Mapa topograficzna	1:10 000	1972,1973	+	+	+			
Mapa topograficzna układ 1965	1:25 000	1972-1980	+	+	+	+	+	+

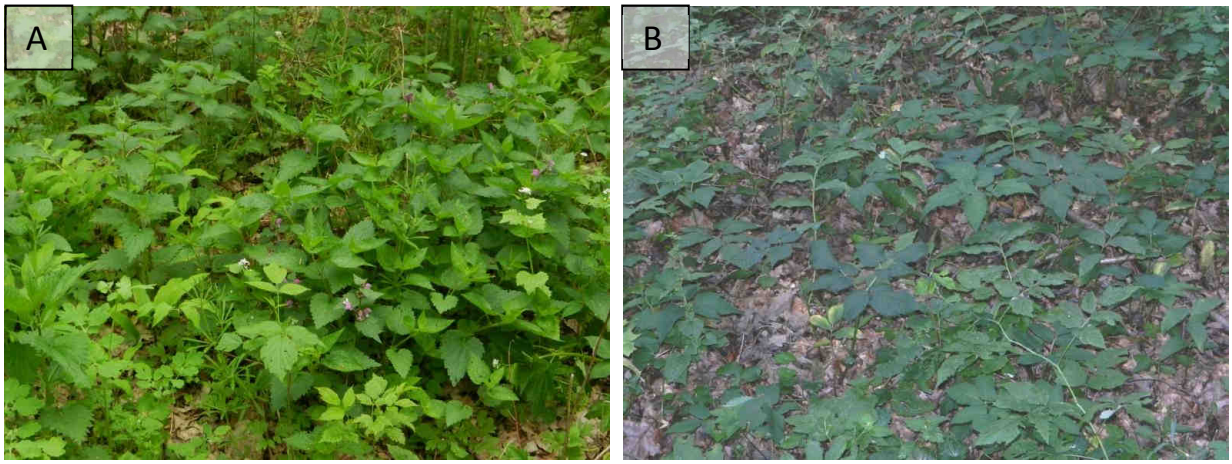
2.3. Określenie wieku drzewostanów

Prace nad określeniem wieku drzewostanów przebiegały w kilku etapach, co było związane z brakiem kompletnej i jednolitej informacji dla wszystkich powierzchni. Wynikało to z faktu, że lasy na dwóch stanowiskach (Łyczyńskie Olszyny – rezerwat i Jabłonna – park przypałacowy) nie podlegają Państwowemu Gospodarstwu Leśnemu Lasy Państwowe, a tym samym nie są objęte standardową taksacją leśną. Jako materiał referencyjny wykorzystano mapy z Banku Danych Leśnych, z których pozyskano opisy taksacyjne drzewostanów (w tym gatunki w poszczególnych warstwach drzewostanu, wiek i klasę bonitacji). W przypadku czterech stanowisk (Arciechówek, Białobrzegi, Bielino i Kępa Oborska) dane pochodziły z właściwych oddziałów i wydzieleń, zaś w przypadku stanowisk w rezerwacie i parku – z sąsiadujących jednostek taksacyjnych o zbliżonym drzewostanie. Dalsze prace przebiegały następująco:

1. Zestawiono dane z pomiarów 962 drzew i krzewów, które zostały wykonane na powierzchni 18 zdjęć fitosocjologicznych, uznanych za miejsca reprezentatywne dla danego drzewostanu.
2. W celu obliczenia przeciętnej pierśnicy i wysokości dla poszczególnych gatunków drzew wchodzących w skład drzewostanu wybrano z powyższego zbioru tylko drzewa o pierśnicy ≥ 5 cm i wysokości ≥ 4 m (zgodnie z wytycznymi *Instrukcji urządzania lasu*, rozdz. 3.3.14). Finalny zbiór pomiarowy liczył 214 drzew (średnio ok. 36 na stanowisku) i obejmował następujące gatunki: wiąz szypułkowy (70 drzew), czeremchę zwyczajną (66), olszę czarną (26), dąb szypułkowy (23), klon pospolity (9), olszę szarą (9), topolę białą (5), jesion wyniosły (2), klon jawor (2), klon polny (1) i wiąz górski (1).
3. Wiek drzewostanów na poszczególnych stanowiskach, po konsultacji z dendrometrami z Wydziału Leśnego SGGW, wyliczono na podstawie: (a) empirycznie określonych przeciętnych pierśnic i wysokości, (b) klas bonitacji drzewostanu z Banku Danych Leśnych oraz (c) wartości z *Tablic zasobności i przyrostu drzewostanów* (Szymkiewicz 2001). Dla gatunków nieobjętych *Tablicami* zastosowano tablice gatunków drzew o zbliżonej dynamice rozwoju, a mianowicie: dla topoli – według osiki, dla klonu – według buka, dla wiązu – według dębu, zaś dla pozostałych gatunków (czeremcha zwyczajna) – według brzozy (zgodnie z wytycznymi *Instrukcji urządzania lasu*, rozdz. 3.3.16).

2.4. Badania fitosocjologiczne – ocena stanu siedliska (stopnia odkształcenia)

W każdym z sześciu badanych płatów wykonano trzy zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 100 m^2 (wzdłuż transektu o długości 200 m i szerokości 10 m), zgodnie z wytycznymi monitoringu siedlisk przyrodniczych. Na każdej powierzchni oszacowano pokrycie warstw drzew (A), krzewów (B) oraz warstwy runa z podziałem na rośliny zielne (C) i mszaki (D). Dla każdej warstwy zanotowano wszystkie gatunki określając ich pokrycie według zmodyfikowanej skali Braun-Blanqueta (1964): 5 – gatunek pokrywa 75,1-100%, 4 – 50,1-75%, 3 – 25,1-50%, 2 – 10,1-25%, 1 – 1,1-10%, + – do 1% (Wysocki, Sikorski 2009). Zdjęcia wykonano w dwóch terminach. Pierwsze obserwacje prowadzono w maju (11-18.05.2017 r.), aby uchwycić aspekt wczesnowiosenny, kolejne w lipcu (17-28.07.2017 r.), by zarejestrować aspekt letni (ryc. 3AB). Gatunki roślin naczyniowych rozpoznawano w terenie, natomiast okazy trudniejszych do identyfikacji gatunków mchów pobrano do oznaczenia z użyciem mikroskopu optycznego.



Ryc. 3. Arciechówek – runo w aspekcie: A. wiosennym, B. letnim (fot. A. Kowalska)

Materiały ze zdjęć fitosocjologicznych posłużyły do określenia bogactwa gatunkowego badanych lasów i oceny stanu siedliska, jego struktury i funkcji (stopnia odkształcenia). Były wykorzystane również do oceny odporności badanych lasów na inwazję obcych gatunków roślin (rozdz. 2.5) oraz do określania potencjału siedliskowego dla dzikich zapylaczy i zasobów roślin miododajnych (rozdz. 2.11).

Dla każdego zdjęcia podano ogólne bogactwo gatunkowe (BG) oraz bogactwo gatunkowe runa (BR), a także liczebność gatunków charakterystycznych dla łęgów (GCh), gatunków starych lasów (GSL – gatunków leśnych bardzo wolno kolonizujących izolowane, nowe lasy lub do tego niezdolnych; ich obecność sugeruje długie i nieprzerwane istnienie w danym miejscu siedliska leśnego – Peterken 1974), apofitów (Ap – gatunków synantropijnych rodzimego pochodzenia) i kenofitów (K – gatunków obcego pochodzenia) (Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002). W oparciu o preferencje siedliskowe gatunków wyrażone liczbami wskaźnikowymi Ellenberga (Ellenberg i in. 1992; Schmidt i in. 2011) obliczono dla każdego

zdjęcia średnie ważone wskaźniki ekologiczne (uwzględniono pokrycie gatunków): natężenia światła L_{EIV}, wilgotności podłoża F_{EIV}, odczynu podłoża R_{EIV} i trofizmu podłoża N_{EIV}. Zbadano, czy występują korelacje pomiędzy bogactwem gatunkowym (BG, BR, GCh, GLS, Ap i K) a średnimi wartościami wskaźników ekologicznych oraz pokryciem warstw A, B, C i D. Obliczono współczynniki korelacji Spearmana. Wybrano korelacje nieparametryczne ze względu na brak normalności rozkładu analizowanej zmiennej, co stwierdzono przy pomocy testu Shapiro−Wilka. Wszystkie analizy statystyczne wykonano w programie PAST 2.17 (Hammer i in. 2001).

Stopień odkształcenia

Stopień odkształcenia badanych zbiorowisk został określony według wytycznych Monitoringu siedlisk przyrodniczych (Pawlaczyk 2012) dotyczących waloryzacji parametrów stanu i wskaźników specyficznej struktury oraz funkcji siedliska przyrodniczego *91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe*. Wzięto pod uwagę następujące wskaźniki:

- charakterystyczna kombinacja florystyczna runa*,
- gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy*,
- liczba gatunków z grupy ‘wiązy, dąb, jesion’ występujących w drzewostanie,
- różnorodność gatunkowa warstwy krzewów,
- gatunki obce ekologicznie w drzewostanie,
- gatunki obce geograficznie w drzewostanie*,
- martwe drewno (łączne zasoby w $m^3 \cdot ha^{-1}$; parametr jakościowy nie był brany pod uwagę ze względu na zastosowanie innej metodyki pomiaru),
- wiek drzewostanu (obecność starodrzewu),
- naturalne odnowienie drzewostanu,
- struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu,
- przejawy procesu grądowienia,
- ekspansywne gatunki obce w podszycie i runie,
- ekspansywne gatunki rodzime (apofity) w runie,
- stosunki wodno-wilgotnościowe*,
- zniszczenie runa i gleby związane z pozyskiwaniem drewna, inne zniekształcenia (rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecenie),
- stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska.

Stan zbiorowisk został określony w trójstopniowej skali: właściwy FV, niezadowalający U1, zły U2. W sumarycznej ocenie uwzględniano przede wszystkim wskaźniki kardynalne (*).

Badane zbiorowiska zakwalifikowano do dwóch grup: (1) o stanie właściwym FV i (2) niezadowalającym U1. Dla każdej z wyróżnionych grup obliczono średnie pokrycie warstwy A, B, C i D, średnią liczbę gatunków (BG, BR, GCh, GLS, Ap i K) oraz średnie wartości wskaźników ekologicznych. Różnice między średnimi dla grup zbadano przy pomocy nieparametrycznego testu *U* Manna−Whitneya dla p=0,05.

2.5. Pomiar biomasy

Zdolność ekosystemów leśnych do wiązania węgla z CO_2 jest jednym z mechanizmów odgrywających ważną rolę w globalnym bilansie gazów cieplarnianych (Lehtonen i in. 2004), a tym samym w regulacji składu chemicznego atmosfery (2.2.6.1 – *CICES v5.1*). Rośliny pobierają CO_2 z atmosfery w ramach procesu fotosyntezy, wydzielając jednocześnie tlen. W wyniku oddychania część pobranego CO_2 oddają z powrotem do atmosfery, natomiast pozostałą ilość magazynują w postaci materii organicznej (biomasy). W ekosystemach leśnych węgiel asymilowany z atmosfery w postaci CO_2 wiązany jest w tkankach mechanicznych oraz przewodzących drzew i w ten sposób zostaje wycofany z dynamicznych zmian zachodzących w ekosystemie, niejednokrotnie na wiele lat (*Ekspertyza*… 2010). Dla dokładnego określenia zasobów węgla w lasach niezbędne jest poznanie udziału poszczególnych ich części składowych. W ostatnich latach obserwuje się intensyfikację badań nad określaniem biomasy leśnej i szacowaniem ilości związanego w niej węgla (np. Zasada i in. 2008; Gazda i in. 2015; Orzeł 2015).

Biomasa drzew, krzewów oraz roślinności runa została określona na podstawie pomiarów terenowych. Na powierzchni każdego zdjęcia fitosocjologicznego zmierzono wysokość (wysokościomierz Suunto PM-5/1520) i pierśnicę (średnica na wys. 1,30 m; średnicomierz CODIMEX 80 cm) wszystkich drzew i krzewów (ryc. 4) oraz pobrano po trzy próbki roślinności runa (o wys. <0,5 m) z losowo wybranych powierzchni kołowych o powierzchni 0,1 m^2.

Ryc. 4. Pomiar pierśnicy drzewa średnicomierzem CODIMEX 80 cm (fot. M. Kowalska)

Pomiary wspomnianych parametrów zostały wykorzystane do oszacowania biomasy nadziemnej z zastosowaniem funkcji regresyjnych (Zianis i in. 2005; Muukkonen, Mäkipää 2006; Škėma i in. 2015; tab. 2).

Tabela 2. Funkcje regresyjne zastosowane do oszacowania biomasy gatunków drzew i krzewów odnotowanych na badanych powierzchniach; B – całkowita nadziemna biomasa [kg suchej masy], H – wysokość [m], D – pierśnica [cm], N – liczba osobników

Gatunek	Równanie	Źródło
Acer platanoides/ Acer pseudoplatanus	$B = 0{,}547726\ (D^2\ H)^{0{,}9287401}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Acer campestre	$B = 0{,}05\ D^{2{,}67}$	Alberti i in. 2006
Alnus glutinosa	$B = 0{,}00079\ D^{2{,}28546}$	Zianis i in. 2005
Alnus incana	$B = 0{,}0003\ D^{2{,}42847}$ $B = 0{,}000499\ D^{2{,}337592}$	Zianis i in. 2005
Carpinus betulus	$B = 0{,}0268358\ (D^2\ H)^{1{,}0274902}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Corylus avellana	$B = 0{,}0768\ H^{1{,}8329}$	Hamburg i in. 1997
Fraxinus excelsior	$B = 0{,}0630105\ (D^2\ H)^{0{,}9215174}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Populus sps	$B = 0{,}0265178\ (D^2\ H)^{0{,}9669392}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Prunus padus	$B = 0{,}12\ D^{2{,}33}$	Alberti i in. 2006
Quercus robur	$B = 0{,}0466705\ (D^2\ H)^{0{,}9577435}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Tilia cordata	$B = 0{,}0206071\ (D^2\ H)^{1{,}0049997}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Ulmus sps	$B = 0{,}0347775\ (D^2\ H)^{0{,}9716166}$	Muukkonen, Mäkipää 2006
Gatunki krzewów	$B = N\ 0{,}003\ H^{3{,}8844}$	Škėma i in. 2015

Tak obliczona biomasa została następnie przeliczona na zasoby węgla organicznego według wzoru:

$$M = 0{,}5\times(B + B\times 0{,}2/0{,}25)$$

gdzie: M – masa zakumulowanego węgla w danej ilości suchej masy [t], B – nadziemna biomasa [t], 0,5 – współczynnik przeliczeniowy na zawartość węgla w suchej masie, 0,2 (gat. iglaste)/0,25 (gat. liściaste) – wskaźniki przeliczeniowe określenia biomasy korzeni (*Guidelines*… 1996; Suchanek i in. 2012).

Zebrane próbki roślinności runa były suszone w temperaturze 70°C przez 24 h, następnie zostały zmielone na proszek i zważone. Zawartość węgla organicznego została określona metodą Altena, uśredniona i przeliczona na powierzchnię zdjęcia fitosocjologicznego.

Pomiary biomasy zostały wykorzystane do oszacowania całkowitych zasobów węgla organicznego związanego w badanych łęgach (wskaźnik dla świadczenia: regulacja składu chemicznego atmosfery – 2.2.6.1). Analogiczne metody zostały zastosowane przy określaniu zasobów węgla w łęgach w dolinie Dunaju (Cierjacks i in. 2010) i na Suwalszczyźnie (Solon i in. 2017).

2.6. Badania odporności na inwazję obcych gatunków roślin

Inwazją obcych gatunków roślin nazywamy rodzaj ekspansji terytorialnej gatunków (tzn. poza obszar ich naturalnego zasięgu geograficznego), przebiegającej gwałtownie i masowo, a będącej wynikiem pośredniego lub bezpośredniego udziału człowieka. Obce inwazyjne gatunki roślin to obce gatunki zadomowione (tzn. tworzące stabilne populacje na nowym terenie bez lub pomimo bezpośredniej interwencji człowieka), które wywołują zagrożenia dla lokalnej różnorodności biologicznej i/lub gospodarki.

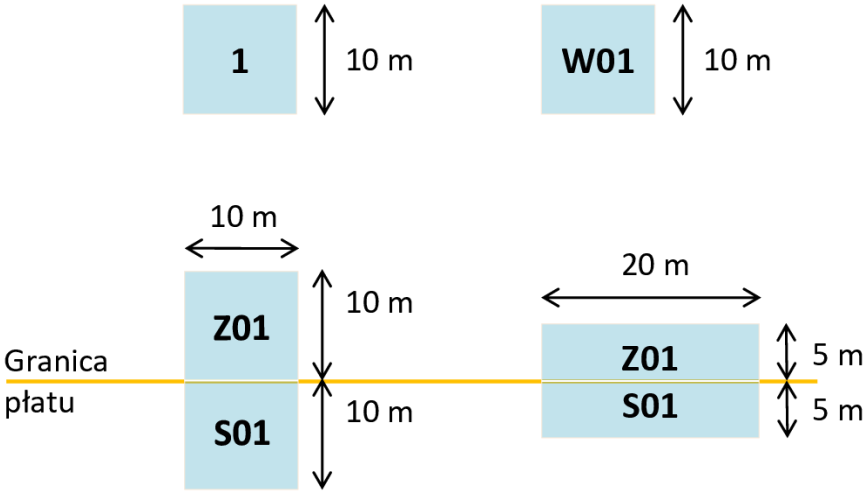
W procesie inwazji obcych gatunków roślin wyróżnia się kilka istotnych etapów, które wiążą się z koniecznością przełamania przez nie kolejnych barier – najpierw geograficznych, a następnie ekologicznych (Richardson i in. 2000). Obce gatunki roślin wkraczają zwykle w pierwszej kolejności do układów niestabilnych, gdzie opór środowiska jest najmniejszy (Drake i in. 1989; Jackowiak 1999). Takimi układami są np. ugory, przydroża, przypłocia, przychacia, nasypy kolejowe czy pobocza dróg. Charakteryzuje je słaba konkurencja międzygatunkowa i ograniczająca rola biotopu. Jest tu zachwiana naturalna kompozycja florystyczna i struktura fitocenozy, a także osłabione są mechanizmy jej funkcjonowania. To wszystko sprzyja udostępnianiu obcym gatunkom różnych zasobów środowiska koniecznych do życia. Znacznie trudniejsze jest opanowanie przez obce gatunki roślin zbiorowisk półnaturalnych (np. łąk, pastwisk, wrzosowisk) i naturalnych, do których należą m.in. dobrze wykształcone lasy łęgowe, olsy czy torfowiska. Wynika to z konieczności przełamania przez te gatunki silniejszych powiązań biocenotycznych, często ukształtowanych w toku ewolucji trwającej tysiąclecia (Jackowiak 1999). Dlatego też liczba obcych gatunków w zbiorowiskach zbliżonych do naturalnych jest mniejsza, lecz są to z reguły gatunki o większym potencjale inwazyjnym.

Ocena odporności łęgów na inwazję została przeprowadzona na podstawie faktycznego natężenia występowania obcych gatunków roślin na powierzchniach próbnych oraz uwarunkowań ich występowania w płacie i jego sąsiedztwie.

Szczegółowe dane zebrano na prostokątnych powierzchniach próbnych o powierzchni 100 m^2 każda, przy czym ich wymiary wynosiły 10×10 m lub 20×5 m – w zależności od kształtu płatów. Powierzchnie próbne zostały założone wewnątrz płatów oraz poza nimi. Podobne podejście znalazło zastosowanie m.in. w badaniach migracji gatunków na pola uprawne z sąsiadujących z nimi ekosystemów (Trąba 2010). Powierzchnie wewnętrzne zlokalizowano w głębi płatów oraz przy ich granicach, zaś powierzchnie zewnętrzne sąsiadowały z przygranicznymi. Do puli analizowanych powierzchni włączono również te, na których wykonywano pełne zdjęcia fitosocjologiczne (por. rozdz. 2.3) (ryc. 5).

Badania na powierzchniach przeprowadzono w okresie 26.07.-4.08.2017 r. W sumie wykorzystano dane zebrane na 60 powierzchniach przypisanych do tego zadania oraz na 19 powierzchniach fitosocjologicznych (aspekt letni – ze względu na porę kwitnienia najistotniejszych gatunków obcych). Na powierzchniach próbnych wykonano spisy florystyczne uwzględniające gatunki rodzime występujące z pokryciem co najmniej „1” w skali Braun-Blanqueta (1964) oraz wszystkie gatunki obce. Określono pokrycie

poszczególnych gatunków oraz pokrycie poszczególnych warstw roślinności z dokładnością do 10% w zakresie pokrycia 10-100% i do 2% w zakresie 0-10%.



Ryc. 5. Przykłady oznaczeń i wymiarów powierzchni próbnych (symbole literowo-liczbowe) oraz zdjęć fitosocjologicznych (symbole liczbowe); na górze ryciny powierzchnie położone w głębi płatu, na dole – przy granicy płatu

Dla uzupełnienia szczegółowych spisów florystycznych, w okresie 12.06.-27.07.2018 r. skartowano w terenie otoczenie płatów w promieniu około 100 m (w zależności od dostępności terenu), tak, by objąć badaniem możliwie pełne spektrum ekosystemów – często o niewielkich powierzchniach, z których gatunki roślin mogłyby wnikać bezpośrednio do łęgów. W tym celu na podkłady zdjęć lotniczych nałożono informacje zebrane metodą marszrutową o obecności gatunków obcych inwazyjnych (wg listy Tokarskiej-Guzik 2005), typach zbiorowisk roślinnych/pokrycia terenu, dominujących gatunkach roślin, a także dodatkowe informacje o siedlisku oraz istotnych obiektach punktowych i drobnopowierzchniowych.

Przeprowadzono diagnozę warunków ekologicznych występowania obcych gatunków inwazyjnych metodą fitoindykacyjną. Zastosowano w tym celu wybrane ekologiczne liczby wskaźnikowe wg Ellenberga i współpracowników (1992): światła (L), wilgotności (F) i zawartości azotu w glebie (N). Liczby te wyrażają ekologiczną reakcję gatunków w stosunku do wymienionych parametrów środowiska w skali rangowej. Skale L i N są 9-stopniowe (1-9), natomiast skala F jest 12-stopniowa (1-12). Dodatkowo, stosowana jest liczba 0, przypisana gatunkom, których amplituda ekologiczna jest na tyle szeroka, że nie mają one wartości wskaźnikowej. Tłem dla występowania gatunków inwazyjnych były optima ekologiczne gatunków rodzimych zanotowanych w terenie, współwystępujących z gatunkami inwazyjnymi – w płatach łęgów i poza nimi.

2.7. Badania gleboznawcze

Terenowe prace gleboznawcze przeprowadzono na wszystkich sześciu powierzchniach badawczych. Wstępny etap prac obejmował wykonanie sieci odwiertów sondażowych w celu określenia typów gleb występujących na poszczególnych obiektach oraz ich zasięgów przestrzennych. Na podstawie uzyskanych wyników wytypowano najbardziej reprezentatywne miejsca, w których następnie wykonano pełne odkrywki glebowe (ryc. 6).

Ryc. 6. Przykładowe profile glebowe wykonane podczas prac gleboznawczych (fot. B. Kruczkowska)

Podczas prac terenowych sporządzono dokumentację fotograficzną, a następnie szczegółowo opisano wszystkie profile glebowe według standardów dokumentacji wskazanych przez PTG (*Systematyka*… 2011), uwzględniając warunki środowiska, w jakich znajduje się dana gleba oraz właściwości materiału glebowego: uziarnienie określane metodą organoleptyczną, stan uwilgotnienia, barwę określaną przy użyciu atlasu barw Munsella (*Revised*… 1992) oraz przybliżoną wartość pH za pomocą płynu Hellige'a. Dodatkowo, w celu uwzględnienia zmienności pokrywy glebowej, na każdym stanowisku wykonano wkopy kontrolne do głębokości około 50 cm (ryc. 7).

W celu charakterystyki właściwości gleb w warunkach laboratoryjnych, z poszczególnych poziomów genetycznych pobrano próbki glebowe w stanie naruszonym oraz w stanie nienaruszonym do stalowych cylindrów o pojemności 100 cm^3.

Ryc. 7. Przykładowy wkop kontrolny na stanowisku badawczym Bielino (fot. B. Kruczkowska)

Prace laboratoryjne

Pierwszym etapem prac laboratoryjnych było przygotowanie próbek glebowych do dalszych specjalistycznych analiz. Próbki mineralne „powietrznie suche" o naruszonej strukturze zważono, oczyszczono z korzeni, roztarto korkiem gumowym i przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm celem usunięcia frakcji szkieletowej. Dalsze analizy wykonano w częściach ziemistych. Materiał z podpoziomów poziomu organicznego każdej z badanych gleb początkowo suszono w temperaturze pokojowej, a następnie w suszarce w temperaturze nie większej niż 60°C. Po uzyskaniu odpowiedniego stopnia wysuszenia próbki rozdrobniono mechanicznie przy użyciu nożyczek i moździerza, a następnie zmielono w młynku elektrycznym.

W odpowiednio przygotowanych próbkach oznaczono szereg właściwości fizyczno-chemicznych gleb:

- straty prażenia – w temperaturze 550°C;
- skład granulometryczny – metodą sitową i pipetową; frakcje granulometryczne ustalono według wytycznych Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (2009);
- odczyn – metodą potencjometryczną (miernik Elmetron) w zawiesinie z wodą i roztworze KCl o stężeniu 1 mol/l, stosując proporcje gleba:woda/KCl 1:10 dla próbek organicznych i 1:2,5 dla próbek mineralnych;
- zawartość węglanów – metodą Scheiblera;
- zawartość węgla organicznego – metodą Tiurina dla próbek mineralnych, metodą Altena dla próbek organicznych;
- zawartość azotu ogółem – metodą Kjeldahla z użyciem destylarki VELP UDK 127;
- zawartość fosforu – metodą molibdenianową;
- zawartość K, Ca, Fe – za pomocą atomowej spektrometrii emisyjnej z plazmą indukcyjnie sprzężoną (ICP-AES);

– zbliżoną do ogólnej zawartość Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn – metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo (spektrometr Agilent 4100 MP-AES) po mineralizacji spopielonych próbek w wodzie królewskiej.

W próbkach o nienaruszonej strukturze oznaczono gęstość objętościową, porowatość oraz wilgotność aktualną w procentach objętościowych i wagowych metodą suszarkowo-wagową. Ponadto określono barwę każdego z poziomów w stanie suchym i wilgotnym na podstawie atlasu barw Munsella (*Revised*… 1992).

W miejscach poboru próbek glebowych badania gleboznawcze powiązano z analizą *Lumbricidae* w celu skorelowania wyników analiz glebowych z liczebnością i składem gatunkowym przedstawicieli tego gatunku odnalezionych na poszczególnych powierzchniach badawczych. Materiał do tej analizy został pobrany ze wszystkich odkrywek oraz wkopów kontrolnych.

Przeprowadzone prace dotyczące pokrywy glebowej badanych stanowisk stanowią podstawę do oceny potencjału gleb łęgów jesionowo-wiązowych do świadczenia usług ekosystemowych. Łęgi jesionowo-wiązowe w ujęciu szczegółowym nie były dotychczas badane pod tym względem. W literaturze można natomiast odnaleźć informacje na temat gleb tego typu lasów lub problematyki zapasów węgla w glebach innych siedlisk leśnych (np. Degórski 2005; Kondras i in. 2010; Wanic i in. 2011). W opracowaniu Solona i in. (2017) znajdują się informacje na temat świadczeń ekosystemowych łęgów, ale dotyczą one ogólnych charakterystyk, ujmując jednocześnie różne typy łęgów w jedną kategorię.

Badania pokrywy glebowej posłużyły do oceny trzech świadczeń regulacyjnych.

1. Regulacja chemicznego składu atmosfery (2.2.6.1)

Wskaźnik: zapas węgla w glebie

Problematyka zdolności gleb do pełnienia znaczącej roli w kształtowaniu globalnego bilansu węgla od dawna jest poruszana w literaturze przedmiotu (np. Liski, Westman 1997; Vries i in. 2001; Degórski 2002, 2005; Lal 2005; Kondras i in. 2010). Na podstawie wieloletnich badań nad dekompozycją materii organicznej oraz magazynowaniem zapasów węgla w glebie stwierdzono, że ogólny zapas węgla w pedosferze ponad trzykrotnie przekracza jego zawartość w atmosferze, natomiast około 2/3 zapasu węgla w ekosystemach leśnych strefy klimatu umiarkowanego znajduje się w glebie (np. Post i in. 1990; Degórski 2005; Kondras i in. 2010). Z tego względu pokrywa glebowa, zwłaszcza ekosystemów leśnych, magazynując znaczne ilości węgla organicznego, a tym samym kształtując bilans CO_2, ma bezpośredni wpływ na regulację składu atmosfery.

Konstrukcja wskaźnika „zapas węgla w glebie" bazuje na obliczeniach z zastosowaniem następującego wzoru:

$$Corg_{(zapas)} = \frac{h \cdot D \cdot Corg}{10} \cdot (1 - q)$$

gdzie: $Corg_{(zapas)}$ – zapas węgla organicznego w glebie, h – miąższość poziomu glebowego, D – gęstość objętościowa, dla poziomów organicznych przyjęto gęstość za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007), $Corg$ – zawartość węgla organicznego w poziomie glebowym, q – zawartość frakcji szkieletowej/100.

Obliczenia dotyczą zapasu węgla organicznego w mineralnej części gleby oraz z uwzględnieniem poziomu organicznego.

Wskaźnik: zawartość metali ciężkich w glebie

Problematyka zawartości metali ciężkich w glebach była już niejednokrotnie poruszana w literaturze (np. Gworek, Degórski 2000; Kwasowski i in. 2000; Migaszewski i in. 2001; Gałka i in. 2012). Transfer metali ciężkich do gleby wraz z opadami atmosferycznymi stanowi obok bezpośredniego wpływu skały macierzystej, jedno z podstawowych źródeł tych pierwiastków w pokrywie glebowej. Ze względu na niską dynamikę zmian zawartości metali ciężkich w kompleksie sorpcyjnym gleb, wielkości te mogą być stosowane jako wskaźnik jakości powietrza. Należy jednak traktować go jako miarę pośrednią zdolności gleb do akumulacji metali ciężkich (Solon i in. 2017).

Analizą objęto zawartość trzech podstawowych metali ciężkich, tj. miedzi, cynku oraz niklu w poziomie organicznym i próchnicznym, które z racji usytuowania mają bezpośredni kontakt z powietrzem atmosferycznym. Do oceny potencjału poszczególnych gleb do dostarczania usługi regulacja chemicznego składu atmosfery na podstawie wskaźnika zawartości metali ciężkich przyjęto klasyfikację według Solona i in. (2017), w której wyróżniono trzy kategorie potencjału do świadczenia usługi regulacja składu powietrza: bardzo mały (<72 $mg \cdot kg^{-1}$), mały (72-102 $mg \cdot kg^{-1}$) i średni (>102 $mg \cdot kg^{-1}$).

2. Dekompozycja i procesy wiązania oraz ich wpływ na jakość gleby (2.2.4.2)

Wskaźnik: stosunek C/N

Aktywność biologiczna gleby jest istotnym wskaźnikiem jej funkcjonowania oraz przemian materii organicznej. Dostępność składników pokarmowych (w tym azotu) dla organizmów roślinnych jest silnie uwarunkowana stosunkiem zawartości węgla do zawartości azotu. Kierunek przemian szczątków organicznych deponowanych na i w glebie również uzależniony jest od wartości C/N, która jest bezpośrednią miarą intensywności procesu mineralizacji. Stosunek C/N jest istotny ze względu na ilość azotu dostępnego dla roślin. W momencie dostawy świeżego materiału organicznego, do gleby dostarczana jest duża ilość węgla, a tym samym wzmożony rozwój mikroorganizmów zużywających azot do utrzymania procesów życiowych. W miarę postępu procesu rozkładu resztek organicznych, wskaźnik C/N maleje, osiągając wartości nawiązujące do warunków mikroklimatycznych (Thompson, Troeh 1978; Solon i in. 2017). Zakres wartości wskaźnika C/N różni się w zależności od żyzności siedliska i zazwyczaj spada wraz z głębokością w profilu glebowym. Wartość stosunku C/N z reguły jest najwyższa w poziomach organicznych oraz próchnicznych, ponieważ najsilniejsza zależność pomiędzy glebą a roślinnością oraz związane z tym zmiany zachodzą do głębokości około 20-30 cm. Przyjmuje się, że w poziomach organicznych optymalny stosunek C/N powinien wynosić 24:1, przy czym część badaczy uważa, że należy raczej mówić o granicznym (krytycznym) przedziale wartości: od 15:1 do 33:1 lub od 20:1 do 30:1 (Dziadowiec 1987). W przypadku, gdy stosunek ten jest wyższy, mikroorganizmy zaczynają pobierać i czasowo unieruchamiać w swoich komórkach przyswajalny azot z gleby (tzw. zbiałczenie), a wtedy ograniczona jest jego dostępność dla roślin. Z kolei stosunek niższy niż 20:1 powoduje, że w glebie zaczynają przeważać procesy mineralizacji. Pojawia się azot w

formie mineralnej (NH_4^+, NO_3^-), który jest absorbowany przez kompleks sorpcyjny gleby lub pobierany przez rośliny, zaś jego nadmiar powstały w procesach nitryfikacji i denitryfikacji ulega wypłukaniu przez wody gruntowe albo się ulatnia (Kowalkowski, Swałdek 1994; Jóźwiak i in. 2009). Należy jednak pamiętać, że w przypadku biomasy lignocelulozowej udział węgla i azotu odgrywa kluczową rolę głównie we wczesnych stadiach mineralizacji (Dziadowiec 1987). W fazach późniejszych, gdy większemu ujednoliceniu ulega skład biochemiczny rozkładanego materiału, to za tempo rozkładu odpowiedzialna jest przede wszystkim lignina (Püttsepp i in. 2007; Niewinna 2010; Kawałko i in. 2017). Część badaczy idzie o krok dalej stwierdzając, że stosunek C/N w ogóle nie jest właściwym wskaźnikiem rozkładu biomasy, zaś zwiększanie ilości azotu stymuluje tempo dekompozycji materii organicznej z dużą zawartością celulozy i hemicelulozy, ale może je wręcz spowolnić w przypadku znacznego udziału procentowego ligniny; sugerują, że należy stosować bardziej kompleksowe wskaźniki, np. celuloza:lignina:N lub C:N:lignina:N (Means i in. 1992; Entry 2000; Prescott 2005; Kriaučiūnienė i in. 2012).

Wartość stosunku C/N została obliczona na podstawie danych dotyczących zawartości Corg oraz Nt (patrz metodyka analiz laboratoryjnych).

3. Cykl hydrologiczny i regulacja przepływu wody (2.2.1.3)

Wskaźnik: zasoby wody całkowitej w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej

Zdolność gleby do magazynowania wody w dużej mierze uwarunkowana jest składem granulometrycznym oraz porowatością utworów ją budujących. Przewaga ziaren o średnicy poniżej 0,05 mm w danej glebie powoduje zwiększenie ogólnej powierzchni właściwej a tym samym zdolności wiązania i zatrzymywania wody oraz jonów. Gleby piaszczyste są bardziej przepuszczalne i w wyniku oddziaływania czynników zewnętrznych mogą ulegać szybkiemu przesuszaniu. Jednocześnie w warunkach nadmiernego uwilgotnienia, ze względu na dużą przepuszczalność, woda w tego typu glebach nie jest zatrzymywana (np. Degórski 2002; Skłodowski, Bielska 2009). Z tego względu roślinność porastająca gleby piaszczyste często cierpi na niedobory wody.

Podstawą określenia zdolności ekosystemów do retencji wody w glebie są dane uzyskane w wyniku badań terenowych i laboratoryjnych z zastosowaniem standardowych metod wykorzystywanych w gleboznawstwie dla oznaczeń wykonywanych w próbkach o nienaruszonej strukturze. Zasoby wody całkowitej do głębokości 50 cm wyliczono przy użyciu poniższej formuły matematycznej (Prusinkiewicz 2004):

$$Zo = \frac{Ww \cdot D \cdot h}{10}$$

gdzie: *Zo* – zasoby wody całkowitej [mm], *Ww* – wilgotność [% wagowe], *D* – gęstość objętościowa, *h* – miąższość poziomu genetycznego.

2.8. Badania zmian poziomu i jakości wód gruntowych

Badania zmian poziomu i jakości wód gruntowych przeprowadzono na podstawie pomiarów wykonanych w terenie oraz analiz laboratoryjnych próbek wody pobranych ze stanowisk piezometrycznych. Na każdej z powierzchni badawczych zlokalizowane zostały dwa piezometry – jeden wewnątrz lasu łęgowego, a drugi w jego otoczeniu, na terenie niezalesionym (łące, nieużytku). Głębokość instalacji piezometrów była zróżnicowana (tab. 3) i zależała od głębokości zwierciadła wód gruntowych.

Tabela 3. Parametry stanowisk piezometrycznych na powierzchniach badawczych: Arciechówek, Białobrzegi, Bielino, Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny [m]

Miejsce lokalizacji	Wysokość n.p.m.	Głębokość piezometru	Głębokość zwierciadła wód gruntowych w dniu instalacji
Arciechówek	65,8	0,83	0,58
Białobrzegi	60,0	0,95	0,32
Bielino	59,0	2,00	1,70
Jabłonna	76,5	3,10	2,90
Kępa Oborska	86,2	2,00	1,63
Łyczyńskie Olszyny	87,6	1,70	1,32

Otwory pod instalację piezometrów wywiercone zostały z wykorzystaniem świdra geologicznego (ø100 mm) oraz świdra glebowego Edelmana (ø70 mm) firmy Ejkelkamp. Po wywierceniu otworu sięgającego do głębokości poziomu wód gruntowych instalowano w nim rurę osłonową PCV. Następnie z wykorzystaniem szlamówki wybierano kolejne warstwy mokrego materiału jednocześnie coraz głębiej wciskając rurę osłonową. Takie działanie zapobiegało zamulaniu otworu i umożliwiało jego stopniowe pogłębianie. Następnie montowane były rury studzienne o średnicy ø60 mm, skręcane z jednometrowych odcinków; najniżej położony odcinek był ponacinany, aby zwierciadło wód gruntowych mogło swobodnie się ustabilizować wewnątrz piezometru (ryc. 8, 9). W każdym piezometrze zlokalizowanym wewnątrz lasu łęgowego zainstalowano rejestrator Onset HOBO U20-001-04 z zakresem pomiarowym 0-4 m głębokości, który mierzył ciśnienie słupa wody z częstotliwością co 1 godzinę.

Dane pomiarowe zapisane na rejestratorach były przegrywane na komputer z oprogramowaniem BHW-PC z wykorzystaniem stacji dokującej. Rzeczywisty poziom wody w badanych powierzchniach otrzymano zestawiając wartości zarejestrowanego ciśnienia z wartościami ciśnienia atmosferycznego. Konieczne do przeliczeń dane zostały pozyskane ze stacji IMGW: synoptycznej Płock (powierzchnie Bielino, Białobrzegi, Arciechówek) oraz klimatycznej Legionowo (powierzchnia Jabłonna). Do przeliczeń danych z powierzchni Kępa Oborska i Łyczyńskie Olszyny wykorzystano dane ze stacji klimatycznej należącej do IGiPZ PAN, zlokalizowanej w Konstancinie-Jeziornie. Obliczenia wykonano przy pomocy specjalistycznego oprogramowania dostarczonego przez producenta rejestratorów HOBO.

Uzyskane wartości poziomu wody gruntowej porównano z danymi z wodowskazów zlokalizowanych na Wiśle (Warszawa Nadwilanówka, Warszawa Bulwary, Wyszogród, Kępa Polska). Zestawienie tych danych pozwoliło ustalić czy głębokość zwierciadła wody gruntowej na powierzchniach badawczych była skorelowana z wahaniami poziomu wody w Wiśle.

Ryc. 8. Przygotowanie rury studziennej do montażu na powierzchni badawczej (fot. E. Kołaczkowska)

Ryc. 9. Piezometr zainstalowany na łące obok powierzchni badawczej w Białobrzegach (fot. A. Kowalska)

Próbki wody do analiz chemicznych były pobierane z piezometrów zlokalizowanych zarówno w płatach łęgów, jak i w ich otoczeniu. W ciągu okresu badawczego (07.2017-09.2018 r.) próbki wody pobierano sześć razy, z częstotliwością co kilka miesięcy, w podobnym czasie (różnica 1-2 dni) na wszystkich powierzchniach. Wodę pobierano z piezometrów za pomocą pompy ciśnieniowej SEAFLO SFDP1-010-035-21 (ryc. 10). Próbki o pojemności ok. 200 ml były zbierane do plastikowych pojemników i transportowane do laboratorium w przenośnej lodówce turystycznej. W terenie oznaczano stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie. Pomiar wykonywano przy użyciu czujnika tlenowego Elmetron COG-2 (ryc. 11).

Ryc. 10. Pobór wody do analiz chemicznych za pomocą pompy ciśnieniowej (fot. A. Kowalska)

Ryc. 11. Pomiar stężenia tlenu zawartego w wodzie przy użyciu czujnika Elmetron COG-2 (fot. J. Wolski)

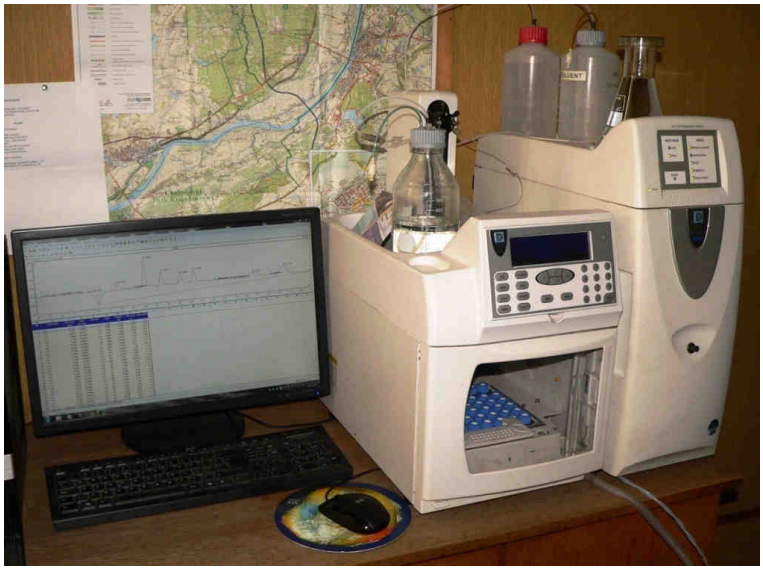
Analizy laboratoryjne przeprowadzono w Zakładzie Zasobów Środowiska i Geozagrożeń IGiPZ PAN w Toruniu. Próbki wody badano w zakresie zmian koncentracji związków nieorganicznych (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, K^+, Na^+, Cl^-, F^-, Br^-, Li^+, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^-), pH, całkowitej zawartości fosforu, ogólnego węgla organicznego oraz przewodności elektrolitycznej.

Analizy laboratoryjne składały się z następujących etapów: pomiaru fizykochemicznych parametrów wody, przygotowania próbek do analizy oraz analizy ilościowej. Pomiar fizykochemicznych parametrów wody – przewodnictwa elektrolitycznego właściwego (PEW) oraz odczynu (pH) przeprowadzono w klarownych próbkach (przesączonych przez twarde sączki ilościowe) o temperaturze ok. 20°C. Do tego celu wykorzystano konduktometr Elmetron CC-311 wyposażony w elektrodę EC-60 (nr 7873/11) oraz pH-metr Elmetron CP-311 z elektrodą EPP-1 (nr 2262/14).

Etap przygotowania próbek miał na celu całkowite pozbycie się stałych zanieczyszczeń w próbkach, które zostały poddane filtracji za pomocą filtrów strzykawkowych MCE o średnicy porów 0,45 μm. Próbki, które wykazały wysoki poziom PEW, rozcieńczono wodą

demineralizowaną o PEW: 0,05 µS, aby uniknąć błędów pomiarowych podczas późniejszych analiz.

Przefiltrowane próbki poddane zostały analizie ilościowej poszczególnych substancji. Do oznaczenia stężeń jonów: F^-, Cl^-, Br^-, SO_4^{2-}, Li^+, Na^+, K^+, Mg^{2+} i Ca^{2+} (pomiar 1-6) oraz NO_3^-, NH_4^+ (pomiar 6) wykorzystano metodę chromatografii jonowej. Do tego celu posłużył chromatograf jonowy Dionex ICS-1100 wraz z podajnikiem AS50/AS „AutoSelect", obsługiwany za pośrednictwem oprogramowania Chromeleon 6.8, w którym odbyła się późniejsza analiza wyników (ryc. 12).



Ryc. 12. Chromatograf jonowy Dionex ICS-1100 (fot. M. Kaszubski)

Analiza stężenia anionów prowadzona była na kolumnie DionexIonPac AS22 2×250 mm, wyposażonej w przedkolumnę DionexIonPac AG22 2×50 mm. Jako fazy ruchomej użyto mieszaniny 4,5 mM węglanu sodu (Na_2CO_3) i 1,4 mM wodorowęglanu sodu ($NaHCO_3$). Kationy oznaczano na kolumnie DionexIonPac CS16 3×250 mm z przedkolumną DionexIonPac CG16 3×50 mm. Rolę eluentu pełnił 30 mM kwas metasulfonowy (CH_3SO_3H). Stężenie jonu HCO_3^- oznaczano metodą miareczkowania 0,1 molowym HCl z dodatkiem oranżu metylowego. Do tego celu wykorzystano biuretę Schillinga o pojemności 50 ml.

W celu oznaczenia stężeń jonów: NO_2^- (pomiar 1-6), NO_3^-, NH_4^+ (pomiar 1-5), całkowitej zawartości fosforu – P_{tot} (pomiar 1-6) oraz ogólnego węgla organicznego – OWO (pomiar 1-6) wykorzystano metodę spektrofotometrii UV-VIS. Do tego celu posłużył spektrofotometr Hach Lange DR2800 (ryc. 13). Do mineralizacji próbek, w których oznaczano P_{tot} i OWO wykorzystano mineralizator Hach Lange LT200.

Do szybkiego oznaczenia powyższych substancji zastosowane zostały testy kuwetowe Hach Lange:

- test kuwetowy azotynu LCK 341 o przedziale stężeń 0,015-0,6 $mg \cdot l^{-1}$ NO_2-N,
- test kuwetowy azotanów LCK 339 o przedziale stężeń 0,23-13,5 $mg \cdot l^{-1}$ NO_3-N,
- test kuwetowy amonu LCK 304 o przedziale stężeń 0,015-2,0 $mg \cdot l^{-1}$ NH_4-N,
- test kuwetowy fosforanu/fosforu (orto/całkowitego) LCK 349 o przedziale stężeń 0,05-1,5 $mg \cdot l^{-1}$ PO_4-P; 0,15-4,5 $mg \cdot l^{-1}$ PO_4,
- test kuwetowy ogólnego węgla organicznego LCK 380 o przedziale stężeń 2-65 $mg \cdot l^{-1}$ C.

Ryc. 13. Spektrofotometr Hach Lange DR2800 z mineralizatorem oraz testami kuwetowymi (fot. M. Kaszubski)

Pozyskane w powyższy sposób wyniki poddane zostały bilansowi jonowemu wody. Bilans ten przeprowadzono w celu określenia dopuszczalnego błędu względnego analizy, który dla jonów o wymienionej ilości, powinien zawierać się w przedziale od 2 do 5%.

Parametry jakości wody były następnie porównywane między danym płatem lasu, a punktem w jego sąsiedztwie oraz między łęgami o różnym stopniu odkształcenia.

2.9. Pomiary martwego drewna

W pomiarach zasobów zalegającej na dnie lasu materii drzewnej bierze się pod uwagę powalone pnie, pniaki, gałęzie (od konarów po drobnicę), wierzchołki drzew (w tym suchoczuby), korzenie (w postaci karp i osobno) oraz fragmenty oderwane, np. wskutek uderzenia pioruna. Inwentaryzuje się zarówno materiał świeży, jak i prawie całkowicie zbutwiały – wyjątkiem są szczątki, które uległy rozkładowi uniemożliwiającemu ich pomierzenie lub przynajmniej oszacowanie wymiarów. Nie ma znaczenia geneza czynników (biotyczne, abiotyczne, antropogeniczne), ich charakter (przysposabiające, inicjujące, towarzyszące) ani następstwo (choroby kompleksowe, czyli tzw. spirala słabnięcia drzew), które doprowadziły do biologicznej śmierci drzewa. Pomiarom poddaje się więc złomy i wywroty (czynniki klimatyczne, orograficzne, morfogenetyczne), osobniki chore (szkodniki owadzie, pasożytnicze grzyby, zanieczyszczenia) i osłabione (zagłuszanie, niewłaściwe siedlisko), porażone piorunem, ścięte przez człowieka czy w końcu takie, które powaliła fizjologiczna starość. Nie uwzględnia się jedynie leżących osobno fragmentów kory, szyszek, żadnych części roślin runa i materiału celowo przemieszczonego np. w wyniku prac leśnych. W przyjętej metodyce pomija się także stojący posusz (Wolski 2012).

Na podstawie własnych obserwacji oraz licznych definicji przytaczanych w literaturze (np. Harmon, Sexton 1996; Stevens 1997; Davis, Nemec 2002; B.C. Ministry… 2010) leżące martwe drewno zostało zdefiniowane jako *wszelkie kawałki obumarłej (w wyniku braku kontaktu korzeni z siedliskiem lub przerwania ciągłości miazgi) i nie przemieszczonej celowo materii drzewnej różnych sortymentów, zalegającej z powodów naturalnych lub antropogenicznych na dnie lasu, stanowiącej środowisko życiowe dla roślin i zwierząt oraz źródło składników pokarmowych biorących czynny udział w rozwoju gleby* (Wolski 2002, s. 29).

Podstawy teoretyczne metodyki pomiarów

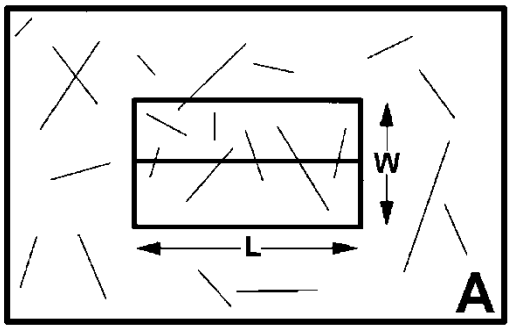
Do pomiarów zasobu martwego drewna, a zwłaszcza jego miąższości, biomasy i liczebności, wykorzystuje się zazwyczaj dwa podejścia metodyczne, różniące się zarówno założeniami teoretycznymi, jak i schematem prac terenowych: metody powierzchniowe (kołowe, relaskopowe) oraz będące przedmiotem tego opracowania – liniowe (Ducey, Gove 2000).

Autorami pierwotnej koncepcji metody linii siecznej, utworzonej głównie na potrzeby służby ochrony przeciwpożarowej i do celów stricte inwentaryzacyjnych, byli Warren i Olsen (1964), Van Wagner (1968) oraz Brown (1974). Zaproponowane przez nich sposoby pomiarów mogą być wykorzystywane w obiektach bardzo zróżnicowanych – zarówno pod względem powierzchni, jak i charakterystyki przyrodniczej, gospodarczej i administracyjnej (Harmon i in. 1986; Caza 1993; Davis 1998). O słuszności podstaw teoretycznych metody, których aparat matematyczny i statystyczny przeanalizował de Vries (1973), zaś Pickford i Hazard (1978) potwierdzili serią studiów symulacyjnych, świadczy natomiast fakt, że procedury pomiarowe nie zmieniły się znacząco od ponad 40 lat (Tietje i in. 2002; Bobiec, Stachura-Skierczyńska 2007; Jönsson, Jonsson 2007; Chao i in. 2008; Pawicka, Woziwoda 2011; Tomusiak i in. 2014; Skwarek, Bijak 2015).

Teoretyczne założenia prezentowanej metody powierzchni siecznych bazują na stosunku zmiennej (y_{ij}) opisującej kawałek leżaniny j do prawdopodobieństwa (P_{ij}) jego przecięcia przez linię sieczną i:

$$y_i = \sum_{j=1}^{m_i} \frac{y_{ij}}{P_{ij}} \qquad (1)$$

Aby określić prawdopodobieństwo przecięcia kawałka martwego drewna o długości l_{ij} przez linię i należy wyznaczyć hipotetyczną powierzchnię badawczą A wraz z zawartym w niej prostokątem o bokach L i W, gdzie L jest zarazem maksymalną długością linii siecznej i (oś symetrii prostokąta LW), a W ma wartość większą od najdłuższego kawałka leżaniny (ryc. 14). Prawdopodobieństwo owego przecięcia w punkcie M_{ij} jest iloczynem dwóch zdarzeń: (a) punkt M_{ij} musi znajdować się w prostokącie LW oraz (b) fakt przecięcia zapewnia o istnieniu tego punktu w prostokącie LW.



Ryc. 14. Hipotetyczny obraz populacji (powierzchnia A) i próby (prostokąt LW) (wg Marshall i in. 2000, zmodyfikowane)

Na potrzeby niniejszego raportu przedstawiono jedynie wynikowe wzory, na podstawie których wykonano obliczenia zmiennych z próby. Szczegółowy wywód teoretyczny zawarty jest m.in. w publikacjach de Vriesa (1973), Marshalla i in. (2000) i Wolskiego (2002).

Całkowity zasób leżącego martwego drewna y_i [$m^3 \cdot ha^{-1}$] na powierzchni A (=1 ha) można wyliczyć na podstawie wzoru (2):

$$y_i = \frac{\pi^2}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 \quad (2)$$

gdzie: L – długość linii siecznej i, d_{ij} – średnica kawałka leżaniny j w miejscu przecięcia przez linię sieczną i, m_i – liczba wszystkich fragmentów martwego drewna leżących na linii siecznej i.

W przypadku frakcji <0,6 cm należy przyjąć, że

$$\sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2 = m \times d_{śr}^2 \quad (3)$$

gdzie: m – liczba kawałków leżaniny, $d_{śr}$ – średnica reprezentatywna. W celu uproszczenia prac terenowych i obliczeń dla tej klasy wielkości przyjęto $d_{śr}$ = 0,3 cm.

Na bazie wzoru (1) można wyliczyć także inne zmienne charakteryzujące zasoby martwego drewna (Marshall i in. 2003; Wolski 2012). Do najczęściej wykorzystywanych należą (dla A = 1 ha):

1. Liczba kawałków leżaniny [sztuki·ha^{-1}]:

$$y_i = \frac{10000 \times \pi}{2 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} \frac{1}{l_{ij}} \quad (4)$$

2. Średnia długość kawałka leżaniny [m·ha^{-1}]:

$$y_i = \frac{m_i}{\sum_{j=1}^{m_i} \frac{1}{l_{ij}}} \quad (5)$$

3. Powierzchnia zajęta przez leżące martwe drewno [$m^2 \cdot ha^{-1}$]:

$$y_i = \frac{50 \times \pi}{L} \times \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij} \quad (6)$$

gdzie: l_{ij} – długość kawałka leżaniny j na linii siecznej i, d_{ij} – średnica kawałka leżaniny j w miejscu przecięcia przez linię sieczną i.

Przeprowadzono osobne wyliczenia dla poszczególnych klas wielkości uwzględniające różną długość linii siecznych: L = 1,8 m dla 0,6-2,5 cm, 3 m dla 2,5-7,6 cm i 10,5 m dla >7,6 cm. Frakcji <0,6 cm nie brano pod uwagę w obliczeniach zmiennych opisanych wzorami (4), (5) i (6).

Przed podjęciem pomiarów konkretnych cech opisujących jednostkę statystyczną wskazane jest postawienie żądania, co do ich dokładności. Zazwyczaj odchylenie standardowe populacji nie jest znane, a więc do liczebności próby należy dochodzić drogą kolejnych przybliżeń. Na podstawie literatury ani tym bardziej *a priori* nie można udzielić jednoznacznej odpowiedzi na pytanie: ile i jak długie powinny być linie sieczne na danej powierzchni stanowiącej jednostkę statystyczną. Brown (1974), de Vries (1973) oraz Pickford i Hazard (1978) proponują pewną elastyczność w podejmowaniu decyzji i uzależnienie jej od sytuacji w terenie (wielkości i rozkładu przestrzennego leżaniny) oraz założonych celów

badań – na powierzchniach z dominacją drobnicy gałęziowej (2-7 cm) i chrustu cienkiego (gałęzie o średnicy do 2 cm w grubszym końcu) linie mogą być krótsze, niż przy pomiarach grubizny i pni.

Do przeliczenia miąższości martwego drewna [$m^3 \cdot ha^{-1}$] na masę [$t \cdot ha^{-1}$] niezbędna jest znajomość gęstości materiału [$kg \cdot m^{-3}$]. Ze względu na trudności w rozpoznaniu przynależności gatunkowej drobnicy gałęziowej i chrustu cienkiego postanowiono bazować na szacunkach procentowego udziału gatunków dominujących. Przyjęto dwa skrajne parametry gęstości: dla drewna świeżo ściętego i w stanie zupełnie suchym[4]. Należy jednak mieć na względzie, że rzeczywista masa leżaniny może być mniejsza ze względu na znaczne zmniejszanie się ciężaru właściwego martwego drewna grubego wraz ze wzrostem stopnia jego rozkładu oraz wieloletnie zaleganie drobnicy na świeżym powietrzu.

Do wyliczenia zasobów węgla organicznego zakumulowanego w leżącym martwym drewnie wykorzystano przelicznik 0,47, oznaczający zawartość węgla w suchej nekromasie drzewnej i zalecany przez Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatycznych (IPCC 2006). Współczynnik 0,47 (często zaokrąglany do wartości 0,5)[5] jest powszechnie stosowany od wielu lat w badaniach prowadzonych w różnych ekosystemach leśnych (np. Vucetich i in. 2000; Giese i in. 2003; Cierjacks i in. 2010; Weggler i in. 2012).

Pomiary terenowe

Podczas prac terenowych wykorzystano następujący schemat postępowania zaproponowany przez Browna (1974):

1. Wyznaczenie w terenie równoległych transektów oddalonych od siebie o 5-10 jednostek (przyjęto 20-30 m), a następnie zlokalizowanie wzdłuż nich centralnych punktów pomiarowych stanowiących początki pomiarowych linii siecznych w odstępach co 2-5 jednostek (przyjęto 10,5 m).
2. Wyznaczenie kierunków poszczególnych pomiarowych linii siecznych (za pomocą kostki do gry losowano jeden z sześciu kątów pomiędzy 0° – 1 oczko, a 150° – 6 oczek), a następnie oznaczenie ich przebiegu w terenie (ryc. 15). Losowy wybór umotywowany jest m.in. przypadkowym rozmieszczeniem leżaniny na dnie lasu i daje nieco mniejszy błąd standardowy, niż systematyczne wyznaczanie kierunków (Van Wagner 1982). W ten sposób na 5 stanowiskach wytyczono 10 linii siecznych o długościach jednostkowych 10,5 m (10×10,5 m = 105 m); jedynie na stanowisku Arciechówek wytyczono 5 linii siecznych, co było warunkowane niewielką powierzchnią i małą szerokością płata lasu.
3. Inwentaryzacja wszystkich kawałków martwego drewna leżących na poszczególnych liniach siecznych: o średnicy >7,6 cm na całej ich długości, 2,5-7,6 cm na odcinku 0-3 m, 0-0,6 cm i 0,6-2,5 cm na odcinku 0-1,8 m (ryc. 16). Materiał najdrobniejszy (<0,6

[4] Wartości ciężaru właściwego dla poszczególnych gatunków drzew pozyskano z literatury oraz internetowych baz danych: *Użytkowe gatunki drewna – vademecum* Instytutu Technologii Drewna (https://www.itd.poznan.pl/pl/infoteka/bazy-danych/vademecum) i *Ksyloteki* Wydziału Technologii Drewna SGGW (http://pawel_kozakiewicz.users.sggw.pl).

[5] W ramach projektu FunDivEUROPE wykazano empirycznie, pobierając próbki martwego drewna na ponad 200 powierzchniach (od lasów borealnych w Finlandii po lasy śródziemnomorskie w Hiszpanii), że zawartość węgla oscyluje wokół 50% suchej masy i jest względnie stała, rosnąc jedynie nieznacznie w bardziej zaawansowanych klasach rozkładu drewna.

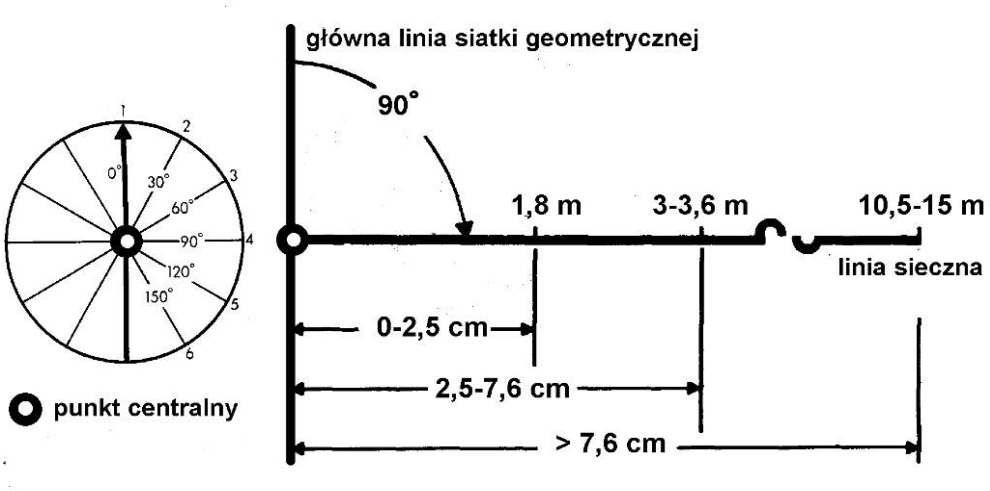
cm) jedynie zliczano, zaś grubszy zliczano i mierzono (długość z dokładnością do 1 cm, średnicę przekroju poprzecznego z dokładnością do 0,1 cm).

4. Określenie stopnia rozkładu kawałków grubizny (>7,6 cm) według pięciostopniowej skali[6] (tab. 4), w której głównym miernikiem jest struktura drewna, a pomocnicze charakterystyki dotyczą kory, drobnych gałązek, kształtu, porcji drewna zalegającej na ziemi, koloru oraz korzeni przerastających (Maser i in. 1979; B.C. Ministry… 2010). Wszystkie wyniki pomiarów zapisywano w formularzu własnego autorstwa (patrz: Wolski 2002, s. 38-39).

Ryc. 15. Kierunki przebiegu poszczególnych linii siecznych na stanowiskach (fot. J. Wolski)

Większość powyższych rozważań dotyczy leżaniny o kolistym przekroju poprzecznym. Średnicę kawałków o dużym stopniu rozkładu (w tym zupełnie bezkształtnych) należałoby klasyfikować osobno ze względu na inny sposób pomiarów (Reed, Mroz 1997; Marshall i in. 2000). Ze względów praktycznych wartości te jednak szacowano przyjmując średnicę hipotetycznego walca.

[6] Brown (1974) sugerował stosowanie jedynie bardzo uproszczonego – zgodnego z potrzebami amerykańskich służb ochrony przeciwpożarowej – podziału na drewno świeże oraz zbutwiałe (wyglądające *licho i możliwe do rozwalenia kopniakiem*).



Ryc. 16. Pomiary poszczególnych frakcji martwego drewna na linii siecznej wraz z kołem kierunków wyznaczanych z punktów centralnych na transektach (wg Brown 1974, zmodyfikowane)

Tabela 4. Klasyfikacja rozkładu martwego drewna

Charakterystyka pnia	Klasa 1	Klasa 2	Klasa 3	Klasa 4	Klasa 5
Struktura drewna	nienaruszona, zwięzła	naruszona, częściowo miękka	duże, twarde fragmenty drewna	małe, bryłowate i miękkie fragmenty	drobne, miękkie kawałki, proszek
Kora	nienaruszona	brakujące kawałki	pozostałości	brak	brak
Gałęzie < 3 cm	obecne	brak	brak	brak	brak
Kształt	kolisty	kolisty	kolisty	kolisto/ eliptyczny	eliptyczny, bezkształtny
Porcja drewna na ziemi	pień wsparty nad ziemią	pień uniesiony, osiadający	pień osiadający, tuż nad ziemią	cały pień na ziemi	pień na ziemi lub zagłębiony
Kolor drewna	naturalny	naturalny, wyblakły	naturalny do brązowego lub żółtego	wyblakły do żółtego lub szarego	wybielały
Korzenie przerastające	brak	brak	w bieli podkorowej	w twardzieli	w twardzieli

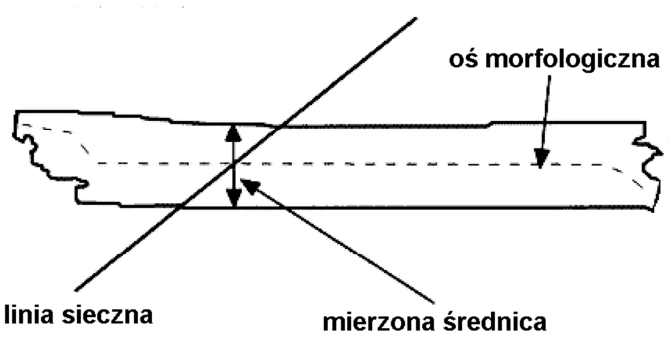
Źródło: Maser i in. (1979), B.C. Ministry… (2010), zmodyfikowane

Szczegółowy przebieg prac terenowych wraz z proponowanymi modyfikacjami metodyki Browna[7] przedstawiono w publikacji Wolskiego (2002). Zasady pomiarów poszczególnych kawałków leżaniny zaczerpnięto z literatury i oficjalnych wytycznych dotyczących

[7] Ze względów praktycznych oraz w wyniku analizy specyfiki stanowisk badawczych i rozkładu przestrzennego leżaniny zrezygnowano z pomiarów: (a) wysokości najwyżej nad ziemią położonych kawałków martwego drewna w celu scharakteryzowania pionowej struktury jego zalegania, (b) miąższości podpoziomu organicznego w profilu glebowym, (c) współczynnika korygującego nachylenie terenu, stosowanego w celu obliczenia rzeczywistej długości linii siecznej – należy go brać pod uwagę dopiero wtedy, kiedy wartość korekty przekroczy 10%, co następuje przy nachyleniu powyżej 20°, (d) współczynnika uwzględniającego rzeczywisty kąt nachylenia leżaniny do płaszczyzny poziomej – przy kącie 10° współczynnik wynosi zaledwie 1,01, a dopiero przy nachyleniu 25° osiąga wartość 1,1 (McRae i in. 1979).

inwentaryzacji lasu (BC Ministry… 2000; Marshall, Davis 2002; B.C. Ministry… 2010). Poniżej wymieniono tylko kilka przykładowych zaleceń:

1. Mierzona średnica jest odcinkiem prostopadłym do osi morfologicznej kawałka, a środek odcinka jest miejscem przecięcia osi z linią sieczną (ryc. 17); przy pomiarach należy uważać na zjawisko paralaksy.



Ryc. 17. Pomiar średnicy przekroju poprzecznego kawałka leżaniny (wg B.C. Ministry… 2010, zmodyfikowane)

2. Uwzględnia się tylko materiał leżący na i w ściółce – fragmenty zagłębione w poziom organiczny gleby są pomijane.
3. Jeśli linia sieczna przetnie dwa i więcej razy ten sam kawałek należy policzyć każde przecięcie, jako osobną wartość.

Powyższa procedura pomiarowa jest dosyć czasochłonna, natomiast nie jest skomplikowana i możliwa do przeprowadzenia za pomocą prostych przyrządów (stalowe i płócienne taśmy miernicze, metalowe szpilki, średnicomierz sortujący własnego pomysłu, suwmiarka).

Pomiary ilości martwego drewna zostały wykorzystane do oszacowania całkowitych zasobów węgla organicznego związanego w badanych łęgach – wskaźnik dla świadczenia regulacja składu chemicznego atmosfery (2.2.6.1).

2.10. Badania dekompozycji

Dosyć powszechnie uznaje się, że tempo dekompozycji materii organicznej jest dobrym wskaźnikiem procesów zachodzących w glebie, podczas których na drodze biodegradacji i mineralizacji ze szczątków roślinnych uwalniane zostają składniki pokarmowe[8], które mogą być ponownie pobrane przez rośliny i niektóre zwierzęta (Kawałko i in. 2017).

Roślinna materia organiczna składa się przede wszystkim z trzech związków chemicznych, zwanych biopolimerami: celulozy, hemicelulozy i ligniny. Ich zawartość w biomasie lignocelulozowej drzew liściastych (w procentach suchej wagi) wynosi odpowiednio: 40-

[8] Szybkość uwalniania składników pokarmowych nie zależy jednak wyłącznie od tempa dekompozycji materii organicznej, ale także od formy występowania pierwiastka w roślinie i zapotrzebowania mikroorganizmów na dany biogen. Zdaniem Dziadowiec (1987) szybkość uwalniania poszczególnych pierwiastków można alternatywnie uszeregować: K > Mg > P > Ca > N lub K > Mg > Ca > P > N, przy czym w przypadku N, P i Ca decydującą rolę odgrywają procesy mikrobiologiczne, natomiast K i Mg – fizyczne wymywanie.

55%, 24-40% i 18-25% (Mirowski 2016). Czym charakteryzują się te naturalne polimery? Celuloza jest polisacharydem (wielocukrem) zbudowanym z reszt glukozowych; cechuje się małą aktywnością chemiczną, co skutkuje utrudnioną możliwością dekompozycji na drodze hydrolizy. Stanowi podstawowy składnik budulcowy ścian komórkowych wszystkich roślin wyższych. Hemiceluloza jest amorficzną mieszaniną polisacharydów, chemicznie i strukturalnie bliską celulozie i podobnie jak ona budującą ściany komórkowe. W odróżnieniu jednak od celulozy relatywnie dużo łatwiej ulega rozkładowi na proste cukry składowe – zwłaszcza bardzo pożądaną glukozę, której niedobór może prowadzić do obumierania mikroorganizmów biorących udział w beztlenowej degradacji biomasy (Michalska, Ledakowicz 2012). Lignina jest natomiast jedynym w tej triadzie polimerem niewęglowodanowym – swoistym lepiszczem tworzącym strukturę fizyczną w roślinach, odpowiedzialną za zwartość struktury komórek drewna, a tym samym za jego wytrzymałość na ściskanie i sztywność (Mirowski 2016). Lignina, ze względu na wysoki stopień polimeryzacji, jest odporna na rozkład i stanowi barierę fizycznochemiczną dla degradacji celulozy (Poszytek 2016). Zawartość ligniny w młodych roślinach jest niska i stopniowo wzrasta wraz z wiekiem rośliny.

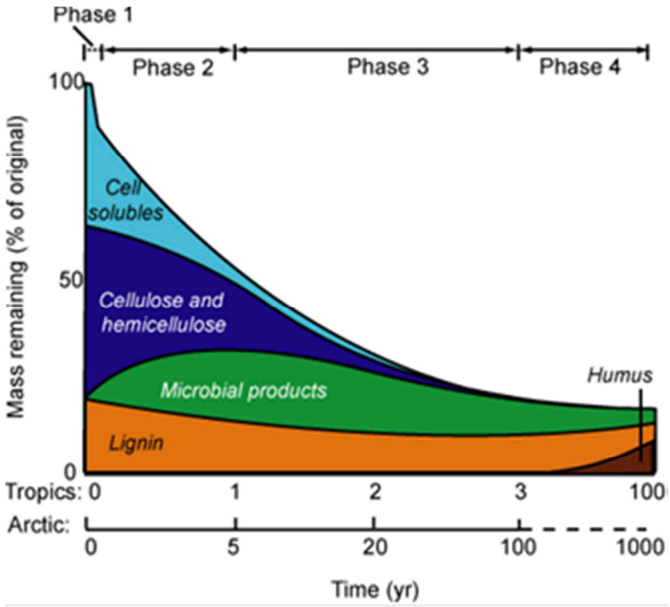
Każdego roku do środowiska naturalnego wraz z obumarłymi tkankami roślinnymi trafiają olbrzymie ilości substancji odżywczych oraz pierwiastków i związków chemicznych powstałych w wyniku enzymatycznego rozkładu struktur lignocelulozowych przez wyspecjalizowane grupy fizjologiczne mikroorganizmów (Russel i in. 2005). Zwłaszcza rozkład celulozy ma bardzo duże znaczenie w krążeniu materii (w tym biochemicznym obiegu węgla) i przepływie energii (Chew i in. 2001). Jest to szczególnie istotne w ekosystemach leśnych, w których ponad 90% produkcji roślinnej trafia bezpośrednio do łańcucha saprofagicznego (Niewinna 2010). Ponadto w lasach blisko 50% martwej materii organicznej znajduje w glebie do głębokości 100 cm (w tym połowa w poziomach do 30 cm), zaś ok. 25% stanowi leżące martwe drewno (w tym połowa to grubizna) (Means i in. 1992).

Dekompozycja materii organicznej związana jest z czynnikami klimatycznymi oraz procesami i zjawiskami natury biologicznej i fizykochemicznej, przy czym nieco inaczej przebiega degradacja szczątków roślinnych (lub wybranych komponentów biomasy, jak np. czystej celulozy) znajdujących się w glebie, a inaczej tych zalegających na powierzchni. W obu przypadkach istotne są dwa czynniki klimatyczne: temperatura powietrza i wilgotność, które oddziałują na materię organiczną i różne grupy systematyczne destruentów bezpośrednio (martwe drewno, ściółka, detrytus) lub pośrednio (szczątki zagrzebane w przypowierzchniowej warstwie gleby). Za rozkład biologiczny na drodze enzymatycznej depolimeryzacji odpowiedzialne są w głównej mierze bakterie i grzyby. Te drugie, choć rozwijają się i kolonizują wolniej od bakterii, mają zdolność bardzo efektywnego wnikania w strukturę materiału lignocelulozowego dzięki nitkowatym strzępkom budującym grzybnię (Poszytek 2016). W ten sposób „torują" drogę gatunkom saproksylicznym[9]. Grzyby, w zależności od gatunku, odpowiedzialne są za różne typy miękkiej zgnilizny drewna, z których

[9] Grzyby wykorzystują martwe drewno jako źródło energii, a podczas penetracji i rozprzestrzeniania własnej plechy wprowadzają weń składniki, które wzbogacają odżywczo ubogie środowisko umożliwiając bezkręgowcom saproksylicznym wzrost, rozwój i osiągnięcie dojrzałości. Te natomiast przekształcają martwe drewno mechanicznie, tworząc warunki przyspieszające dekompozycję i ułatwiające kolejnym grupom systematycznym mikroorganizmów dalszą penetrację.

najpowszechniejsze są dwa: (1) zgnilizna brunatna atakująca przede wszystkim celulozę i inne węglowodany (drewno ciemnieje, kurczy się i pęka na pryzmatyczne klocki, które w końcowej fazie można rozetrzeć w palcach na proszek), (2) zgnilizna biała atakująca jednocześnie wszystkie trzy biopolimery (drewno jaśnieje, traci masę i przekształca w miękkie, włókniste fragmenty). Grzyby białej zgnilizny, to najskuteczniejsza grupa hydrolizująca materiał lignocelulozowy.

Generalnie najszybciej rozkładowi ulegają związki łatwo przyswajalne, czyli frakcje dobrze rozpuszczalne (w tym proste cukry i białka, skrobia), później niezdrewniałe i zdrewniałe węglowodany (celuloza, hemiceluloza), zaś najwolniej lignina (a także związki fenolowe oraz tłuszcze i woski), której względny udział w detrytusie rośnie z czasem (ryc. 18). Warto także zwrócić uwagę na inne różnice między materią organiczną na dnie lasu (ściółka, detrytus) i w przypowierzchniowych poziomach glebowych (próchnica) a martwym drewnem (leżaniną większych sortymentów). Otóż w detrytusie i próchnicy notuje się wyraźnie niższą zawartość celulozy i wartości wskaźnika C/N, zaś większą biomasę mikroorganizmów i ilość niemal wszystkich pierwiastków (w tym N, P, K, Ca, Mg i Na); koncentracja ligniny jest natomiast na zbliżonym poziomie (Means i in. 1992).



Ryc. 18. Fazy dekompozycji biomasy lignocelulozowej: 1 – wymywanie (woda), 2 – fragmentacja (bezkręgowce saproksyliczne, fauna glebowa, czynniki klimatyczne), 3, 4 – zmiany chemiczne (mikroorganizmy, abiotyczne procesy glebowe)

Bardzo duże znaczenie mają także bezkręgowce-reducenci – fauna glebowa (edafon) oraz wyspecjalizowane grupy owadów bytujące na martwym drewnie i ekologicznie związane z konkretną fazą rozkładu. Działalność reducentów polega m.in. na rozdrabnianiu resztek roślinnych i zwierzęcych, mieszaniu materii organicznej z substratem mineralnym oraz żerowaniu na mikroorganizmach, co prowadzi do dyspersji i rotacji poszczególnych kolonii. Ponadto, do czynników stymulujących lub ograniczających dekompozycję materii organicznej glebie, zalicza się zawartość niektórych pierwiastków (głównie węgla organicznego i azotu), stosunek C/N czy odczyn.

Do oznaczania tempa dekompozycji materii organicznej wystawionej na działanie czynników klimatycznych i edaficznych najczęściej stosuje się metodę wagową, polegającą na umieszczaniu (na powierzchni gruntu, w ściółce, w glebie, w leżących kawałkach martwego drewna) różnorodnych substytutów celulozowych bądź próbek ściółki pobranej *in situ*, których ubytki wagowe mierzy się w określonych interwałach czasowych. Stopień rozkładu czystej celulozy lub naważek ściółkowych można także oznaczać w sposób pośredni – metodami chemicznymi lub mierząc intensywność wydzielania CO_2 z gleby wzbogaconej w celulozę (Schmidt, Ruschmeyer 1958; Russel i in. 2005).

W metodzie wagowej najczęściej, choć nie wyłącznie[10], wykorzystuje się: (1) woreczki ściółkowe (*litter bags* – Püttsepp i in. 2007; Kawałko i in. 2017), (2) paski bawełny (*cotton strips* – Harrison i in. 1988; Chew i in. 2001; Kurka 2001; Tiegs i in. 2013) oraz (3) filtracyjne sączki celulozowe (*cellulose filters* – Jakubczyk 1978; Bieńkowski 1990; Drewnik 2000, 2006; Degórski, Breymeyer 2000; Breymeyer 2002). Próbki umieszcza się w siatce ochronnej o oczku ok. 1 mm, co eliminuje wpływ większych przedstawicieli fauny glebowej (dżdżownic, owadów). Pomiarom poddaje się odpowiednio: (1) stratę masy całkowitej i zawartość poszczególnych pierwiastków, (2) utratę wytrzymałości na rozciąganie (CTSL – *cotton strip tensile strength loss*), (3) wyłącznie stratę masy całkowitej. W przypadku (1) określa się dodatkowo w każdej próbce ilość popiołu, co jest czynnością zbędną w substytutach celulozowych (2) i (3), w których ilość ta jest znana i stała.

Należy jednak pamiętać, że metoda wagowa jest obarczona nieuniknioną i często nieprzewidywalną (a więc także trudną w późniejszej interpretacji) lokalną i czasową zmiennością, bowiem procesu nie obserwuje się w sposób ciągły, a jedynie dyskretyzujący. Jedynym sposobem uniknięcia tego problemu jest odpowiednio duża wielkość próby badawczej osiągnięta drogą replikacji, co w przypadku czaso-, praco- i finansochłonnych badań terenowych nie zawsze jest możliwe w stopniu zadowalającym. Bazując na wynikach wcześniejszych badań prowadzonych w IGiPZ PAN (Degórski, Breymeyer 2000; Breymeyer 2002) oraz na fakcie, że celuloza jest głównym składnikiem budującym komórki roślin przyjęto założenie, że biodegradacja martwego drewna może być symulowana przez rozkład czystej celulozy, zaś tempo dekompozycji resztek organicznych w biotopach nadrzecznych można uznać za wskaźnik sprawności ekologicznej tych ekosystemów. Na tej podstawie do analiz wybrano metodę wagową i filtracyjne sączki celulozowe.

Niewątpliwym plusem wykorzystania standaryzowanego substytutu celulozowego jest jego jednorodność strukturalna i dokładnie określone, powtarzalne parametry fizykochemiczne. Dotyczy to przede wszystkim udziału jednego typu celulozy (α-celulozy), stałej ilości popiołu (lub jego braku) czy braku innych biopolimerów, pierwiastków lub związków rozpuszczalnych, które mogłyby zaburzyć wyniki. Dzięki temu przestaje istnieć problem zmiennej jakości próbki, związanej z naturalnym zróżnicowaniem ściółki, zwłaszcza jej składu chemicznego i morfologii (Kurka 2001). W takiej sytuacji dynamika i szybkość rozkładu czystej celulozy jest bezpośrednio zależna od lokalnych grup systematycznych

[10] W dawnych latach wykorzystywano również kawałki celofanu, który jako tworzywo produkowane na bazie celulozy jest podatny na biodegradację (Went, De Jong 1966). Warto także wspomnieć o projekcie, który rozpoczął się w 2000 r. Do pomiarów tempa dekompozycji wykorzystuje się, według jednolitej na całym świecie metodyki, torebki herbaty (Tresch, Fliessbach 2017; http://www.teatime4science.org).

mikroorganizmów celulolitycznych i może być uważana za parametr edaficzny (Püttsepp i in. 2007), modyfikowany jedynie czynnikami klimatycznymi.

Próbka dekompozycyjna

Pojedyncza próbka składa się z dwóch elementów:

- paska o długości 50 cm z siatki moskitierowej o średnicy oczka 1,2 mm (włókno szklane wzmocnione polimerem PVC);
- sączków filtracyjnych kołowych o średnicy 90 mm (jakościowe papierowe o grubości 190 µm, gramaturze 103 g/m^2, popielności 0,06% i zawartości α-celulozy >95% – Whatman nr 1002 090).

Pasek składa się z 5 kieszonek o wielkości 10×10 cm. Na pierwszej kieszonce każdego paska nabito jego numer za pomocą metkownicy. W poszczególnych kieszonkach zaszyto sączki celulozowe, które uprzednio zostały zważone z dokładnością 0,0001 g na wadze Sartorius Basic (por. Bieńkowski 1990). W ten sposób przygotowano 72 paski zawierające łącznie 360 sączków.

Rozkład próbek w terenie

Na każdym stanowisku rozmieszczono 12 próbek dekompozycyjnych – 6 w glebie (dwie różne odkrywki) i 6 w martwym drewnie (dwie różne kłody).

Paski „glebowe" umieszczano pionowo, zazwyczaj obok siebie – na jednej, wyrównanej ścianie odkrywki glebowej i w taki sposób, aby górna krawędź paska była na głębokości ok. 2-3 cm od powierzchni terenu (ryc. 19). Odkrywkę zasypywano materiałem glebowym starając się zachować w miarę możliwości kolejność poziomów genetycznych widocznych w profilu.

Ryc. 19. Umieszczanie próbek dekompozycyjnych w odkrywce glebowej (fot. A. Affek)

Paski „drzewne" eksponowano poziomo w leżącej grubiźnie, której długość i średnica umożliwiały rozmieszczenie trzech pasków w obrębie jednej kłody. Paski umieszczano pod korą (w przypadku drewna o małym i średnim stopniu rozkładu – ryc. 20A) lub w wąskim

rowku wyciętym nożem i zasypanym materiałem pozyskanym *in situ* (w przypadku drewna o średnim i dużym stopniu rozkładu – ryc. 20B). Jedynie na stanowisku Bielino pozostawiono 3 paski (zamiast 6) ze względu na brak leżaniny spełniającej kryteria wielkościowe.

Ryc. 20. Umieszczanie próbek dekompozycyjnych w kłodach: A – pod korą, B – w rowku (fot. A. Kowalska, J. Wolski)

Pobór próbek

Próbki dekompozycyjne pobierano po upływie dwumiesięcznych okresów ekspozycji (20-21 lipca, 14-15 września, 16-17 listopada 2017 r.). Z każdego stanowiska zabierano 4 paski – dwa z gleby i dwa z leżaniny (ryc. 21), które po włożeniu do wąskich, dedykowanych toreb foliowych transportowano do laboratorium. Z rozmieszczonych na stanowiskach 69 pasków do dalszych analiz pozyskano 64 – pozostałe 5 uległo zniszczeniu w wyniku działalności zwierząt (ryc. 22).

Prace laboratoryjne

Paski z sączkami wstępnie oczyszczano, rozwieszano i suszono powietrznie przez 3 doby, a następnie przez 24 godziny w komorze badań cieplnych KBC-125 G w temperaturze 60°C. W kolejnym etapie pozostałości sączków wyjmowano z kieszonek i możliwie dokładnie oczyszczano (mechanicznie)[11] z resztek materiału organicznego i mineralnego, a następnie ważono z dokładnością 0,0001 g na wadze Sartorius Basic. Wyniki obliczano według wzoru:

[11] Jest to metoda uproszczona (por. Kurka 2001); pominięto fazy: (1) gotowania w roztworze KOH (i/lub NaOH oraz HCl) w celu usunięcia reszt niecelulozowych (np. śluzu bakteryjnego lub kolonii grzybów), których masa zmniejszyłaby rzeczywistą stratę celulozy oraz (2) płukania w wodzie destylowanej w celu zobojętnienia reakcji (por. Bieńkowski 1990; Degórski, Breymeyer 2000; Russel i in. 2005). Spalanie w piecu muflowym w celu oznaczenia ilości popiołu było zbędne, bowiem wartość popielności jest znana i stała w poszczególnych sączkach. Błąd średni tej uproszczonej metody szacuje się na 10-20%.

$$W = 100(A-B)\cdot A^{-1}$$

gdzie: W – % rozłożonej celulozy, A – masa sączka przed wkopaniem do gleby, B – masa sączka po wyjęciu z gleby.

Pomiary tempa dekompozycji materii organicznej zostały wykorzystane do oszacowania aktywności biologicznej gleby – wskaźnik dla świadczenia dekompozycja i procesy wiązania oraz ich wpływ na jakość gleby (2.2.4.2).

Ryc. 21. Zestaw próbek dekompozycyjnych ze stanowiska Kępa Oborska (czas ekspozycji – 2 miesiące) (fot. A. Kowalska, J. Wolski)

Ryc. 22. Kłoda z próbkami zniszczona przez zwierzynę w trakcie inkubacji (fot. A. Affek)

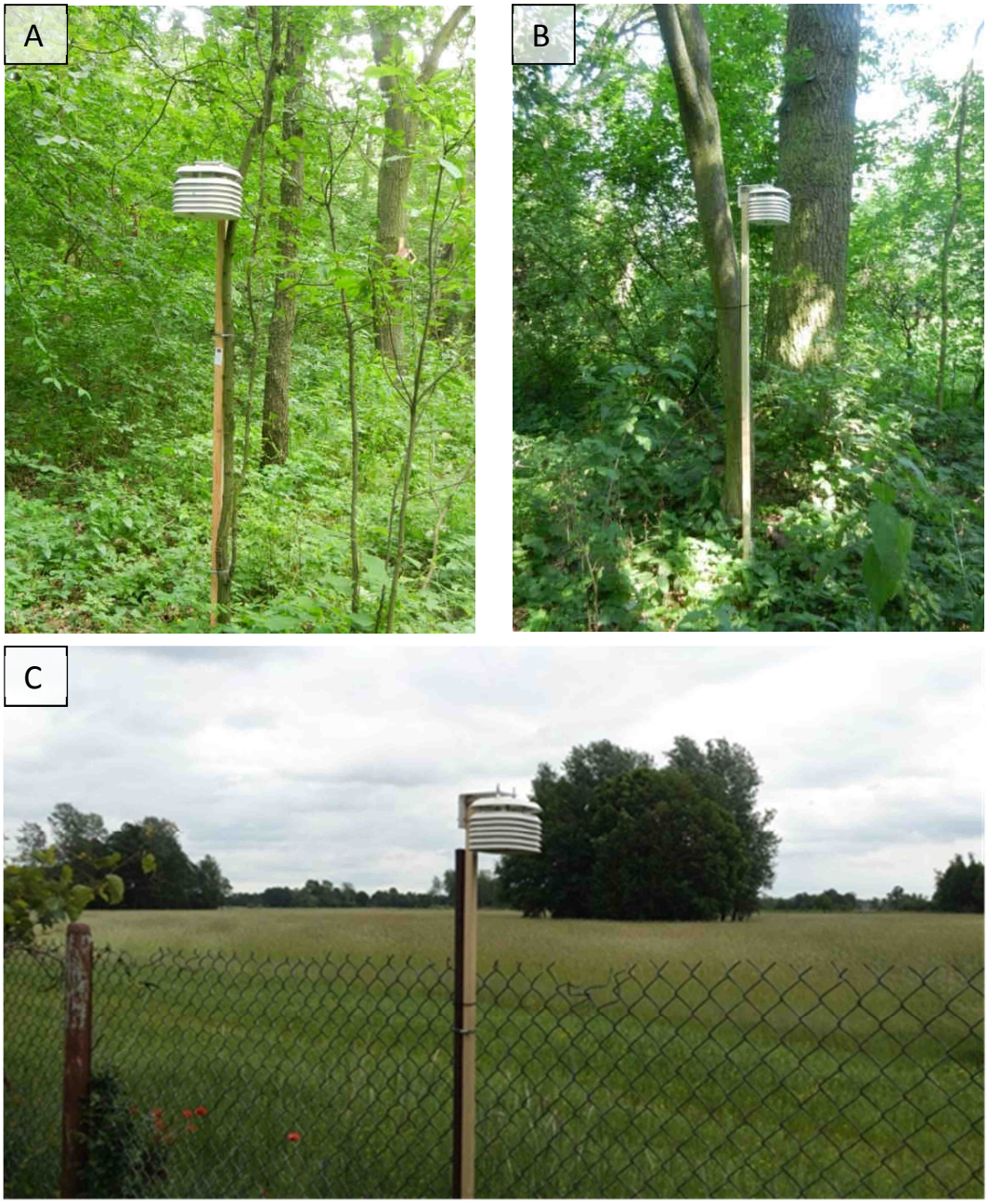
2.11. Badania topoklimatyczne

Badania warunków topoklimatycznych płatów łęgów jesionowo-wiązowych prowadzone były na wybranych powierzchniach od czerwca 2017 r. do października 2018 r. wzdłuż doliny Wisły, począwszy od okolic Warszawy do Płocka. Pomiary prowadzono z wykorzystaniem rejestratorów HOBO Pro (Onset Computer Corporation) pozwalających na automatyczny zapis mierzonych parametrów. Czujniki umożliwiały pomiar temperatury i wilgotności powietrza. Rejestratory umieszczone były na wysokości 2 m nad poziomem gruntu, zabezpieczone plastikowymi osłonami antyradiacyjnymi. Czujniki umieszczane były parami, jeden w centralnej części płata, drugi w niewielkiej odległości od badanego płata, ale w terenie otwartym.

Pomiary rozpoczęto 15.06.2017 r. w szczycie sezonu wegetacyjnego, a zakończono z końcem października 2018 r. Otrzymana w ten sposób seria pomiarowa obejmowała wszystkie pory roku. Temperatura powietrza mierzona była co 10 sekund i rejestrowana jako średnia dziesięciominutowa. Uzyskane wartości stanowiły bazę do obliczeń charakterystyk temperatury powietrza. Średnią dobową temperaturę powietrza ($t_{śr}$) obliczono jako średnią ze 144 10-minutowych wartości rejestrowanych w każdej dobie. Jako maksymalną (t_{max}) i minimalną (t_{min}) dobową temperaturę powietrza przyjęto najwyższą i najniższą temperaturę z wartości zarejestrowanych każdego dnia.

W celu określenia specyfiki temperatury powietrza w poszczególnych płatach odniesiono jej wartości dobowe (średnie, maksymalne i minimalne) do tzw. warunków standardowych. Jako warunki standardowe przyjęto te, które występowały na terenie otwartym (reprezentującym tzw. warunki standardowe, czyli zbliżone do tych panujących na stacjach meteorologicznych) sąsiadującym z danym płatem leśnym. Przykładowe usytuowanie punktów pomiarowych przedstawiono na ryc. 23. Pozwoliło to na rozpoznanie, na ile ogólne cechy atmosfery wpływają na warunki termiczne w rejonie badań oraz na określenie roli czynników lokalnych w kształtowaniu temperatury powietrza na badanych powierzchniach leśnych.

Pomiary temperatury i wilgotności powietrza zostały wykorzystane do oceny świadczenia regulacja temperatury i wilgotności powietrza (2.2.6.2).



Ryc. 23. Zdjęcia wybranych stanowisk pomiarowych warunków termicznych: A. Arciechówek – las, B. Bielino – las, C. Bielino – teren otwarty (fot. J. Baranowski)

2.12. Zapylanie

Jednym z celów projektu było określenie potencjału ekosystemów lasów łęgowych jesionowo-wiązowych do świadczenia usługi zapylania kwiatów, w tym kwiatów roślin uprawnych. Ponieważ w koncepcji usług ekosystemowych rozpatruje się przede wszystkim wkład świata ożywionego (bioty) w dobrostan człowieka, rozpatrywano w ramach usługi zapylania kwiatów jedynie aktywności podejmowane przez organizmy żywe – zapylacze. Na podstawie literatury przedmiotu (Klein i in. 2007; Winfree 2010) stwierdzono, że

najważniejsze zwierzęta zapylające kwiaty to pszczoły (*Apoidea*), dlatego też tej nadrodzinie owadów postanowiono poświęcić najwięcej uwagi. Szczegółowo przeanalizowano zwłaszcza należący do *Apoidea* rodzaj *Bombus* obejmujący trzmiele i trzmielce, gdyż według T. Pawilkowskiego *w łęgach 90-99% owadów zapylających to trzmiele i pszczoła miodna* (informacja z korespondencji e-mailowej z dn. 14.04.2017 r.). Pszczoły miodnej postanowiono nie wliczać do potencjału łęgów, gdyż jej obecność jest warunkowana występowaniem pasiek i działalnością pszczelarzy, a nie *stricte* potencjałem ekosystemów.

Potencjał ekosystemów łęgowych rozpatrywano na dwóch poziomach, jako:

1. potencjał siedliska do bytowania i rozmnażania się owadów zapylających,
2. potencjał rzeczywiście występujących w lasach łęgowych owadów zapylających do zapylania okolicznych upraw.

W żadnym z powyższych ujęć nie obliczano rzeczywistego świadczenia (np. liczby zapylonych kwiatów). Przedmiotem oceny był potencjał ekosystemów.

Ad. 1. W ramach szacowania potencjału siedliska do bytowania i rozmnażania się owadów zapylających analizowano dwa podstawowe parametry siedliska: (1) przydatność do gniazdowania i (2) bazę pokarmową (Westrich 1996). Przydatność ekosystemów do gniazdowania rozpatrywano na dwa sposoby: (1a) jako potencjalną dostępność miejsc do gniazdowania oraz (1b) gotowość do zasiedlenia sztucznych gniazd (tzw. pułapek gniazdowych) umieszczonych w ekosystemie lasu łęgowego. W związku z tym, że większość trzmieli występujących w lasach zakłada gniazda w ziemi (w suchych opuszczonych norach gryzoni, niewielkich jamach, rozpadlinach), to przyjęto, że jedną z miar potencjalnej dostępności miejsc do gniazdowania będzie procent dna lasu niepokryty roślinnością (mszakami, krzewinkami, roślinami zielnymi), czyli procent powierzchni terenu z odsłoniętą ściółką. Drugą miarą była minimalna głębokość zwierciadła wody gruntowej w sezonie wegetacyjnym, determinująca maksymalny stopień wysycenia wodą wierzchnich poziomów gleby i ewentualne zalewanie zagłębień terenu. Procent powierzchni terenu z odsłoniętą ściółką wyliczano na podstawie analizy wykonanych zdjęć fitosocjologicznych, gdyż dla każdego zdjęcia szacowany był procent pokrycia w każdej warstwie, w tym także w warstwie runa. Minimalną głębokość zwierciadła wody gruntowej w sezonie wegetacyjnym (od marca do września, w okresie funkcjonowania gniazd trzmieli) wyliczano na podstawie przeprowadzonych badań ciągłych poziomu wody w zamontowanych do tego celu piezometrach.

Gotowość do zasiedlenia sztucznych gniazd badano rozmieszczając na powierzchniach badawczych pułapki gniazdowe. Na każdej powierzchni rozłożono na wiosnę 2017 r. dwie pułapki gniazdowe (domki) zaprojektowane specjalnie dla trzmieli (ryc. 24) i dwie dedykowane pszczołom samotnicom (ryc. 25). Łącznie zakupiono i zamontowano 24 domki.

Domki dla trzmieli zamontowano na pniach drzew na wysokości do 50 cm nad gruntem, natomiast domki dla pszczół samotnic także na pniach drzew, ale na wysokości ok. 2 m, od strony południowej. Domki zbudowane były z drewna z daszkami zabezpieczonymi farbą ekologiczną. Te dla trzmieli posiadały otwór wlotowy i dodatkowy otwór wentylacyjny zabezpieczony drobną siatką. Do wnętrza włożono siano pozyskane z klatek gryzoni ze sklepów zoologicznych. Z kolei domki dla pszczół samotnic były wypełnione łodygami trzcinowymi z możliwością ich wyjęcia i wymiany, a wlot zabezpieczony był od ptaków i

ssaków siatką metalową z dystansem min. 3 cm. Producentem sztucznych gniazd była firma Ussuri Ochrona Przyrody (www.ussuri.pl) specjalizująca się w projektowaniu i konstruowaniu budek lęgowych dla zwierząt, w tym dla owadów.

Ryc. 24. Pułapki gniazdowe dla trzmieli (fot. A. Affek)

Ryc. 25. Pułapki gniazdowe dla pszczół samotnic (fot. A. Affek)

Stan zasiedlenia domków dla trzmieli był sprawdzany regularnie w terenie począwszy od maja 2017 r. do listopada 2018 r. Z uwagi na dobry stan domków pozostawiono je na powierzchniach badawczych na kolejny sezon. Domki dla pszczół samotnic były także regularnie sprawdzane w sezonie wegetacyjnym 2017 r. Na bieżąco monitorowana była liczba zasklepionych łodyg trzcinowych. W październiku 2017 r. wykonano zdjęcia frontów domków w celu zliczenia udziału procentowego zasklepionych łodyg. Następnie łodygi wyjęto, zapakowano do woreczków z tkaniny i przewieziono do laboratorium IGiPZ PAN w celu identyfikacji owadów po wyjściu postaci dorosłych (imago) z kokonów.

Do oszacowania wielkości bazy pokarmowej dla dzikich zapylaczy wykorzystano: (1) dane dotyczące pokrycia gatunkami miododajnymi roślin w runie, warstwie krzewów i drzew oraz (2) informacje o wydajności miodowej poszczególnych gatunków roślin. Miarą wielkości bazy pokarmowej była łączna potencjalna roczna ilość miodu możliwego do wyprodukowania z nektaru kwiatów na jednostkę powierzchni. Informacje o pokryciu gatunkami roślin w każdej warstwie uzyskano z badań zbiorowisk roślinnych prowadzonych w lecie 2017 r. metodą zdjęć fitosocjologicznych (Braun-Blanquet 1964). Łącznie wykorzystano 51 zdjęć wykonanych w obrębie 6 badanych powierzchni. Do analiz ilościowych reklasyfikowano skalę ilościowości Braun-Blanqueta do skali ilorazowej, procentowej (tab. 5). Uzyskane procentowe wartości pokrycia poszczególnymi gatunkami sumowano i ważono w ten sposób, aby łączne pokrycie w każdej warstwie odpowiadało łącznemu pokryciu (zwarciu) szacowanemu w terenie.

Tabela 5. Reklasyfikacja skali ilościowej Braun-Blanqueta do skali ilorazowej uśrednionego procentowego pokrycia [%]

Skala Braun-Blanqueta	Skala procentowa
+	2,5
1	7,5
2	17,5
3	37,5
4	62,5
5	87,5

Gatunki miododajne zidentyfikowano na podstawie przeglądu literatury przedmiotu (Demianowicz i in. 1960; Maksymiuk 1960; Szklanowska 1973, 1979; Kołtowski 2006). Wydajność miodową poszczególnych gatunków (w kilogramach miodu z hektara zwartego łanu) zaczerpnięto przede wszystkim z *Wielkiego Atlasu Roślin Miododajnych* (Kołtowski 2006), a także uzupełniająco z innych prac (Demianowicz i in. 1960; Szklanowska 1979; Ruszkowski i in. 1997). Wspomniany *Atlas* zawiera informacje o nektarowaniu i produkcji pyłku w warunkach Polski dla ponad 250 gatunków roślin. Prezentowane tam uśrednione dane są wynikiem badań prowadzonych w optymalnych warunkach siedliskowych i świetlnych w kilku sezonach wegetacyjnych dla zwartego łanu danego gatunku według metodologii opisanej przez Jabłońskiego (2002). Uwzględniają jedynie jednokrotne kwitnięcie danej rośliny w sezonie. W związku z tym, że obserwowano w trakcie prac terenowych wielokrotne kwitnięcie istotnych dla bazy pokarmowej zapylaczy roślin miododajnych (np. z rodziny jasnotowatych), przyjęto, że zjawisko to niweluje przeszacowanie produkcji nektaru wynikające z mniej korzystnych niż

optymalne warunków siedliskowych i świetlnych notowanych w lasach łęgowych (porównaj np. Szklanowska 1978, 1979). Dla kilku gatunków miododajnych, dla których nie odnaleziono w literaturze precyzyjnych danych ilościowych, wydajność miodową oszacowano na podstawie danych pośrednich. Do pokrycia runa gatunkami miododajnymi i szacowania ich miododajności nie wliczono gatunków drzew miododajnych (np. czeremchy, klonów), które w tej fazie młodocianej nie kwitną.

Ad. 2. W ramach szacowania potencjału owadów zapylających rzeczywiście występujących w lasach łęgowych do zapylania okolicznych upraw wykorzystano dwie metody badawcze: (1) metodę marszrutową i (2) pułapki barwne. Obie metody miały na celu określenie zagęszczenia i bogactwa gatunkowego owadów zapylających w analizowanych zbiorowiskach leśnych.

Metoda marszrutowa to dostosowana do zbiorowisk naturalnych i półnaturalnych metoda pasów Banaszaka (1991) szacowania zagęszczenia/liczebności pszczół na jednostkę powierzchni. Metoda ta polega na przemarszu transektem w warunkach optymalnych (słonecznie, powyżej 15°C) odległości 200 m z tempem ok. 10 metrów na minutę (w sumie 20 minut marszu) i odliczaniu po drodze, włącznie z przyżyciowym oznaczaniem, napotkanych pszczół. W metodzie tej wartości zagęszczenia owadów na hektar uzyskuje się poprzez ekstrapolację liczebności odnotowanej na pasie o powierzchni 200 m^2 (długości 200 metrów i umownej szerokości 1 m). W niniejszych badaniach, ze względu na dominującą pozycję trzmielowatych (*Bombini*) wśród owadów zapylających zamieszkujących lasy łęgowe, ograniczono się do odliczania osobników jedynie z tej jednostki taksonomicznej (Pawlikowski, Pawlikowski 2012). Do oznaczania osobników trudniejszych do rozpoznania stosowano odławianie siatką entomologiczną (ryc. 26). W trakcie marszu wykonywano także dokumentację fotograficzną i notowano gatunki roślin oblatywanych przez trzmiele. Łącznie od maja 2017 r. do października 2018 r. wykonano 66 pomiarów, średnio po 11 na każdą powierzchnię badawczą. W związku z tym, że otrzymane wartości zagęszczenia trzmieli mają w założeniu wskazywać potencjał lasów łęgowych, uznano, że wyrazem tego potencjału będą najwyższe w danym miesiącu odnotowane zagęszczenia.

Ze względu na niewielkie powierzchnie badanych płatów oraz znane z literatury niskie liczebności owadów zapylających w łęgach samo stosowanie nieinwazyjnej metody marszrutowej i zliczanie trzmieli metodą na upatrzonego byłoby niewystarczające do realizacji zaplanowanego celu. Z tego względu zdecydowano się także na zastosowanie metody uzupełniającej w postaci pułapek barwnych, zwanych także pułapkami Moerickego. Zastosowano schemat badawczy zgodny z rekomendacjami FAO do prowadzenia monitoringu dzikich pszczół (https://www.slideshare.net/sdroege/fao-bee-survey-design-talk). Pułapkami były kolorowe plastikowe miski o średnicy 22 cm i głębokości 10 cm wypełnione 5% roztworem wodnym glikolu propylenowego z dodatkiem substancji redukującej napięcie powierzchniowe (woda 950 ml + glikol propylenowy 50 ml + 2 ml bezzapachowego i bezbarwnego płynu do naczyń Ludwik). Na każdej powierzchni badawczej rozłożono 3 miski, po jednej białej, żółtej i niebieskiej. Przyjmuje się na podstawie badań eksperymentalnych, że kolory te są najbardziej atrakcyjne dla owadów zapylających. Miski były rozłożone na transekcie przebiegającym wzdłuż dłuższej osi powierzchni badawczej, w odległości 50 m od siebie (ryc. 27). Przymocowano je do pni drzew na wysokości ok 1,8 m (ryc. 28). Łącznie rozłożono 18 pułapek. Na trzech powierzchniach badawczych w pobliżu Warszawy

(Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny) miski były wywieszone przez cały okres aktywności pszczół, od początku kwietnia do końca października. Na pozostałych 3 powierzchniach (Arciechówek, Białobrzegi, Bielino) pułapki były wystawione jedynie w okresie szczytowej aktywności owadów zapylających, od początku kwietnia do początku lipca. Opróżnianie i wymiana płynu następowała średnio co 2 tygodnie. Łącznie zebrano 144 próbki, po 30 z 3 powierzchni bliżej Warszawy i po 18 z powierzchni położonych bliżej Płocka. Na umyślne chwytanie i zabijanie dziko występujących gatunków zwierząt objętych ochroną (głównie trzmieli) w celu prowadzenia badań naukowych uzyskano zezwolenia Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska w Warszawie i Płocku.

Ryc. 26. Szacowanie liczebności trzmieli metodą marszrutową z wykorzystaniem siatki entomologicznej (fot. A. Kowalska)

Odłowione owady były przechowywane w słoikach szklanych w bezbarwnym denaturacie (95% roztworze skażonego alkoholu etylowego). W laboratorium IGiPZ PAN okazy zliczono i przypisano do następujących grup funkcjonalnych: trzmiele, inne pszczoły (*Apoidea*), osy, szerszenie, inne błonkoskrzydłe, chrząszcze małe (<2 cm), chrząszcze duże (>2 cm): biegaczowate, chrząszcze duże (>2 cm): żukowate, omarlicowate, omomiłkowate, skorki, jętkopodobne (2 pary skrzydeł), prosionki, pająki, bzygi, muchy padlinożerne, pluskwiaki, skoczogonki, motyle/ćmy, kusakowate, muchówki i krocionogi. Dodatkowo trzmiele jako najważniejsze zapylacze w lasach rozpoznano co do gatunku korzystając z kluczy barwnych (Pawlikowski, Pawlikowski 2012). W związku z tym, że do szacowania potencjału lasów łęgowych do świadczenia usługi zapylania zdecydowano się analizować jedynie nadrodzinę pszczół (*Apoidea*), do dalszych analiz wzięto dane o liczebności właśnie tej grupy, z dodatkowym wyodrębnieniem z niej trzmielowatych. Następnie dane o liczebnościach pszczół przeliczano na dni w podziale miesięcznym i sumowano w obrębie powierzchni badawczych. W efekcie otrzymano informację, ile przeciętnie każdego dnia w danym miesiącu odłowiono pszczół na danej powierzchni. Wartość ta ma z założenia aproksymować zagęszczenie pszczół na jednostkę powierzchni.

Ryc. 27. Przykładowe rozmieszczenie pułapek na powierzchni badawczej (*pan trap* – pułapka barwna, *bumble bee nest trap* – pułapka gniazdowa dla trzmieli, *solitary bee nest trap* – pułapka gniazdowa dla pszczół samotnic)

Ryc. 28. Pułapki barwne Moerickiego (fot. A. Affek)

2.13. Badania faunistyczne z wykorzystaniem dżdżownic (*Lumbricidae*)

Rodzina *Lumbricidae* reprezentowana jest na świecie przez ponad 250 gatunków, z czego połowa notowana jest w Europie. W Polsce występuje 35 gatunków i podgatunków (Kasprzak 1986). Organizmy te są saprofagami, które czerpią substancje odżywcze z materii organicznej w postaci żywych i obumarłych części roślin (np. korzeni, liści, kiełków, nasion, ściętej trawy), mikroorganizmów (np. skoczogonków, pierwotniaków, roztoczy), odchodów zwierząt a także bakterii, drożdży i grzybów. Zamieszkują prawie wszystkie typy gleb, ale nie sprzyjają im środowiska słone, kwaśne i ubogie w substancję organiczną np. kwaśne gleby łąkowe, torfowe, gleby leśne o próchnicy typu moder[12] (Barley 1961). Największą liczebność dżdżownic obserwuje się w próchnicznych glebach o odczynie obojętnym i zasadowym oraz w glebach leśnych z próchnicą typu mull[13]. W poszczególnych środowiskach występuje zazwyczaj nie więcej niż 10 gatunków, zaś w zgrupowaniach dominują 2-4 gatunki. W glebie lasów liściastych liczne są gatunki *Dendrobaena octaedra, Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus rubellus, Lumbricus castaneus, Lumbricus terrestris*, *Octolasion lacteum, Aporrectodea caliginosa, Aporrectodea rosea*. W wilgotnych środowiskach leśnych duży udział mają *Eiseniella tetraedra, Octolasion lacteum, Dendrobaena octaedra* i *Lumbricus rubellus.*

Dżdżownice, nazywane inżynierami ekosystemów (*ecosystem engineers*), w znacznym stopniu wpływają na strukturę gleby, a poprzez modyfikację składu i aktywności mikroorganizmów pośredniczą w procesie uwalniania lub wiązania składników odżywczych (Binet i in. 1998; Domínguez i in. 2010). Pełnią także bardzo istotną rolę w procesie dekompozycji materiału roślinnego i wpływają na tempo obiegu materii organicznej (Lubbers i in. 2017). Poprzez swoją działalność w profilu glebowym przyczyniają się także do: (1) mieszania gleby, przemieszczania materii organicznej oraz nasion w profilu glebowym, (2) aeracji, (3) infiltracji, (4) zwiększania powierzchni gleby w interakcji z drobnoustrojami, (5) lepszego ukorzeniania roślin, (6) hamowania rozwoju patogenów, (7) zaopatrzenia innych organizmów w substancje odżywcze, (8) neutralizacji odczynu gleby oraz (9) bioremediacji (Edwards, Bohlen 1996; Hickman, Reid 2008; Bertrand i in. 2015).

Badania terenowe

W każdym z sześciu badanych płatów pobrano siedem próbek badawczych łącznie (w dwóch terminach), w celu uchwycenia zmienności sezonowej. Pierwszy pobór miał miejsce w maju (11-13.05.2017 r.), a kolejny w październiku (12-13.10.2018 r.). Próby w sezonie jesiennym były pobierane w tej samej lokalizacji z jednometrowym przesunięciem.

[12] Typ próchnicy leśnej, głównie siedlisk mezotroficznych, charakteryzuje się średnią aktywnością rozkładu materii organicznej. Jest to typ próchnicy średnio zhumifikowanej. W przemianach resztek roślinnych udział biorą stawonogi i grzyby acidofilne. Stosunek C/N wynosi 15-25. Wytworzone kompleksy organiczno-mineralne są nietrwałe i słabo związane z mineralną częścią gleby.

[13] Typ próchnicy głównie gleb uprawnych wykazujących wysoką aktywność biologiczną (np. czarnoziemów). Jest to dobrze zhumifikowana substancja organiczna, wytworzona przy udziale bezkręgowców i bakterii przerabiających resztki roślinne. Charakteryzuje się odczynem obojętnym, stosunkiem C/N zbliżonym do 10 oraz zdolnością do tworzenia trwałych kompleksów organiczno-mineralnych.

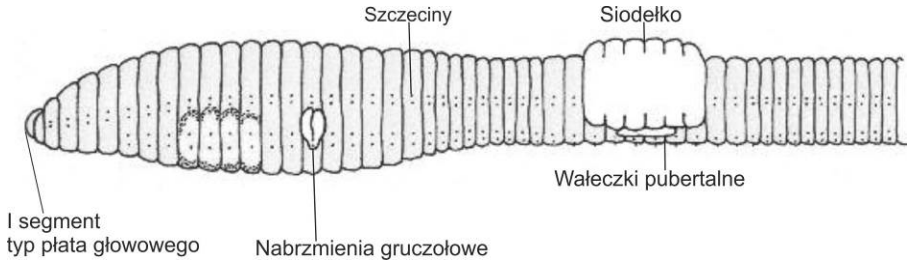
Osobniki *Lumbricidae* pozyskiwano metodą mechaniczną – kopania i ręcznego przebierania. Przy pomocy szpadla delikatnie pobierano próbkę z powierzchni 25×25 cm i 30 cm w głąb profilu (Rundgren 1975) – ryc. 29. Taka wielkość próbki jest optymalna, a jej pozyskanie nie powoduje znacznych uszkodzeń profilu glebowego (Kasprzak 1986; Schmidt 2001; Valckx i in. 2011).

Ryc. 29. Próba badawcza o wymiarach 25×25 cm i 30 cm w głąb profilu glebowego (fot. E. Regulska)

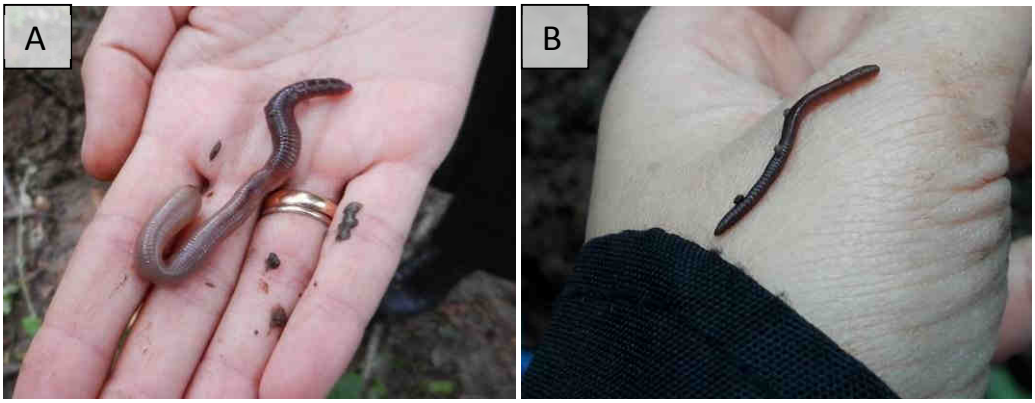
Wykopany materiał glebowy deponowano na foliowej płachcie, a następnie ręcznie przebierano (ryc. 30). W pierwszym etapie przeszukiwano ściółkę w celu uchwycenia osobników żyjących w warstwie powierzchniowej. Średni czas przeszukiwania próbki, w zależności od rodzaju gleby, wynosił 40 minut. Zastosowana metoda jest czasochłonna, ale pozwala na pozyskanie osobników poniżej 0,01 grama masy ciała. Ponadto, w przeciwieństwie do ekstrakcji chemicznej, nie ma negatywnego wpływu na środowisko glebowe, co jest szczególne ważne w przypadku obszarów objętych ochroną.

Ryc. 30. Pobór i oznaczanie próbki faunistycznej (fot. E. Regulska, A. Kowalska)

Osobniki *Lumbricidae* z odcinkiem głowowym, zostały *in situ* oznaczone do gatunku, bez względu na stopień rozwoju (Plisko 1973; Kasprzak 1986). Kilka okazów pobrano do oznaczeń z użyciem mikroskopu optycznego. Osobniki klasyfikowano na podstawie możliwych do zaobserwowania w terenie cech budowy zewnętrznej (ryc. 31, 32).



Ryc. 31. Schemat rozmieszczenia możliwych do zaobserwowania w terenie cech budowy zewnętrznej dorosłego osobnika *Lumbricidae*



Ryc. 32. Okazy z widocznymi do zaobserwowania cechami diagnostycznymi: A – dżdżownica ziemna (*Lumbricus terrestris*), B – dżdżownica czerwona (*Lumbricus rubellus*) (fot. E. Regulska)

Po oczyszczeniu z substratu glebowego każdy osobnik *Lumbricidae* został zważony wraz z zawartością przełyku z dokładnością do 0,001 g (waga Scout STX123). W kolejnym etapie określono stopień wykształcenia drugorzędnych cech płciowych, przyjmując za: dorosłe – osobniki dojrzałe płciowo o dobrze wykształconych drugorzędnych cechach płciowych, subjuwenilne – osobniki o niekompletnie wykształconych drugorzędnych cechach płciowych i juwenilne – osobniki zupełnie niedojrzałe płciowo (ryc. 33).

Ryc. 33. Osobniki *Lumbricidae terrestris*: A – osobnik juwenilny, B – osobnik dorosły (fot. E. Regulska)

Osobniki zostały sklasyfikowane ze względu na miejsce występowania, rodzaj spożywanego pokarmu i strategię życiową zgodnie z koncepcją Bouché (1972, 1977) do trzech grupy ekologicznych:

- epigeiczna – gatunki niedrążące kanałów, żyjące nad warstwą mineralną gleby, głównie zamieszkujące ściółkę, odżywiające się słabo rozdrobnionym pokarmem bogatym w materię organiczną. Typowe dla ekosystemów leśnych, a na polach uprawnych ze względu na eliminację warstwy ściółki spotykane zwykle w uprawach wieloletnich. Są to małe, dość szybko przemieszczające się osobniki, z czerwonawym ubarwieniem ciała, o krótkim cyklu życiowym, który rekompensują dużą produkcją kokonów;
- endogeiczna – gatunki żyjące w warstwie mineralnej gleby (głównie do 15 cm), drążące rozległe, nietrwałe kanały głównie o przebiegu poziomym. Żywią się pod powierzchnią gleby pobierając materię organiczną wymieszaną z materią nieorganiczną. Są to różnego kształtu i średniej długości, wolno przemieszczające się osobniki o białawym ubarwieniu ciała. Charakteryzują się niedługim cyklem życiowym;
- anecigeiczna – gatunki żerujące głównie na powierzchni, ale żyjące w warstwie mineralnej gleby w wydrążonych głębokich (nawet poniżej 3 metrów), trwałych kanałach o przebiegu pionowym, do których wciągają zdeponowaną na powierzchni materię organiczną. Są to duże gatunki ciemno ubarwione po stronie grzbietowej (przynajmniej w przednim odcinku ciała), zdolne do szybkiej ucieczki (wycofania się do kanalika), ale zazwyczaj wolno poruszające się. Charakteryzują się długim cyklem życiowym i niską produkcją kokonów.

Przeprowadzone prace dotyczące zgrupowania *Lumbricidae* badanych stanowisk stanowią podstawę do oceny potencjału lasów łęgowych do świadczenia usług ekosystemowych. Łęgi jesionowo-wiązowe w ujęciu szczegółowym nie były pod tym względem dotychczas badane. W literaturze można natomiast odnaleźć informacje na temat zależności między zgrupowaniem *Lumbricidae* a poszczególnymi gatunkami drzew czy bogactwem gatunkowym lasów (Neirynck i in. 2000; Korboulewsky i in. 2016).

Badania fauny glebowej (*Lumbricidae*) posłużyły do oceny świadczenia regulacyjnego dekompozycja i procesy wiązania oraz ich wpływ na jakość gleby (2.2.4.2).

Wskaźnik: biomasa dżdżownic

Dżdżownice mają bezpośredni (konsumpcja, przetwarzanie i wydalanie) i pośredni (działalność o charakterze mechanicznym – bioturbacja oraz biochemicznym – stymulowanie aktywności mikroorganizmów) wpływ na tempo rozkładu materii organicznej (Bertrand i in. 2015). Podczas penetrowania profilu glebowego tworzą kanaliki i makropory, przyczyniając się do powstania nowych powierzchni kontaktowych między glebową materią organiczną a mikroorganizmami (Parmelee i in. 1998). Ponadto dżdżownice rozdrabniają i mieszają szczątki pochodzenia roślinnego i zwierzęcego z frakcją mineralną gleby, stymulując rozwój mikroflory i zwiększając tym samym mineralizację. Gatunki glebowe zjadają i trawią nie tylko szczątki organiczne, ale także mikroorganizmy pełniące rolę destruentów (zwłaszcza bakterie i grzyby). Liczba bakterii w wolu i żołądku mięśniowym dżdżownic jest zwykle większa niż w otaczającej glebie, zaś szybkość rozkładania celulozy przez celulazy, czyli enzymy produkowane przez część owych bakterii jelitowych, jest znacznie wyższa niż w przypadku wielu wyspecjalizowanych reducentów (Gryziak 2011). Znaczny wpływ na

biochemiczne właściwości gleby i aktywność mikrobiologiczną, a więc na tempo mineralizacji i humifikacji materii organicznej, ma także śluz związany z wydalaniem wody z jelit przedstawicieli rodziny Lumbricidae, a także odchody (koprolity), które stanowią swoisty mikrobiologiczny *hot-spot* (tzw. inokulum) dla nowych kolonii drobnoustrojów (Lemtiri i in. 2014). Dżdżownice przyczyniają się również do tworzenia agregatów glebowych i wiązania węgla pochodzenia atmosferycznego w glebie (Sánchez-de León i in. 2014).

Różne mechanizmy żywieniowe gatunków z poszczególnych grup ekologicznych efektywnie uzupełniają się w procesie dekompozycji oraz regulowaniu obiegu pierwiastków (Lavelle, Martin 1992). Gatunki epigeiczne występują głównie w górnej warstwie organicznej gleby, przez co mają znikomy wpływ na mieszanie warstwy mineralnej z organiczną (Forey i in. 2011). Ich dieta bazuje na świeżo zdeponowanej materii organicznej. Dieta gatunków głębokodrążących bazuje głównie na materii organicznej pochodzenia roślinnego i zwierzęcego o różnym stopniu rozkładu (Lee 1985). Wraz z martwymi tkankami roślin zjadają i trawią mikroorganizmy rozkładające resztki np. pierwotniaki, glony, bakterie, grzyby glebowe, promieniowce i nicienie. Przetwarzają ściółkę do postaci mineralnej, łatwiej przyswajalnej dla innych organizmów. Gatunki glebowe zamieszkują górną warstwę mineralną gleby i żywią się głównie zhumifikowaną glebową materią organiczną. Zjadają w ciągu doby ilość gleby równą 20-40% ciężaru ich ciała, przyswajając tylko niewielką część. Niestrawiona reszta zostaje rozdrobniona podczas procesu trawienia, przemieszana z glebą i wydalona w postaci koprolitów na powierzchni gleby lub w wydrążonych kanalikach. Produkcja koprolitów w glebach ornych w przypadku gatunku *Aporrectodea caliginosa* wynosi między 36 a 108 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (Lavelle, Spain 2001).

Różnice między średnimi dla grup: (1) o stanie właściwym FV i (2) niezadowalającym U1 zbadano przy pomocy nieparametrycznego testu *U* Manna–Whitneya ($p = 0,05$). Wybrano test nieparametryczny ze względu na brak normalności rozkładu analizowanej zmiennej, co stwierdzono przy pomocy testu Shapiro–Wilka. Wszystkie analizy statystyczne wykonano w programie PAST 2.17 (Hammer i in. 2001).

3. WYNIKI BADAŃ

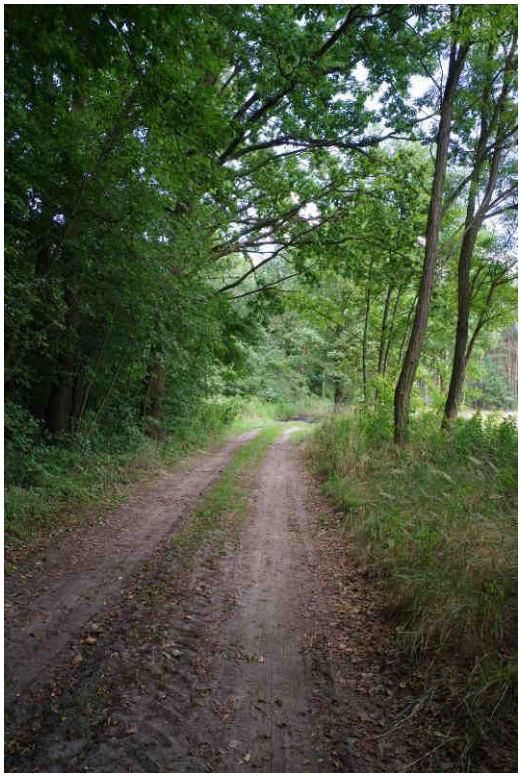
3.1. Ogólna charakterystyka badanych zbiorowisk

3.1.1. Lokalizacja i historia powierzchni badawczych

ARCIECHÓWEK

Badany płat łęgu położony jest w sąsiedztwie miejscowości Arciechówek (gmina Iłów), po lewej stronie Wisły, około 7 km na zachód od Wyszogrodu (ryc. 34). Zajmuje powierzchnię ok. 0,4 ha. Stanowi część niedużego kompleksu leśnego z przewagą olszy, przez który płynie mały ciek (w odległości ok. 250 m od płatu). Położony jest na niewielkim, ale wyraźnym wyniesieniu (dł. 183 m, szer. 28 m) – bezpośrednio graniczy z obniżeniem, okresowo wypełnionym wodą. Przy południowej granicy lasu przebiega droga gruntowa, wykorzystywana przez rolników do dojazdów na sąsiadujące pola i łąki (ryc. 35). Średni wiek drzewostanu został określony na ok. 80 lat (ryc. 36).

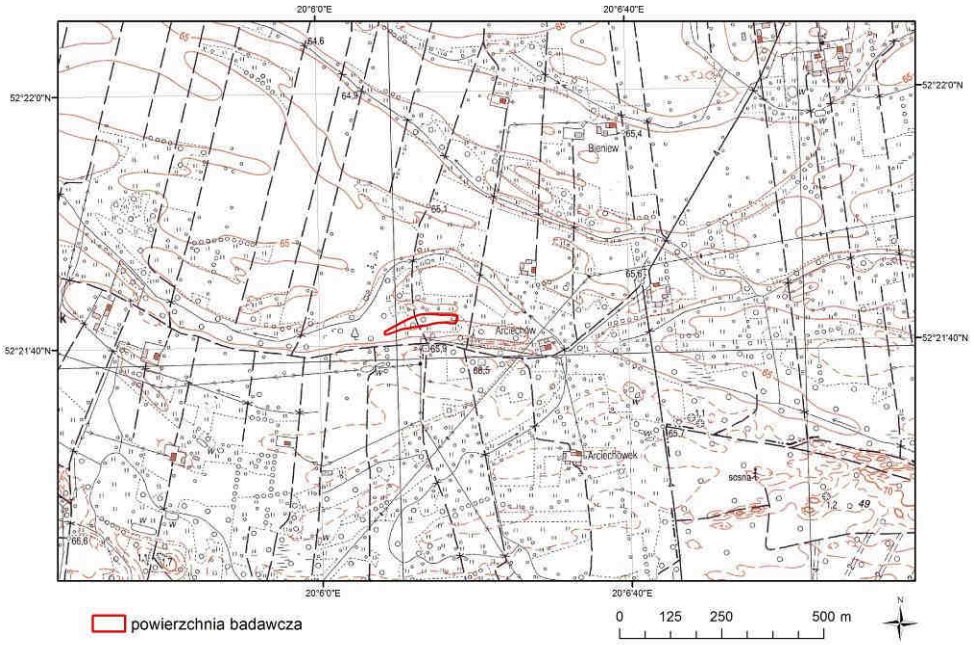
Ryc. 34. Lokalizacja powierzchni badawczej Arciechówek



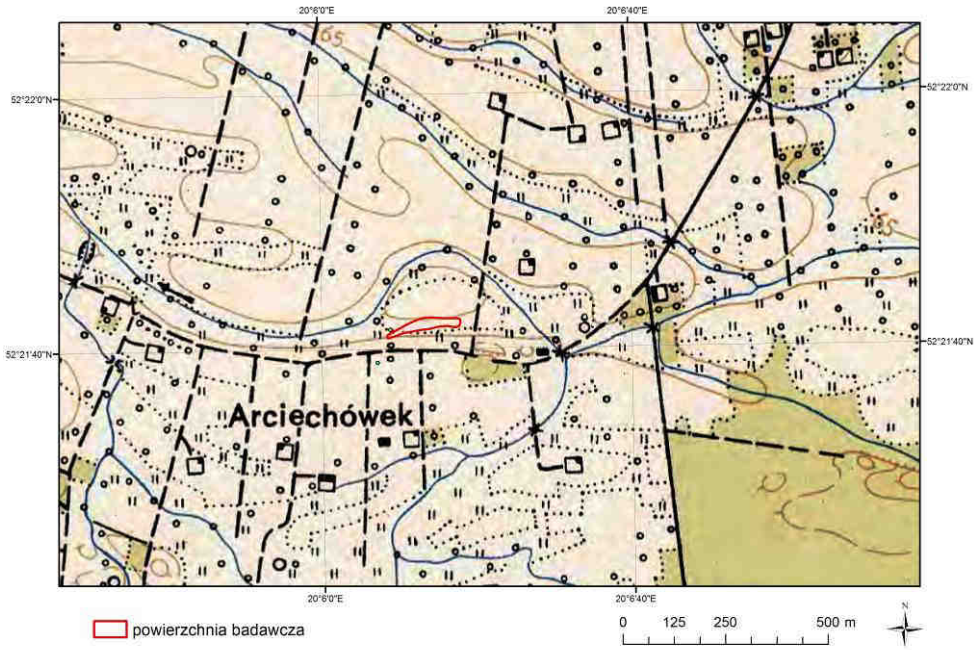
Ryc. 35. Obniżenie z wodą i droga gruntowa sąsiadujące z powierzchnią w Arciechówku (fot. A. Kowalska, E. Kołaczkowska)

Ryc. 36. Powierzchnia badawcza w Arciechówku (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

Według archiwalnych map z XIX i XX w., zwarty las na tym miejscu pojawił się dopiero w latach 70. XX w. (ryc. 37). Wcześniej występowała tam łąka z pojedynczymi drzewami (ryc. 38, 39).

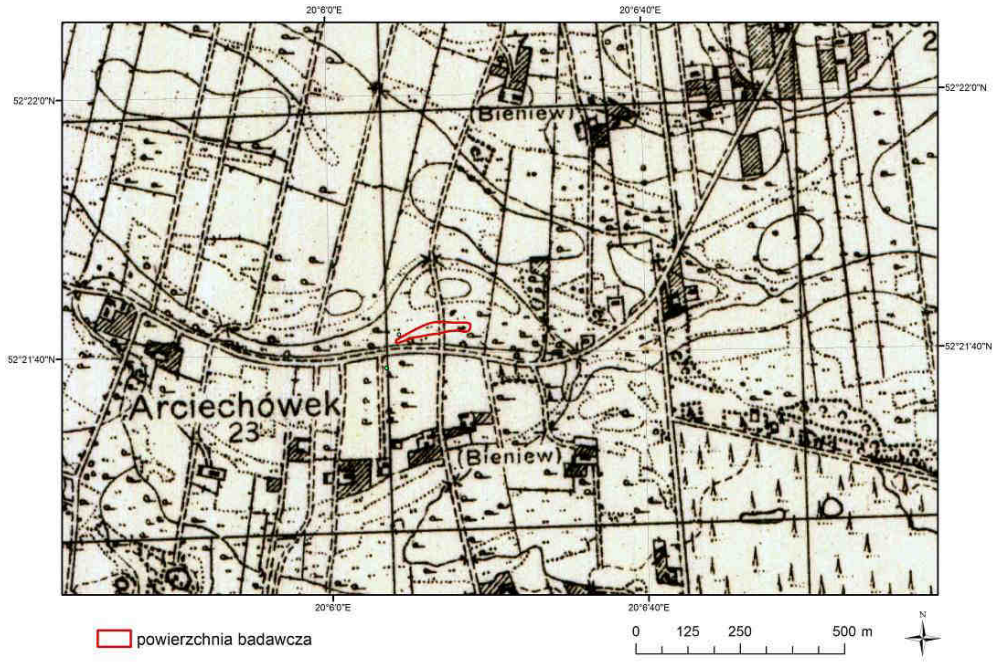


Ryc. 37. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej GUGiK z lat 70.; skala oryginalna 1:10 000



Ryc. 38. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Sochaczew) z 1960 r.; skala oryginalna 1:25 000

Badany płat jest własnością prywatną; położony jest w granicach trzech działek własnościowych. Obecnie nie widać śladów użytkowania, ale płat przecina zarastająca droga gospodarcza, na której pozostawiono śmieci. Natomiast na sąsiedniej działce leśnej zauważalne są ślady po wycince – wystające z ziemi pniaki. Sąsiednie pola są obsiewane przede wszystkim zbożami, a łąki dość regularnie koszone. Najbliższa droga (asfaltowa), oddzielona od lasu terenami rolniczymi, znajduje się w odległości ok. 0,9 km na północ.



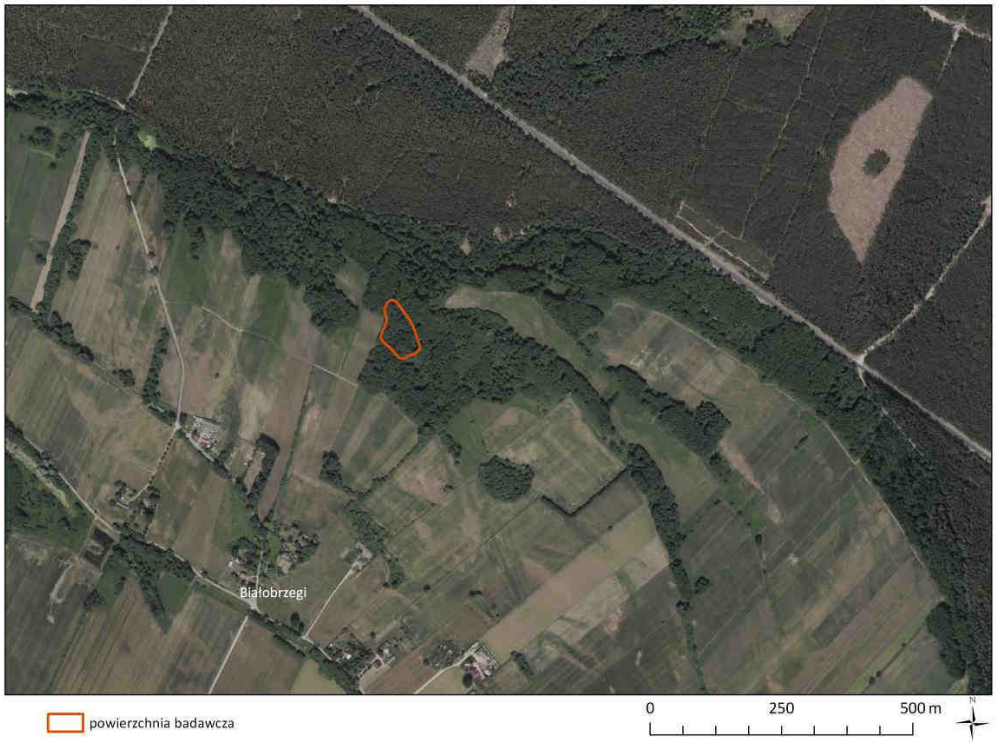
Ryc. 39. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1934 r.; skala oryginalna 1:25 000

Badana powierzchnia położona jest na równinie zalewowej, w odległości ok. 1,7 km od koryta rzeki. Wisła została całkowicie obwałowana na tym odcinku w 1965 r. (dane z Nadzoru Wodnego w Płocku). Niepełne wały są jednak widoczne na niemieckiej mapie z 1942 r. Według relacji okolicznych mieszkańców przed obwałowaniem Wisły w 1965 r., podczas każdego większego wezbrania większość terenów równiny zalewowej znajdowało się pod wodą. Budynki mieszkalne i gospodarcze chronione były przed zalewami dzięki usytuowaniu na specjalnie usypanych górkach.

BIAŁOBRZEGI

Badany płat łęgu położony jest na prawym brzegu Wisły w sąsiedztwie miejscowości Białobrzegi (gmina Bodzanów), w odległości kilkunastu kilometrów na południowy wschód od Płocka (ryc. 40). Zajmuje powierzchnię ok. 0,5 ha. Stanowi część większego kompleksu leśnego, który oddziela go od drogi krajowej nr 62 (odległość ok. 0,5 km). Podobnie jak płat w Arciechówku położony jest na niewielkim wzniesieniu (dł. 114 m, szer. 65 m). Sąsiaduje z terenami rolniczymi (polami ornymi i łąkami) oraz lasami liściastymi, głównie olszowymi. Średni wiek drzewostanu został określony na ok. 60 lat (ryc. 41).

Według archiwalnych map z XIX i XX w., las na tym miejscu pojawił się dopiero w latach 70. XX w. (ryc. 42). Wcześniej występowała tam podmokła łąka (ryc. 43, 44).



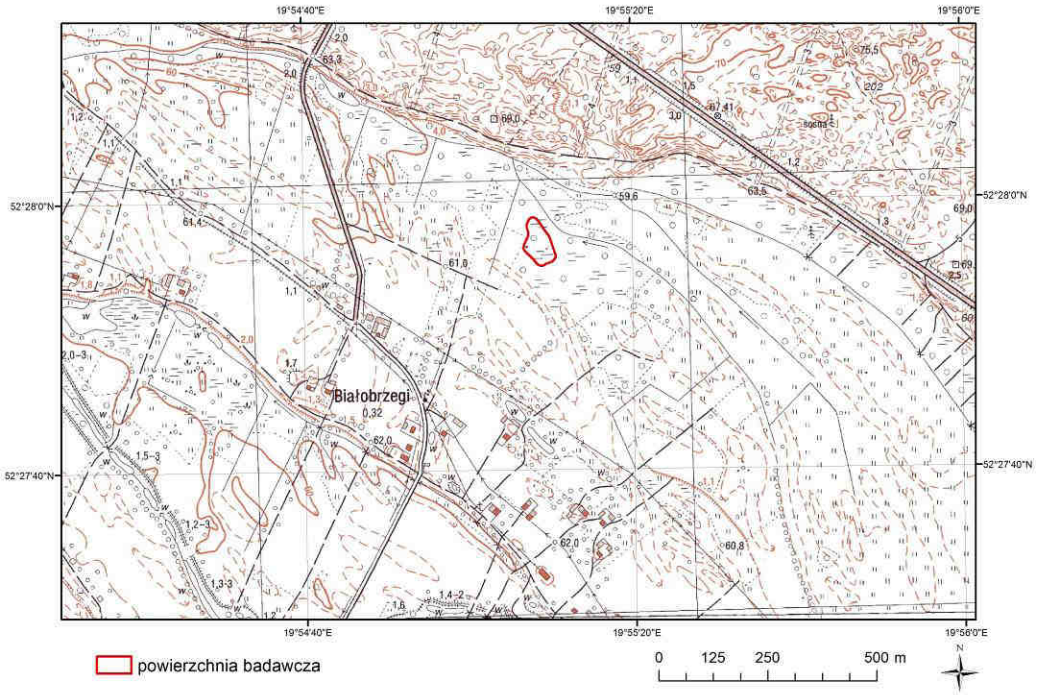
Ryc. 40. Lokalizacja powierzchni badawczej Białobrzegi

Ryc. 41. Powierzchnia badawcza w Białobrzegach (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

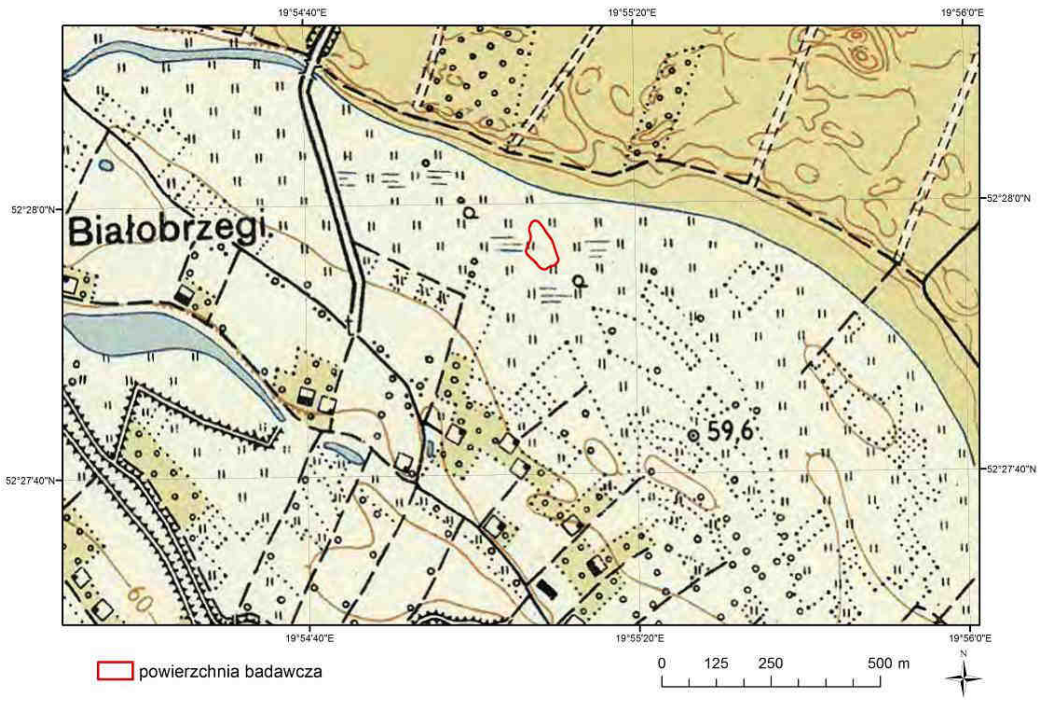
Badany płat jest własnością prywatną, położony jest w granicach 10 działek własnościowych. Część drzew (głównie olsze) ma pokrój odrostowy, co może świadczyć o dawnym wypasie zwierząt gospodarskich (ryc. 45). Z lasu ściągane są drzewa powalone siłami natury (letnie wichury w 2017 i 2018 r.) – nie widać śladów po wycince.

Sąsiednie pola są obsiewane zbożami, gorczycą, a łąki koszone (ryc. 46). Tereny upraw odwadniane są kilkoma rowami melioracyjnymi (od lat 70.), przez las przepływa także mały

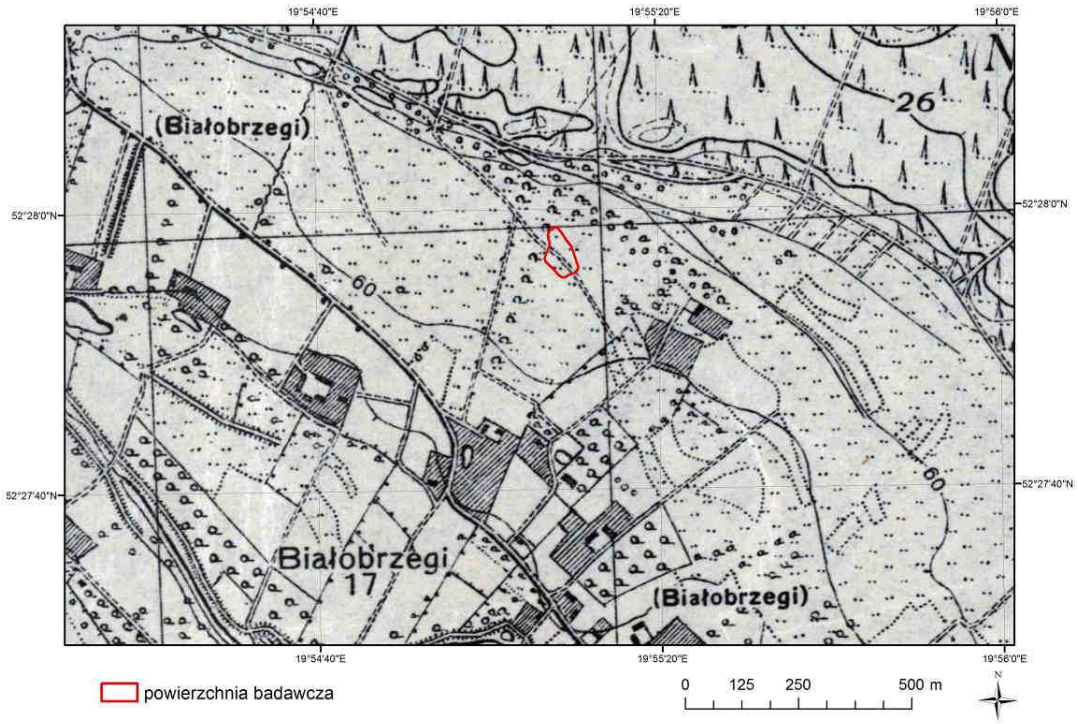
ciek prowadzący wodę w stronę starorzecza Wisły. Najbliższa droga (asfaltowa) znajduje się w odległości ok. 500 m.



Ryc. 42. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej GUGiK z lat 70.; skala oryginalna 1:10 000



Ryc. 43. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Płock) z 1960 r.; skala oryginalna 1:25 000



Ryc. 44. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1934 r.; skala oryginalna 1:25 000

Ryc. 45. Drzewa o pokroju odrostowym na powierzchni badawczej w Białobrzegach (fot. J. Wolski)

Badana powierzchnia położona jest na równinie zalewowej, w odległości ok. 1,4 km od koryta rzeki. Wisła została obwałowana na tym odcinku w 1956 r. (dane z Nadzoru Wodnego w Płocku). Fragmenty wałów są jednak widoczne już na mapie z 1934 r. (Mapa topograficzna WIG).

Ryc. 46. Sąsiedztwo powierzchni badawczej w Białobrzegach; na pierwszym planie łąka wilgotna, na drugim – pole pszenżyta (fot. A. Kowalska)

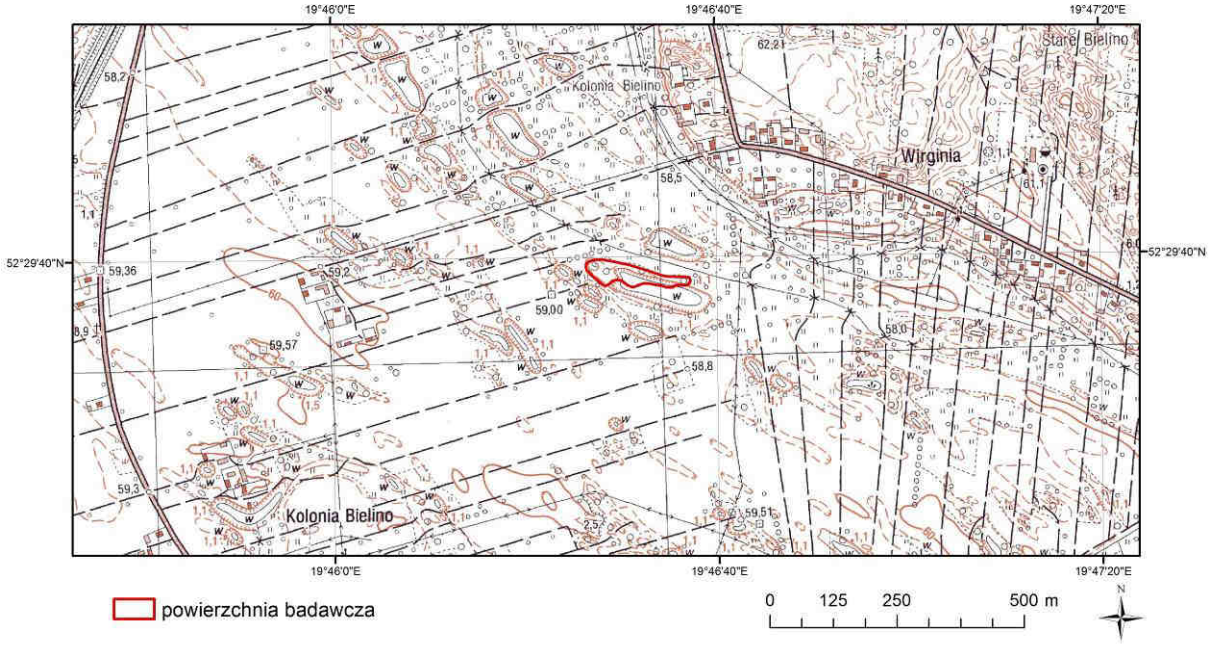
BIELINO

Badany płat łęgu położony jest na prawym brzegu Wisły, pomiędzy miejscowościami Rydzyno i Bielino (gmina Słupno), kilka kilometrów na południowy wschód od granic Płocka i ok. 10 km w linii prostej od powierzchni w Białobrzegach (ryc. 47). Zajmuje powierzchnię ok. 0,6 ha. Stanowi część niedużego płatu lasu, wyniesioną w stosunku do terenów bezpośrednio do niego przylegających (dł. 208 m, szer. 52 m). Średni wiek drzewostanu został określony na ok. 95 lat (ryc. 48).

Ryc. 47. Lokalizacja powierzchni badawczej Bielino

Ryc. 48. Powierzchnia badawcza w Bielinie (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

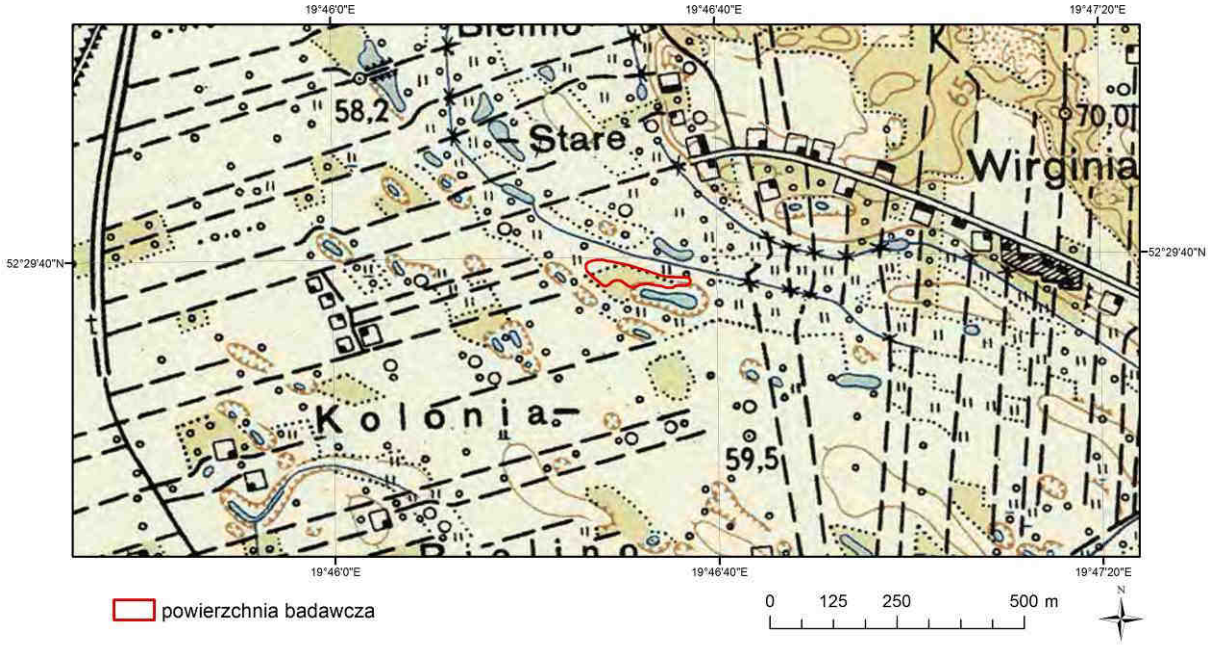
Według archiwalnych map z XIX i XX w., las na tym miejscu wystąpił dopiero w latach 60. XX w. (ryc. 49). Wcześniej była tam łąka z pojedynczymi drzewami (ryc. 50, 51).



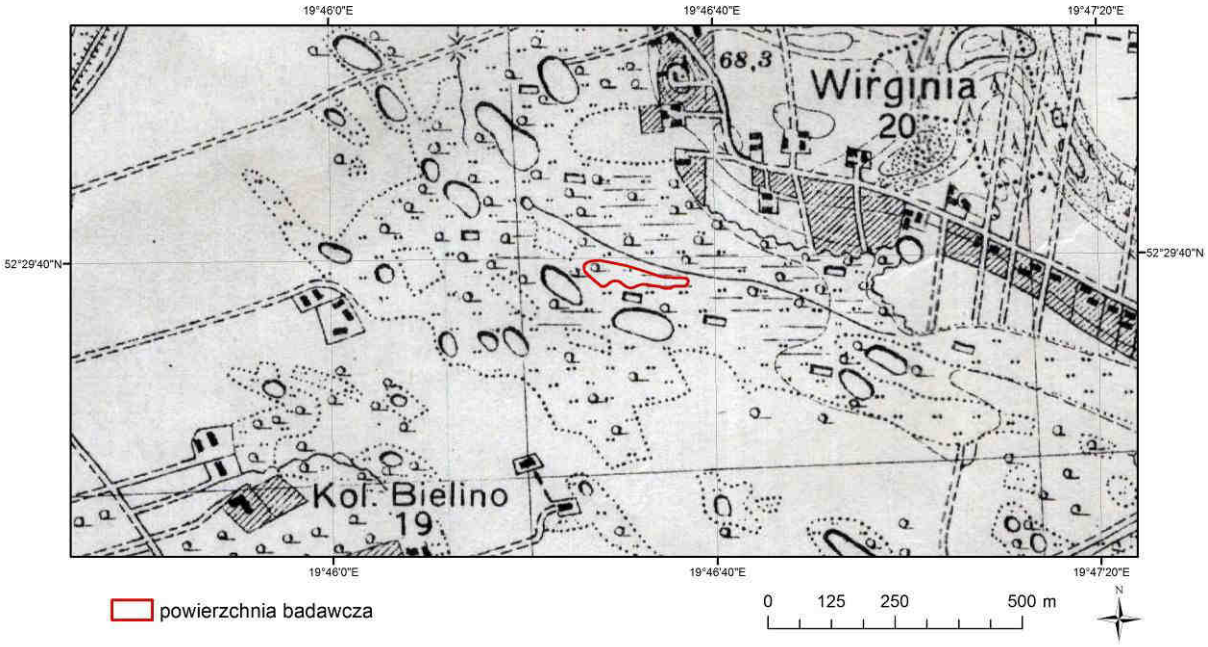
Ryc. 49. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej GUGiK z lat 70.; skala oryginalna 1:10 000

Badany płat jest własnością prywatną, położony jest w granicach sześciu działek własnościowych. Z lasu ściągane jest drewno na opał (głównie drzewa powalone siłami natury – nie widać śladów po wycince). Widoczny jest ślad po dawnej drodze gospodarczej – obecnie mocno zarośnięty. Las otoczony jest terenami rolniczymi (polami ornymi i łąkami). Pola są głównie obsiewane zbożami, a łąki w większości koszone (ryc. 52). W bliskim sąsiedztwie płatu (od północnej strony) przebiega rów melioracyjny (przedłużony i

pogłębiony dawny ciek naturalny), który powstał w latach 70. (ryc. 53). Najbliższa droga (asfaltowa) znajduje się w odległości ok. 200 m.



Ryc. 50. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Płock) z 1960 r.; skala oryginalna 1:25 000



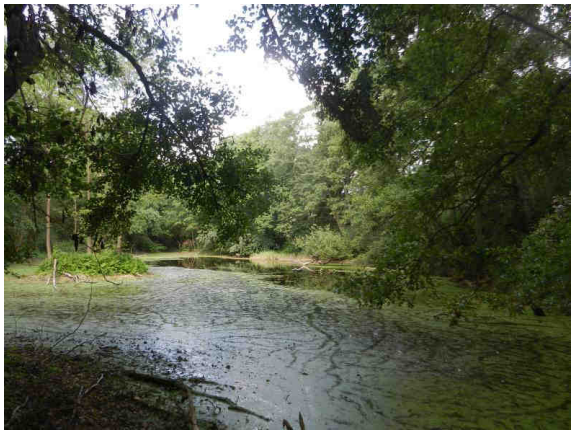
Ryc. 51. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1935 r.; skala oryginalna 1:25 000

W bezpośrednim sąsiedztwie płatu znajduje się ok. dwumetrowe obniżenie wypełnione wodą (ryc. 54). Podobne obniżenia obserwuje się na większym odcinku równiny zalewowej w tej okolicy (Wisła tworzy tu charakterystyczny zakręt). Z relacji mieszkańców wynika, że są one wynikiem działalności wód powodziowych niosących krę. Badana powierzchnia położona jest na zawalu, w odległości ok. 1,4 km od koryta rzeki. Wisła została obwałowana na tym odcinku w latach 60. (dane z Nadzoru Wodnego w Płocku). Fragmenty wałów są jednak

widoczne na mapie z 1935 r. (Mapa topograficzna WIG). Jednocześnie z przekazów historycznych wynika, że w latach 30. tereny te były zalewane wodami Wisły (Kowalski 2008).

Ryc. 52. Płat łęgu jesionowo-wiązowego w Bielinie wraz z sąsiadującą łąką świeżą (fot. A. Kowalska)

Ryc. 53. Rów melioracyjny w sąsiedztwie powierzchni badawczej w Bielinie (fot. A. Kowalska)



Ryc. 54. Obniżenie z wodą w bezpośrednim sąsiedztwie płatu w Bielinie (fot. A. Kowalska)

JABŁONNA

Badany płat łęgu położony jest na prawym brzegu Wisły, na terenie parku przypałacowego w Jabłonnie, na północny wschód od Warszawy (ryc. 55). Zajmuje powierzchnię ok. 2,6 ha (dł. 285 m, szer. 110 m).

Od średniowiecza Jabłonna była własnością biskupów płockich, którzy w XV w. wybudowali tu letnią rezydencję. W 1773 r. dobra te odkupił od kapituły płockiej Michał Poniatowski, ówczesny biskup płocki a późniejszy prymas Polski, brat króla Stanisława Augusta i przekształcił je w elegancką rezydencję pałacowo-parkową. Barokowo-klasycystyczny pałac zbudowano wg projektu Dominika Merliniego jako zespół trzech budynków: centralnego parterowego pałacyku będącego mieszkaniem właściciela oraz dwóch bocznych dwupiętrowych pawilonów (ryc. 56). Park powstał w drugiej połowie XVIII w. według projektu Szymona Bogumiła Zuga na miejscu barokowego ogrodu biskupa wrocławskiego Karola Ferdynanda Wazy. Na 30 ha powstało założenie w stylu angielskim. W 1794 r. Jabłonnę odziedziczył bratanek prymasa, książę Józef Poniatowski. Po jego

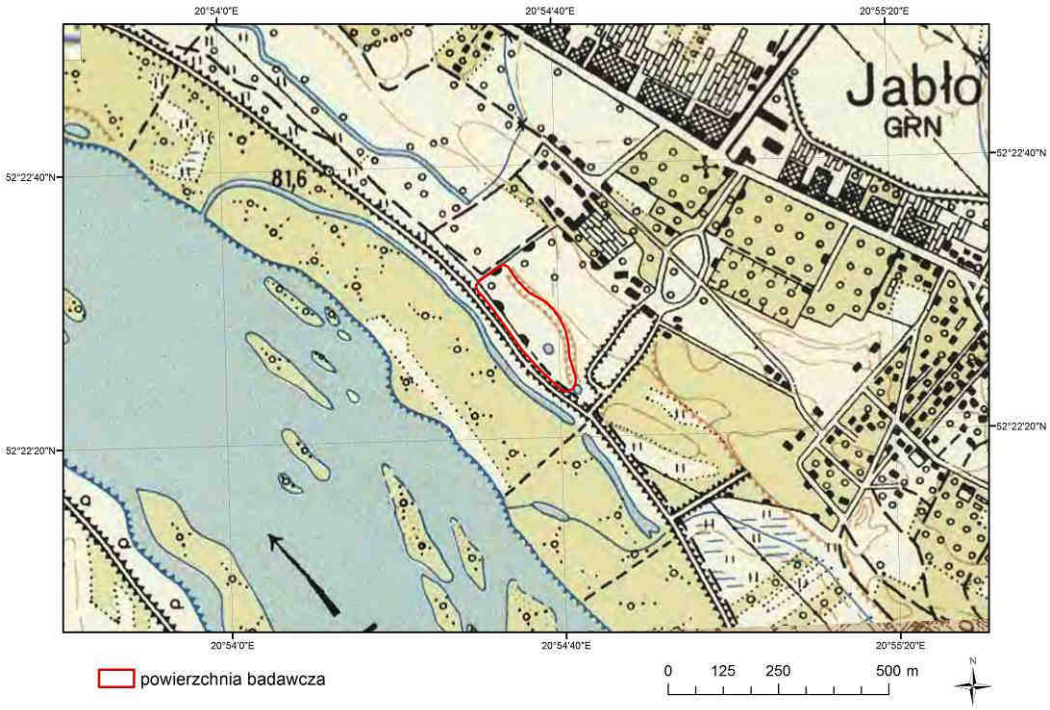
śmierci, Jabłonnę otrzymała jego siostra Teresa Tyszkiewiczowa, a w 1822 r. jej córka Anna z Tyszkiewiczów *primo voto* Potocka, *secundo voto* Dunin-Wąsowiczowa. Po Annie pałac przejął jej młodszy syn, Maurycy Potocki, a po nim jej wnuk, August Potocki. Ostatnim dziedzicem Jabłonny był Maurycy Stanisław Potocki. We wrześniu 1939 r. w pałacu mieściła się Kwatera Główna Armii "Modlin". W 1944 r. pałac spalili Niemcy. W 1953 r. dobra przejęła Polska Akademia Nauk, która stworzyła tu ośrodek konferencyjno-wypoczynkowy. Pałac odbudowano według projektu Mieczysława Kuźmy, zaś rekonstrukcję parku wykonano według projektu prof. Gerarda Ciołka. W 1959 r. pałac wraz z parkiem został wpisany do rejestru zabytków.

Ryc. 55. Lokalizacja powierzchni badawczej w Jabłonnie

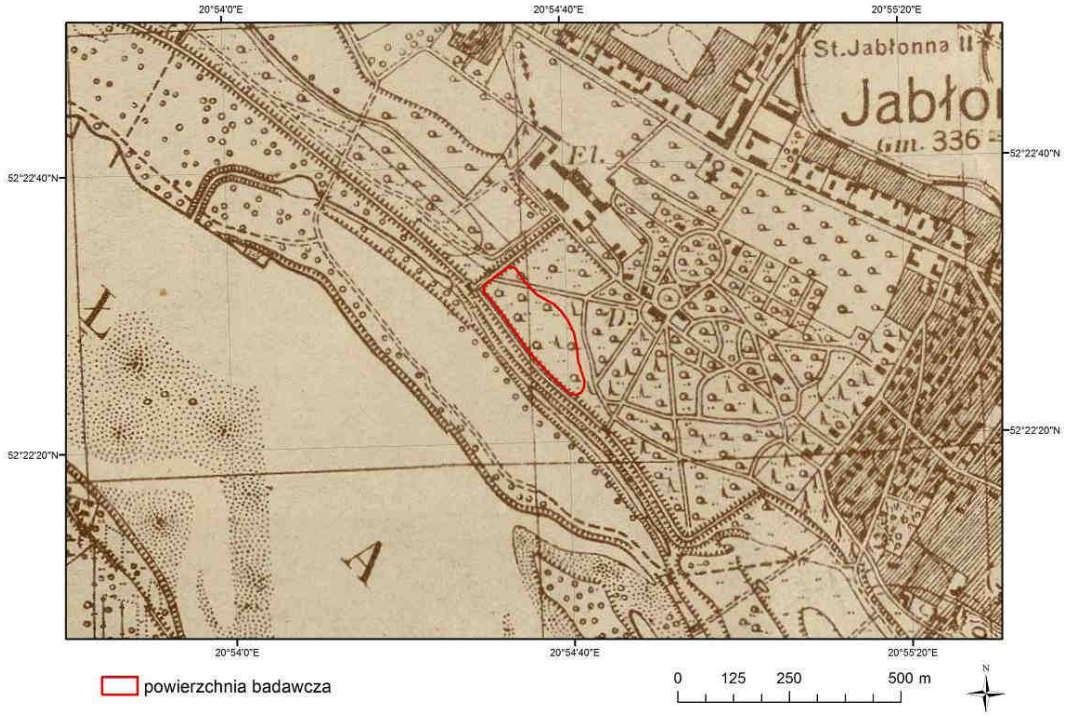
Ryc. 56. Widok na pałac i park od strony Wisły (fot. E. Kołaczkowska)

Drzewostan pierwotnego założenia parkowego, bliżej nam dziś nieznany, zapewne bogaty był w rzadkie gatunki północnoamerykańskie i dalekowschodnie oraz pomnikowe okazy rodzimych lip, wiązów i dębów. Za czasów A. Dunin-Wąsowiczowej drzewostan parku został uformowany w wielkie klomby, a dziedziniec przed pałacem obsadzono licznymi drzewami i krzewami. Brak opieki w okresie PRL sprzyjał spontanicznemu wkraczaniu rodzimych gatunków i zbiorowisk: część trawników i szpalerów drzew zamieniła się z powrotem w łęgi, grądy i ziołorośla (Kapler i in. 2017). Do tej części należy badany płat łęgu jesionowo-wiązowego zlokalizowany w kwaterze C (ryc. 57). Na mapach z pierwszej połowy XX w. zaznaczony był jeszcze jako łąka z pojedynczymi drzewami (ryc. 58-60).

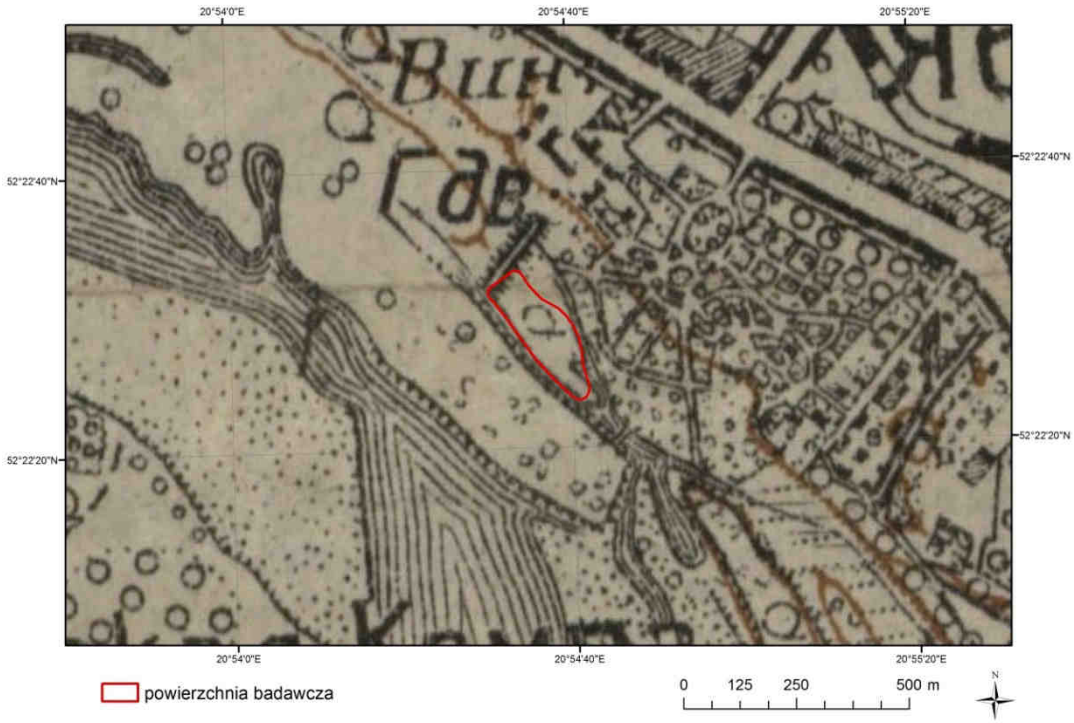
Ryc. 57. Plan założenia parkowo-pałacowego w Jabłonnie – powierzchnia badawcza stanowi część kwatery C (źródło: Starostwo Powiatowe w Legionowie – tablica z parku; fot. E. Kołaczkowska)



Ryc. 58. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Nowy Dwór Mazowiecki) z 1959 r.; skala oryginalna 1:25 000



Ryc. 59. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1930 r.; skala oryginalna 1:25 000



Ryc. 60. Powierzchnia badawcza na tle rosyjskiej mapy topograficznej tzw. dwuwiorstówki (Новая Топографическая Карта Западной России) z 1838 r.; skala oryginalna 1:84 000

Przedmiotowy płat łęgu nie jest obecnie w żaden sposób pielęgnowany (usuwane są jedynie drzewa powalone na alejki spacerowe). Według relacji pracowników Domu Zjazdów i Konferencji PAN pozostawiono go do naturalnej sukcesji, aby zapewnić możliwość

schronienia dzikim zwierzętom. Udostępniony jest dla zwiedzających, ale rzadko można spotkać tam spacerowiczów. Średni wiek drzewostanu w tej części parku został określony na ok. 110 lat (ryc. 61).

Ryc. 61. Powierzchnia badawcza w Jabłonnie (fot. A. Kowalska, kwiecień 2018 r.)

Badana powierzchnia położona jest na zawalu, w bezpośrednim sąsiedztwie wału przeciwpowodziowego (ryc. 62), w odległości ok. 250 m od koryta rzeki. Wisła została obwałowana na tym odcinku w latach 1940-1943. Wał skutecznie chroni park przed zalewami podczas większych wezbrań; tylko w 2010 r. odnotowano podsiąknięcia na trawnikach przed pałacem, od strony rzeki.

Ryc. 62. Powierzchnia w Jabłonnie (po prawej stronie) – widok z wału przeciwpowodziowego (fot. E. Kołaczkowska)

KĘPA OBORSKA

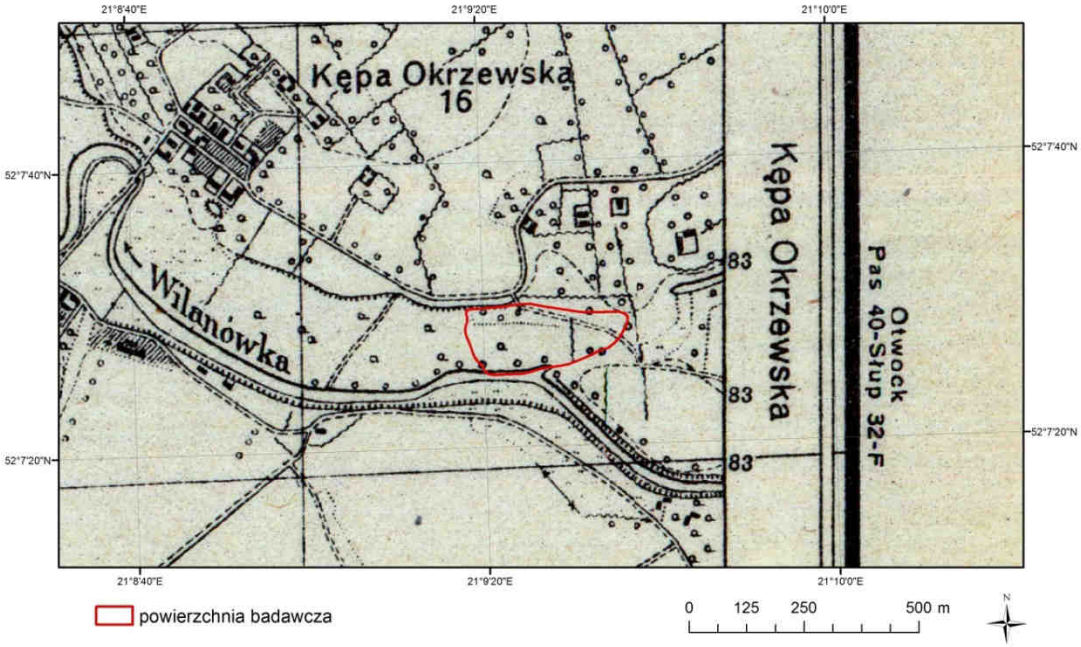
Badany płat łęgu położony jest na lewym brzegu Wisły, w sąsiedztwie miejscowości Kępa Oborska (gmina Konstancin-Jeziorna), kilka kilometrów na południe od granic Warszawy (ryc. 63). Zajmuje powierzchnię ok. 4 ha (dł. 350 m, szer. 145 m). Stanowi część większego płatu lasu, rozciągającego się wzdłuż koryta małej rzeki Wilanówki. Średni wiek drzewostanu został określony na ok. 85 lat (ryc. 64).

Ryc. 63. Lokalizacja powierzchni badawczej Kępa Oborska

Ryc. 64. Powierzchnia badawcza w Kępie Oborskiej (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

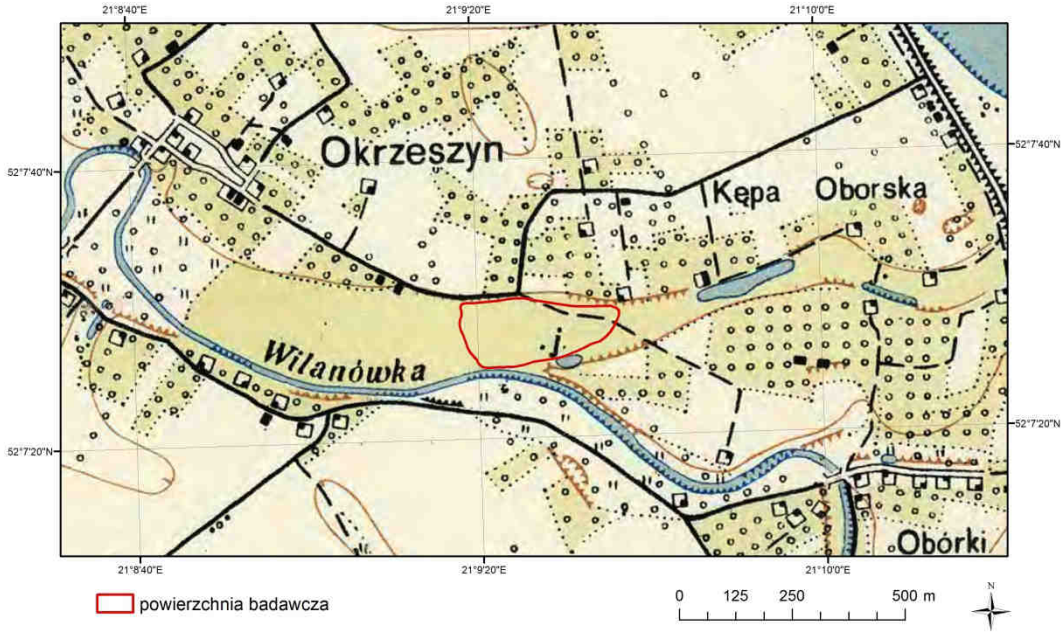
Według archiwalnych map z początku XX w., las występował na tym miejscu już w 1911 r. (ryc. 65), natomiast w XIX w. był tam grunt orny, który pojawia się również na mapie z 1929 r. (ryc. 66). Po II wojnie światowej mapy pokazują ponownie las (ryc. 67).

Ryc. 65. Powierzchnia badawcza na tle austriackiej mapy topograficznej (Spezialkarte) z 1911 r.; skala oryginalna 1:75 000



Ryc. 66. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1929 r.; skala oryginalna 1:25 000

Badany płat jest własnością prywatną, położony jest w granicach sześciu działek własnościowych. Ze wszystkich sześciu badanych powierzchni, płat w Kępie Oborskiej jest najintensywniej użytkowany. W 2017 r. wycięto kilka drzew (ryc. 68). Las jest mocno zaśmiecony (ryc. 69). Działki poprzedzielane są wyraźnymi drogami gospodarczymi. Tuż obok lasu biegnie droga asfaltowa, przy której stoi zabudowa jednorodzinna. W otoczeniu dominują pola z uprawami warzyw i zarastające łąki (ryc. 70).



Ryc. 67. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Piaseczno) z 1959 r.; skala oryginalna 1:25 000

Ryc. 68. Kępa Oborska – ślady po wycince drzew (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

Ryc. 70. Zarastająca łąka w sąsiedztwie łęgu w Kępie Oborskiej (fot. E. Kołaczkowska)

Ryc. 69. Śmieci na powierzchni w Kępie Oborskiej (fot. A. Kowalska)

Ryc. 71. Rozlewisko rzeki Wilanówki w sąsiedztwie powierzchni w Kępie Oborskiej (fot. A. Kowalska)

Badany płat położony jest w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki Wilanówki, która tworzy tu rozlewisko (ryc. 71). Od koryta Wisły dzieli go ok. 1 km. Istniejący wał wiślany zaczęto sypać w latach międzywojennych (w okolicy Obórek powstał wał o długości 450 m – Majewski, Tillinger 1932), a zakończono roboty już w okresie okupacji (dane z Nadzoru Wodnego w Górze Kalwarii).

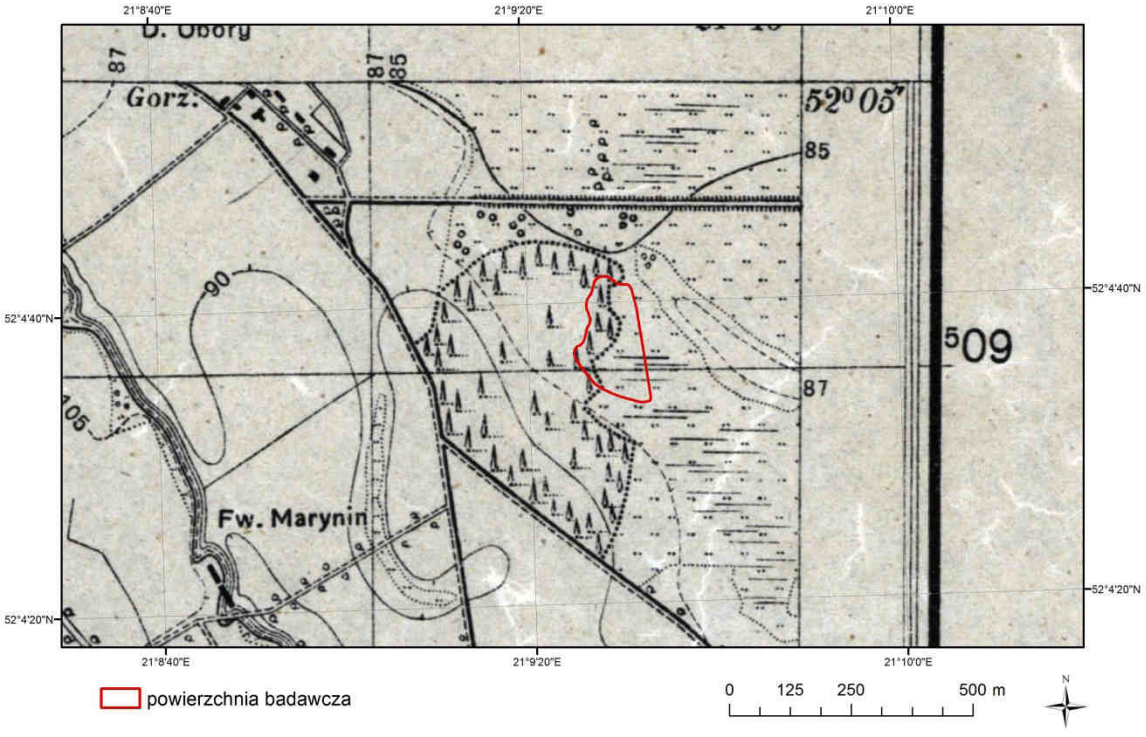
Łyczyńskie Olszyny

Badany płat łęgu położony jest na lewym brzegu Wisły, w sąsiedztwie miejscowości Obory (gmina Konstancin-Jeziorna), ok. 5 km w linii prostej na południe od powierzchni w Kępie Oborskiej (ryc. 72). Zajmuje powierzchnię ok. 2,6 ha i stanowi część rezerwatu leśnego Łyczyńskie Olszyny, który powstał w 1982 r. dla ochrony podmokłego lasu olszowego. Łęg jesionowo-wiązowy położony jest na niewielkim wzniesieniu (dł. 275 m, szer. 142 m), we wschodniej części rezerwatu. Średni wiek drzewostanu w badanym płacie został określony na ok. 70 lat (ryc. 73).

Ryc. 72. Lokalizacja powierzchni badawczej Łyczyńskie Olszyny

Działka, na której położony jest badany płat, należy do Rolniczego Zakładu Doświadczalnego Wilanów-Obory Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Przed II wojną światową las, tak jak otaczające go tereny, był częścią posiadłości rodziny Potulickich. Według archiwalnych map z początku XX w., we wschodniej części dzisiejszego rezerwatu jeszcze w 1929 r. występowała podmokła łąka (ryc. 74). Las pojawił się na tym miejscu po II wojnie światowej (ryc. 75, 76).

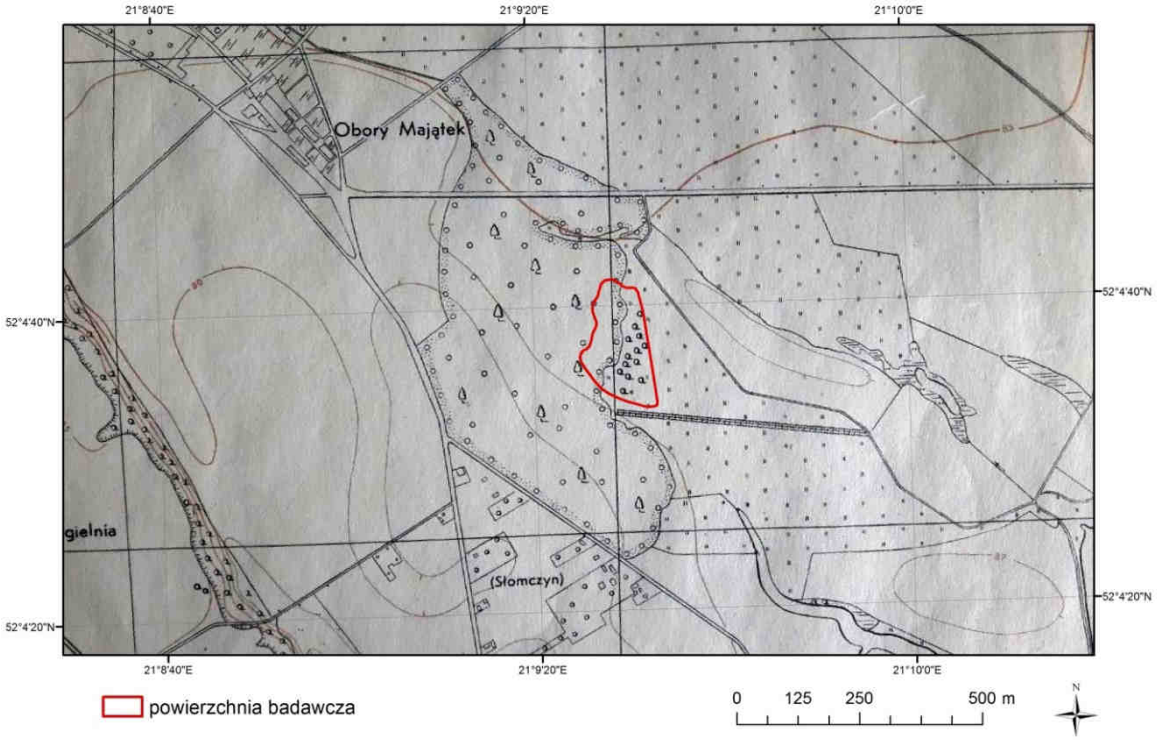
Ryc. 73. Powierzchnia badawcza Łyczyńskie Olszyny (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)



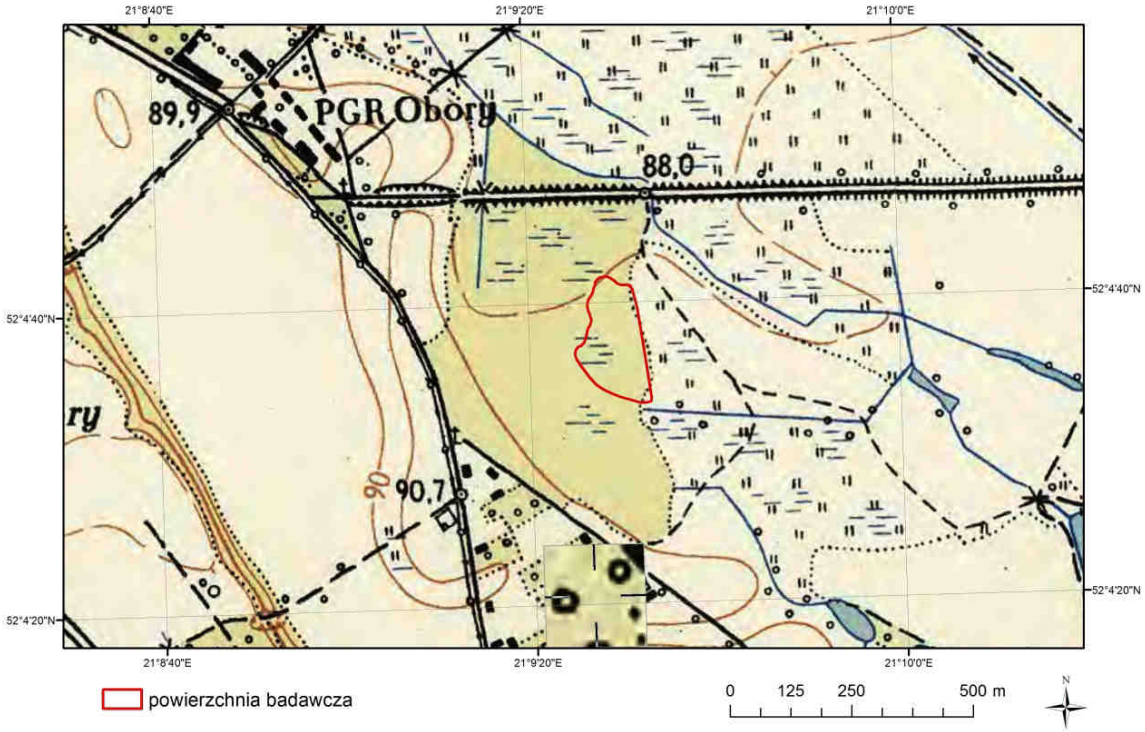
Ryc. 74. Powierzchnia badawcza na tle mapy topograficznej WIG z 1929 r.; skala oryginalna 1:25 000

Wnętrze rezerwatu nie jest udostępnione dla turystów. Od północy i południa rezerwat ograniczony jest niewielkimi drogami asfaltowymi. Od wschodu i zachodu otaczają go tereny rolnicze. Badany płat łęgu sąsiaduje bezpośrednio z jednym z rowów melioracyjnych z lat 70. i położonymi za nim łąkami, intensywnie użytkowanymi przez RZD SGGW (ryc. 77, 78). Wzdłuż rowu wytyczony jest niebieski szlak pieszy.

Badany płat położony jest w odległości ok. 3,3 km od koryta Wisły, zasłoniętego wałem przeciwpowodziowym, który zaczęto sypać w latach międzywojennych, a zakończono roboty już w okresie okupacji (dane z Nadzoru Wodnego w Górze Kalwarii).



Ryc. 75. Powierzchnia badawcza na tle wojskowej mapy topograficznej z 1949 r.; skala oryginalna 1:10 000



Ryc. 76. Powierzchnia badawcza na tle mapy obrębowej (powiat Piaseczno) z 1959 r.; skala oryginalna 1:25 000

Ryc. 77. Rów melioracyjny na granicy rezerwatu Łyczyńskie Olszyny z tamą zbudowaną przez bobry (fot. A. Kowalska)

Ryc. 78. Łąki w sąsiedztwie rezerwatu Łyczyńskie Olszyny (fot. E. Kołaczkowska)

3.1.2. Opis florystyczny

ARCIECHÓWEK

Drzewostan w badanym płacie ma złożoną strukturę (3 podwarstwy; najwyższe drzewa mają ponad 30 m wysokości) i zwarcie ok. 78%. Występuje w nim osiem gatunków drzew. W wyższych warstwach dominują dąb szypułkowy *Quercus robur* oraz wiąz szypułkowy *Ulmus laevis*, a w najniższej warstwie dereń świdwa *Cornus sanguinea*. Jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* jest mniej liczny i występuje w niższych podwarstwach. Drzewostan jest różnowiekowy. Większość drzew ma ponad 50 lat, duża część z nich to starodrzew (ponad 30%). W silnie rozwiniętej warstwie krzewów (zwarcie ok. 60%) przeważają dereń świdwa i bez czarny *Sambucus nigra* (ryc. 79).

W letnim optimum, w runie pokrywającym ok. 77% powierzchni, występuje 38 gatunków. Są to przede wszystkim rośliny zielne oraz odnawiające się gatunki z drzewostanu (czeremcha zwyczajna *Padus avium*, dąb szypułkowy, dereń świdwa, wiąz szypułkowy, jesion wyniosły). Nie stwierdzono gatunków mszaków naziemnych (ryc. 80). Wiosną odnotowano trzy gatunki geofitów (rośliny przeżywające niekorzystny okres w postaci organów podziemnych: cebul, bulw, kłączy): piżmaczek wiosenny *Adoxa moschatellina* (ryc. 81), zawilec gajowy *Anemone nemorosa*, ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna*. Wśród roślin runa 17 gatunków to wskaźniki starych lasów (np. konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*, kopytnik pospolity *Asarum europaeum*, możylinek trójnerwowy *Moehringia trinervia*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria* oraz geofity). Skład gatunkowy runa jest bardzo bogaty i odpowiada w dużej części charakterystycznej kombinacji florystycznej zbiorowiska łęgu jesionowo-wiązowego. Odnotowano występowanie zaledwie dwóch gatunków apofitów (poziewnik miękkowłosy *Galeopsis pubescens* oraz rdestówka powojowata *Fallopia convolvulus*) oraz pojedyncze okazy dwóch inwazyjnych gatunków

obcych (niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, nawłoć późna *Solidago gigantea* – sumaryczne pokrycie poniżej 5% powierzchni). Trzeci gatunek obcy – klon jesionolistny *Acer negundo* (również pojedyncze okazy) wystąpił w podszycie.

Ryc. 79. Wielowarstwowy drzewostan łęgu w Arciechówku (fot. A. Kowalska)

Ryc. 81. Łan piżmaczka wiosennego *Adoxa moschatellina* w Arciechówku (fot. A. Kowalska)

Ryc. 80. Bogate w gatunki runo na powierzchni w Arciechówku (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

BIAŁOBRZEGI

Łęg w Białobrzegach ma drzewostan o złożonej strukturze (trzy podwarstwy) i zwarciu ok. 80%. W najwyższej warstwie (wysokość ponad 20 m) dominuje wiąz szypułkowy z domieszką olszy czarnej *Alnus glutinosa*, w niższych podwarstwach czeremcha zwyczajna i dereń świdwa. Spotykamy także dwa klony: polny *Acer campestre* i jawor *Acer pseudoplatanus*. Drzewostan jest różnowiekowy. Większość drzew ma poniżej 50 lat, ale blisko 15% stanowi starodrzew. W warstwie krzewów (zwarcie ok. 40%) przeważają dereń świdwa, bez czarny, malina właściwa *Rubus idaeus* i porzeczka czerwona *Ribes spicatum* (ryc. 82).

W gęstym runie (zwarcie ok. 80%) występuje 38 gatunków, w tym 4 gatunki mchów (krótkoszek aksamitny *Brachytheciastrum velutinum*, krótkosz szorstki *Brachythecium retabulum*, dzióbek rozwarty *Oxyrrhynchium hians* i płożymerzyk falisty *Plagiomnium undulatum*) oraz 5 gatunków z drzewostanu (czeremcha zwyczajna, dąb szypułkowy, wiąz szypułkowy, jesion wyniosły, dereń świdwa). Wiosną odnotowano 2 gatunki geofitów: zawilec gajowy i bardzo liczny ziarnopłon wiosenny. Wśród roślin zielnych 9 gatunków

stanowiły gatunki starych lasów; najliczniejszy był niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* (ryc. 83A) i geofity. Stwierdzono występowanie 3 gatunków apofitów (bniec dwudzielny *Melandrium noctiflorum*, poziewnik miękkowłosy *Galeopsis pubescens*, rdestówka powojowata *Fallopia convolvulus*) i tylko jednego inwazyjnego gatunku obcego – nawłoci późnej *Solidago gigantea* (pojedyncze okazy). Znaleziono także gatunek objęty ścisłą ochroną gatunkową – wyblin jednolistny *Malaxis monophyllos* z rodziny storczykowatych, bardzo rzadki na niżu w Polsce (ryc. 83B).

Ryc. 82. Złożona struktura drzewostanu i podszytu w Białobrzegach (fot. A. Kowalska)

Ryc. 83. Niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* (A) i wyblin jednolistny *Malaxis monophyllos* (B) – gatunek objęty ścisłą ochroną (Białobrzegi) (fot. A. Kowalska, czerwiec 2018 r.)

BIELINO

Na powierzchni w Bielinie w drzewostanie (zwarcie ok. 80%) występuje 7 gatunków drzew. W najwyższej podwarstwie (nawet powyżej 30 m) dominuje dąb szypułkowy, a w niższych czeremcha zwyczajna i dereń świdwa. Drzewostan jest różnowiekowy. Większość drzew ma powyżej 80 lat (starodrzew stanowi ponad 25%). W warstwie krzewów (zwarcie ok. 50%) stwierdzono 7 gatunków; przeważają dereń świdwa, bez czarny, malina właściwa i porzeczka czerwona (ryc. 84).

Ryc. 84. Gatunki drzew i krzewów występujące na powierzchni w Bielinie; od lewej: czeremcha zwyczajna, bez czarny, dereń świdwa, porzeczka czerwona, trzmielina zwyczajna (fot. A. Kowalska, maj 2018 r.)

W runie (zwarcie ok. 90%) występuje 40 gatunków w większości charakterystycznych dla łęgów jesionowo-wiązowych. Dominują bluszczyk kurdybanek *Glechoma hederacea*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, kuklik pospolity *Geum urbanum* i jeżyna popielica *Rubus caesius* a wiosną geofit ziarnopłon wiosenny (ryc. 85).

Odnotowano 2 gatunki mchów: krótkoszka aksamitnego *Brachytheciastrum velutinum* i krótkosza szorstkiego *Brachythecium retabulum*. Stwierdzono naturalne odnowienie 5 gatunków drzew: dębu szypułkowego, jesionu wyniosłego, wiązu szypułkowego, klonu pospolitego *Acer platanoides* i topoli białej *Populus alba* (ryc. 86). W runie występuje 11 gatunków starych lasów; najliczniejsze są: podagrycznik pospolity, kuklik pospolity i ziarnopłon wiosenny. Z apofitów zanotowano rdestówkę powojowatą, bniec dwudzielny, poziewnik miękkowłosy oraz przetacznik perski *Veronica persica*. W prześwietleniach dość liczna jest inwazyjna nawłoć późna, zaobserwowano także pojedyncze okazy niecierpka drobnokwiatowego i uczepu amerykańskiego (w sąsiedztwie obniżenia z wodą).

Ryc. 85. Runo z dominacją ziarnopłonu wiosennego *Ficaria verna* i podagrycznika pospolitego *Aegopodium podagraria* w Bielinie (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

Ryc. 86. Naturalne odnowienie jesionu wyniosłego *Fraxinus excelsior* w Bielinie (fot. A. Kowalska)

JABŁONNA

Na powierzchni w Jabłonnie najwyższą warstwę drzewostanu (zwarcie ponad 80%) tworzą wiąz szypułkowy, klon pospolity i jesion wyniosły (wysokość ponad 35 m). W niższych podwarstwach pojawia się także czeremcha zwyczajna i bez czarny. W sumie odnotowano w drzewostanie 11 gatunków (w tym nieobecny na innych powierzchniach wiąz górski *Ulmus gabra* – ryc. 87), z których sześć naturalnie się odnawia. Drzewostan jest różnowiekowy. Ponad 40% drzew ma ponad 50 lat, a blisko 30% to starodrzew. W silnie rozwiniętej warstwie krzewów (zwarcie ok. 66%) dominują gatunki z niższych warstw drzewostanu, częsty jest również dereń świdwa. W podszycie stwierdzono także występowanie lipy drobnolistnej *Tilia cordata*.

W runie (zwarcie ok. 70%) występuje 39 gatunków. Dominują jasnota plamista *Lamium maculatum*, miodunka ćma *Pulmonaria obscura*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, a wiosną ziarnopłon wiosenny (ryc. 88). Dużą powierzchnię zajmuje także inwazyjny niecierpek drobnokwiatowy. Z geofitów wczesnowiosennych oprócz ziarnopłonu odnotowano zawilca żółtego *A. ranunculoides* i złoć żółtą *Gagea lutea* (ryc. 88).

Warstwę mszystą, słabo rozwiniętą (zwarcie <5%), tworzą cztery gatunki charakterystyczne dla łęgów: żurawiec falisty *Atrichum undulatum*, krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum*, dzióbek rozwarty *Oxyrrhynchium hians* oraz płożymerzyk falisty *Plagiomnium undulatum*. Wśród gatunków runa blisko połowę stanowią gatunki starych lasów. Są wśród nich czartawa pospolita *Circaea lutetiana* i trędownik bulwiasty *Scrophularia nodosa*, rzadko występujące na pozostałych powierzchniach badawczych (ryc.

89). Nie zaobserwowano apofitów, a z gatunków obcych, oprócz wspomnianego już niecierpka drobnokwiatowego, stwierdzono mniej liczną nawłoć późną.

Ryc. 87. Wiąz górski *Ulmus gabra* na powierzchni w Jabłonnie (fot. A. Kowalska)

Ryc. 88. Zawilec żółty *Anemone ranunculoides*, ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna* i miodunka ćma *Pulmonaria obscura* w Jabłonnie (fot. A. Kowalska, kwiecień 2018 r.)

Ryc. 89. Czartawa pospolita *Circaea lutetiana* i trędownik bulwiasty *Scrophularia nodosa* w Jabłonnie (fot. A. Kowalska, lipiec 2017 r.)

KĘPA OBORSKA

Powierzchnia w Kępie Oborskiej charakteryzuje się najmniejszym zwarciem drzewostanu (ok. 60%), w którym dominują wiąz szypułkowy, czeremcha zwyczajna i topola biała (wysokość >40 m), w domieszce występuje olsza czarna, dereń świdwa i dąb szypułkowy. Drzewostan jest różnowiekowy. Blisko 40% drzew ma powyżej 50 lat, a około 20% to starodrzew. Drzewostan na tej powierzchni został przetrzebiony w 2017 r. Wycięto kilka starszych drzew i powstała na powierzchni badawczej mała polana (ryc. 90). Warstwa krzewów jest również słabiej rozwinięta w porównaniu do pozostałych powierzchni (zwarcie ok. 30%), ale bogata w gatunki (13). Przeważają w niej dereń świdwa, czeremcha zwyczajna i porzeczka czerwona.

Dużym bogactwem gatunkowym charakteryzuje się warstwa runa. Występują tu 44 gatunki. Dominują przytulia czepna *Galium aparine*, podagrycznik pospolity, jasnota plamista oraz inwazyjny niecierpek drobnokwiatowy, a wiosną ziarnopłon wiosenny. Bogata w gatunki, ale raczej skąpa powierzchniowo jest warstwa mchów (ryc. 91). Odnotowano aż siedem gatunków: żurawiec falisty *Atrichum undulatum*, krótkoszek aksamitny *Brachytheciastrum velutinum*, krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum*, dzióbek rozwarty *Oxyrrhynchium hians*, płożymerzyk kończysty *Plagiomnium cuspidatum*, płożymerzyk dzióbkowaty *P. rostratum*, płożymerzyk falisty *P. undulatum*. Gatunki starych lasów stanowią 1/4 gatunków występujących w runie. Najliczniejsze są: podagrycznik pospolity, możylinek trójnerwowy i jedyny w Kępie Oborskiej geofit ziarnopłon wiosenny. Dość liczne są apofity. Stwierdzono występowanie pięciu gatunków: perz właściwy *Elymus repens*, rdestówka powojowata, tojeść rozesłana *Lysimachia nummularia*, mniszek lekarski *Taraxacum officinale*, przetacznik perski. Z gatunków obcych spotykamy, oprócz wspomnianego już niecierpka drobnokwiatowego, nawłoć późną, klon jesionolistny (również w drzewostanie) i pojedynczy okaz szczawiku żółtego *Oxalis europaea*.

Ryc. 90. Polana powstała po wycięciu drzew na powierzchni w Kępie Oborskiej (fot. A. Kowalska, maj 2017 r.)

Ryc. 91. Mech żurawiec falisty *Atrichum undulatum* na powierzchni w Kępie Oborskiej (fot. A. Kowalska)

ŁYCZYŃSKIE OLSZYNY

W rezerwacie Łyczyńskie Olszyny drzewostan ma złożoną strukturę (3 podwarstwy), ale średnie zwarcie (ok. 65%). Najwyższą warstwę (wysokość >20 m) tworzą dąb szypułkowy, wiąz szypułkowy i olsza czarna. W niższych podwarstwach pojawia się także czeremcha zwyczajna, dereń świdwa oraz głóg jednoszyjkowy. Drzewostan jest różnowiekowy. Około 40% drzew ma ponad 50 lat, wśród nich pojedyncze okazy wiązów szypułkowych mają ponad 100 lat (ryc. 92).

Ryc. 92. Różnowiekowy drzewostan w rezerwacie Łyczyńskie Olszyny (fot. A. Kowalska, luty 2018 r.)

W warstwie krzewów (zwarcie ok. 37%) występuje 10 gatunków, a przeważają czeremcha zwyczajna, bez czarny, malina właściwa, porzeczka czerwona i trzmielina zwyczajna. W runie pokrywającym ok. 70% powierzchni odnotowano 39 gatunków. Wiosną dominuje ziarnopłon wiosenny, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, możylinek trójnerwowy. Latem dużą powierzchnię zajmuje niecierpek drobnokwiatowy. Bardzo liczny jest także podrost gatunków drzew i krzewów. Stwierdzono występowanie 13 gatunków starych lasów. Są wśród nich czartawa pospolita, czworolist pospolity *Paris quadrifolia*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium* (ryc. 93), kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*.

Ryc. 93. Gatunki starych lasów: czworolist pospolity *Paris quadrifolia* i konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium* w rezerwacie Łyczyńskie Olszyny (fot. A. Kowalska)

Dość duże pokrycie, w porównaniu z pozostałymi stanowiskami mają mchy (>5%): żurawiec falisty *Atrichum undulatum*, rokiet cyprysowy *Hypnum cupressiforme*, płożymerzyk kończysty *Plagiomnium cuspidatum*, płożymerzyk dzióbkowaty *P. rostratum*, płożymerzyk falisty *P. undulatum* oraz płożymerzyk pokrewny *P. affine*. Na powierzchni występują trzy gatunki apofitów: skrzyp polny *Equisetum arvense*, rdestówka powojowata i poziewnik pstry *Galeopsis speciosa* oraz dwa gatunki inwazyjne obce: wspomniany już niecierpek drobnokwiatowy i uczep amerykański *Bidens frondosa* – w sąsiedztwie rowu melioracyjnego.

3.1.3. Zasoby martwego drewna

Zasób martwego drewna jest funkcją (wypadkową) dostawy i tempa rozkładu, ale w praktyce zależy od całego zespołu czynników. Duży wpływ na ilość leżaniny ma zarówno klimat lokalny, jak i mikroklimat dna lasu. Związany jest on m.in. ze stopniem zacienienia (zwarcie koron, skład gatunkowy drzewostanu, ekspozycja) dna lasu, „przewiewnością" drzewostanu (zwarcie i skład gatunkowy podszytu i podrostu) oraz wilgotnością podłoża (intercepcja opadu atmosferycznego, poziom wód gruntowych, przepuszczalność podłoża). W podobnych typach lasów znacznie mniej leżaniny gromadzi się na stanowiskach suchszych i zimnych niż na wilgotnych i chłodnych.

Zasób leżaniny (zwłaszcza udział frakcji grubych) i tempo jej rozkładu są silnie związane z wiekiem drzewostanu, natomiast znacznie słabiej z jego średnią wysokością (Harmon i in. 1986; Franklin i in. 1987; Harmon, Sexton 1996; Spetich i in. 1999). O'Neill i DeAngelis (1981) stwierdzili, że ilość martwego drewna wzrasta wraz z produktywnością drzewostanu (w rozumieniu przyrodniczym), jednak ze względu na zróżnicowanie czynników odpowiedzialnych za rozkład materii organicznej często nie jest to skorelowane z jej ilością na dnie lasu. Ponadto tempo rozkładu zależy od gatunku drzew i może się różnić nawet dziesięciokrotnie (Harmon i in. 1987; Bujoczek 2012). W przypadku badanych stanowisk ten ostatni czynnik nie miał jednak charakteru różnicującego, bowiem we wszystkich łęgach grupy gatunków dominujących w drzewostanie były podobne (głównie wiąz szypułkowy, czeremcha zwyczajna, dąb szypułkowy).

Nie bez znaczenia jest także kondycja ekologiczna drzewostanów, związana m.in. z częstotliwością występowania zjawisk zaburzających naturalny rozwój drzewostanu, zwłaszcza pożarów, powodzi, silnych wiatrów i gradacji szkodników owadzich (Lofroth 1998). Badania w północno-zachodniej Rosji wykazały, że na powierzchniach świeżych zrębów, po wywiezieniu pozyskanego surowca, zachowało się średnio 24 $m^3 \cdot ha^{-1}$ martwego drewna, podczas gdy w miejscach „naturalnych" zaburzeń było go nawet do 145 $m^3 \cdot ha^{-1}$ (Krankina i in. 2001). Częstotliwość cięć może mieć większy wpływ na zasób leżaniny niż ich intensywność czy rozmiar pozyskania (Aber i in. 1978). Na obszarach nawet bardzo niewielkich, ale permanentnych, wieloletnich wyrębów notuje się znacznie mniej martwego drewna. Związane jest to z: (a) nie dopuszczaniem do naturalnej (powolnej) śmierci drzew, (b) pozostawianiem głównie drobnicy, która ulega szybkiemu rozkładowi i (c) niszczeniem zalegającej na dnie lasu leżaniny grubej, zwłaszcza tej w zaawansowanym stopniu rozkładu (Gore, Patterson 1986; Spies, Cline 1988). W przypadku badanych stanowisk nie stwierdzono

wprawdzie prowadzenia celowych zabiegów pielęgnacyjnych ani cięć rębnych, ale ich odpowiednikiem na mniejszą skalę było wieloletnie pozyskiwanie drewna przez miejscową ludność.

Charakterystyka ilościowa

Sumaryczna miąższość martwego drewna waha się od 16,24 $m^3 \cdot ha^{-1}$ na stanowisku Kępa Oborska do 161,40 $m^3 \cdot ha^{-1}$ na stanowisku Jabłonna, tak więc różnica między „najuboższym" a „najbogatszym" stanowiskiem jest dziesięciokrotna (tab. 6). Waga leżaniny w stanie suchym mieści się w przedziale 7,39-74,40 $t \cdot ha^{-1}$, przy czym w praktyce, zwłaszcza na stanowiskach z dużym udziałem grubizny, wartości te mogą być znacząco niższe (patrz rozdz. 2.9). W tych łęgach, w których najgrubszego materiału jest niewiele, odnotowano znaczący udział kawałków martwego drewna o średnicy <7,6 cm – przykładowo na stanowiskach Kępa Oborska i Bielino ich udział w sumarycznej miąższości leżaniny wynosi ponad 75%. Drobnica gałęziowa (3-7 cm) i chrust cienki (<3 cm) uwzględniana bywa w pomiarach bardzo rzadko (Wolski 2002, 2003; Giese i in. 2003; Woodall, Monleon 2010; Woziwoda 2014), bowiem zazwyczaj jest zaliczana do materii organicznej dna lasu, a nie jako drewno. Deprecjonowanie tych sortymentów nie jest jednak właściwym podejściem, zwłaszcza w lasach, gdzie brak większych ilości grubego drewna leżącego. Drobnica odgrywa bowiem istotną rolę w krążeniu pierwiastków, procesie akumulacji węgla w ściółce, regulacji wilgotności detrytusu i przypowierzchniowej warstwy gleby, zwiększaniu bogactwa gatunkowego mszaków (Kruys, Jonsson 1999; Ódor, Standovár 2001) i owadów saproksylicznych, a nawet wpływa dodatnio na liczebność populacji niektórych małych ssaków (Ecke i in. 2001). Ponadto drobne pędy zdeponowane na dnie lasu tworzą minikonstrukcje o skomplikowanej architekturze ze zróżnicowanym mikroklimatem, mającym swe odzwierciedlenie w skali makro (Woziwoda 2014).

Zależność między miąższością leżaniny [$m^3 \cdot ha^{-1}$] a powierzchnią zajmowaną przez nią na gruncie [$m^2 \cdot ha^{-1}$] jest bardzo wysoka we wszystkich klasach wielkości (tab. 7, 8). W przypadku pozostałych zależności widać wyraźnie, że maleją one wraz ze wzrostem średnicy leżaniny. Wynika to z wielkości prób[14], ale przede wszystkim z przypadkowego i bardzo nierównomiernego rozłożenia grubizny na dnie lasu w stosunku do frakcji drobniejszych, które stanowią pewien rodzaj „tła" dla pni i grubych konarów. W kilku przypadkach występuje odwrócenie zależności. I tak:

- duży zasób leżaniny [$m^3 \cdot ha^{-1}$] związany jest z krótkimi kawałkami drobnicy i z długimi grubizny, przy czym brak jest jakiegokolwiek związku z frakcją pośrednią (2,5-7,6 cm);
- dużą powierzchnię na gruncie [$m^2 \cdot ha^{-1}$] zajmują przede wszystkim krótkie kawałki drobnicy (<7,6 cm) i długie grubizny (>7,6 cm);
- dużą liczbę zalegających na dnie lasu kawałków [$sztuki \cdot ha^{-1}$] tworzy przede wszystkim krótka drobnica (<7,6 cm), zaś długość grubizny [$m \cdot ha^{-1}$] nie ma istotnego związku z jej liczebnością.

[14] Liczebność prób pomiarowych wynosiła odpowiednio: 313 (0,6-2,5 cm), 70 (2,5-7,6 cm) i 50 (>7,6 cm).

Tabela 6. Miąższość i masa martwego drewna w podziale na klasy grubości

Nazwa stanowiska	Klasa grubości	Suma cząstkowa	Suma	Drewno świeżo ścięte		Drewno całkiem suche	
				Suma cząstkowa	Suma	Suma cząstkowa	Suma
	cm	$m^3 \cdot ha^{-1}$	$m^3 \cdot ha^{-1}$	$t \cdot ha^{-1}$	$t \cdot ha^{-1}$	$t \cdot ha^{-1}$	$t \cdot ha^{-1}$
Arciechówek	<0,6	2,24	33,72	2,14	32,24	0,95	14,23
	0,6-2,5	8,22		7,86		3,47	
	2,5-7,6	14,14		13,52		5,97	
	>7,6	9,11		8,71		3,85	
Białobrzegi	<0,6	1,40	52,91	1,29	48,63	0,61	23,07
	0,6-2,5	5,92		5,44		2,58	
	2,5-7,6	11,39		10,47		4,97	
	>7,6	34,20		31,43		14,91	
Bielino	<0,6	2,32	23,05	2,11	21,00	0,97	9,63
	0,6-2,5	6,48		5,90		2,71	
	2,5-7,6	9,15		8,34		3,83	
	>7,6	5,10		4,64		2,13	
Jabłonna	<0,6	2,63	161,40	2,43	149,29	1,21	74,40
	0,6-2,5	6,75		6,25		3,11	
	2,5-7,6	11,74		10,86		5,41	
	>7,6	140,27		129,75		64,66	
Kępa Oborska	<0,6	1,79	16,24	1,50	13,27	0,82	7,39
	0,6-2,5	4,55		3,81		2,07	
	2,5-7,6	5,85		4,89		2,66	
	>7,6	4,05		3,08		1,84	
Łyczyńskie Olszyny	<0,6	3,96	51,34	3,85	49,90	1,74	22,54
	0,6-2,5	7,23		7,03		3,18	
	2,5-7,6	14,13		13,74		6,20	
	>7,6	26,02		25,29		11,42	

Należy zwrócić uwagę, że dla istnienia wielu populacji zwierząt i roślin duże znaczenie ma nie tylko zasób leżaniny, ale także jej jakość (Ciach 2011), w tym przede wszystkim:

- wielkość fragmentów, np. o różnorodności mszaków i porostów decyduje przede wszystkim powierzchnia drewna dostępna do zasiedlenia; oznacza to, że największe bogactwo gatunkowe występuje wtedy, gdy martwe drewno w lesie ma reprezentantów we wszystkich klasach grubości (Kruys, Jonsson 1999);
- stopień rozkładu, warunkujący m.in. obecność dzięciołów i ptaków z grupy dziuplaków wtórnych (Ciach 2011), a także niektórych gatunków drobnych ssaków owadożernych (Lofroth 1998), które we fragmentach lepiej rozłożonych szukają pokarmu, a w materiale o niższym stopniu rozkładu znajdują miejsca schronienia (Bunnell i in. 1999); nie bez znaczenia jest to również dla zagęszczenia nalotów i podrostów, gdyż leżanina pełni rolę podłoża dla rozwoju odnowienia (Szewczyk 2010);
- rozkład przestrzenny, np. składowanie leżaniny w jednym miejscu może doprowadzić do wyginięcia gatunków o ograniczonej dyspersji, czyli zdolności do przemieszczania się;

– sposób zagospodarowania lasu, np. pozostałości po zrębach są zasiedlane jedynie przez 40-50% gatunków tych grzybów, które są obecne na martwych kłodach w lasach nieużytkowanych (Sippola, Renvall 1999).

Tabela 7. Przeciętna długość i liczba kawałków leżaniny oraz powierzchnia dna lasu zajęta przez martwe drewno w podziale na klasy grubości (tylko kawałki o średnicy >0,6 cm)

Nazwa stanowiska	Klasa grubości	Długość	Powierzchnia		Liczba	
		Średnia	Suma cząstkowa	Suma	Suma cząstkowa	Suma
	cm	$m \cdot ha^{-1}$	$m^2 \cdot ha^{-1}$	$m^2 \cdot ha^{-1}$	sztuki$\cdot ha^{-1}$	sztuki$\cdot ha^{-1}$
Arciechówek	0,6-2,5	0,18	834	1387	623 969	653 039
	2,5-7,6	0,90	439		27 867	
	>7,6	3,92	114		1203	
Białobrzegi	0,6-2,5	0,53	514	1010	149 370	153 011
	2,5-7,6	2,62	226		3002	
	>7,6	5,18	270		639	
Bielino	0,6-2,5	0,23	588	871	270 680	277 159
	2,5-7,6	1,37	214		6276	
	>7,6	5,29	69		203	
Jabłonna	0,6-2,5	0,26	576	1366	252 523	273 793
	2,5-7,6	1,34	321		20 019	
	>7,6	6,88	469		1251	
Kępa Oborska	0,6-2,5	0,63	392	591	99 461	102 751
	2,5-7,6	2,25	151		3153	
	>7,6	3,61	48		137	
Łyczyńskie Olszyny	0,6-2,5	0,28	760	1366	425 832	439 570
	2,5-7,6	1,80	399		12 515	
	>7,6	2,71	208		1223	

Tabela 8. Zależności estymowane regresją liniową między miąższością leżaniny a jej charakterystykami wielkościowymi (wskaźnik r)

	Klasa	Długość [$m \cdot ha^{-1}$]			Powierzchnia [$m^2 \cdot ha^{-1}$]			Liczba [sztuki$\cdot ha^{-1}$]		
		0,6-2,5	2,5-7,6	>7,6	0,6-2,5	2,5-7,6	>7,6	0,6-2,5	2,5-7,6	>7,6
Zasób [$m^3 \cdot ha^{-1}$]	0,6-2,5	-0,89			0,96			0,93		
	2,5-7,6		brak			0,93			0,69	
	>7,6			0,73			0,94			0,53
Długość [$m \cdot ha^{-1}$]	0,6-2,5				-0,82			-0,79		
	2,5-7,6					-0,64			-0,83	
	>7,6						0,64			brak
Powierzchnia [$m^2 \cdot ha^{-1}$]	0,6-2,5							0,97		
	2,5-7,6								0,86	
	>7,6									0,62

Działalność gospodarcza człowieka

Zróżnicowanie miąższości leżaniny między stanowiskami jest bardzo wyraźne, przy czym odpowiada za to przede wszystkim ilość zalegającej na dnie lasu grubizny (>7,6 cm). Najniższe wartości (sumaryczną i we wszystkich klasach grubości >0,6 cm) odnotowano na

stanowisku Kępa Oborska. Jest to prawdopodobnie związane z faktem, że spośród 6 powierzchni łęgowych ta właśnie jest najintensywniej penetrowana (liczne śmieci, miejscami małe wysypiska) i jednocześnie eksploatowana gospodarczo (wycinka drzew, usuwanie posuszu, pozyskiwanie chrustu) przez miejscową ludność. Pozyskiwanie drewna trwa tam prawdopodobnie od wielu dekad i ma charakter ciągły, o czym świadczą m.in. duże luki w drzewostanie (z gęstym podrostem i podszytem), znaczna ilość ciętego materiału różnych sortymentów, stosy drobnicy gałęziowej przygotowanej do wywiezienia czy liczne pniaki w różnych stadiach rozkładu. Stanowisko Kępa Oborska charakteryzuje się także najmniejszą liczbą kawałków leżaniny i powierzchnią zajętego przez nie gruntu (w przeliczeniu na hektar).

Na podobnie ubogim pod względem zasobu leżaniny stanowisku Bielino nie stwierdzono tak intensywnej działalności człowieka. Poszczególne pniaki i nieliczne pnie mogą wskazywać na zakończoną przed laty eksploatację, ale ich znaczny stopień rozkładu nie pozwala jednoznacznie stwierdzić czy do zwalenia doszło w wyniku wycinki czy czynnika naturalnego (zjawiska meteorologiczne, choroba, starość, działalność bobrów). Duża przeciętna długość kawałków grubizny (>7,6 cm) może potwierdzać tezę, że od dłuższego czasu las nie jest „sprzątany" ani intensywnie penetrowany przez człowieka.

Stanowisko Arciechówek jest kolejnym przykładem lasu intensywnie eksploatowanego w przeszłości – miejscami spotyka się zgrupowania (po kilkanaście obok siebie) ciętych pniaków w drugiej klasie rozkładu, którym nie towarzyszą jednak pnie, co świadczy o świadomym pozyskiwaniu drewna przed laty. Pojedyncze świeżo cięte gałęzie wskazują, że na małą skalę ten proceder może być kontynuowany. Ciekawostką jest fakt, że stanowisko charakteryzuje się największą ze wszystkich badanych płatów miąższością leżaniny w sortymentach 0,6-2,5 cm i 2,5-7,6 cm, a także największą liczbą kawałków i powierzchnią zajmowaną na gruncie w przeliczeniu na hektar (w tych samych sortymentach, jak również sumarycznie). Może to oznaczać, że intensywna eksploatacja grubizny zakończyła się kilkanaście (?) lat temu, zaś pozostałością po niej jest drobnica gałęziowa, którą porzucono w lesie jako tzw. odpad zrębowy.

Rezerwatowe stanowisko Łyczyńskie Olszyny nosi bardzo nieliczne ślady działalności człowieka (pojedyncze pniaki). Leżanina, powstała w wyniku złamania lub wywrócenia, w większości przypadków zalega *in situ* – brak jest śladów jej przemieszczeń, gromadzenia, cięcia, a tym bardziej usuwania. Stanowisko ma charakter zdecydowanie naturalny, zaś w drzewostanie niewiele jest drzew bardzo starych, jak również bardzo młodych – las, choć różnowiekowy, jest jednak wiekowo „homogeniczny". Wśród grubizny dominują pnie o 3 i 4 klasie rozkładu. Pod względem charakterystyki ilościowej i wielkościowej leżanina nie wyróżnia się specjalnie na tle innych stanowisk, co może potwierdzać tezę o braku ingerencji człowieka i ewentualnych spowodowanych nią zaburzeń. Wyjątkiem jest jedynie relatywnie bardzo duża miąższość najdrobniejszego chrustu cienkiego (<0,6 cm).

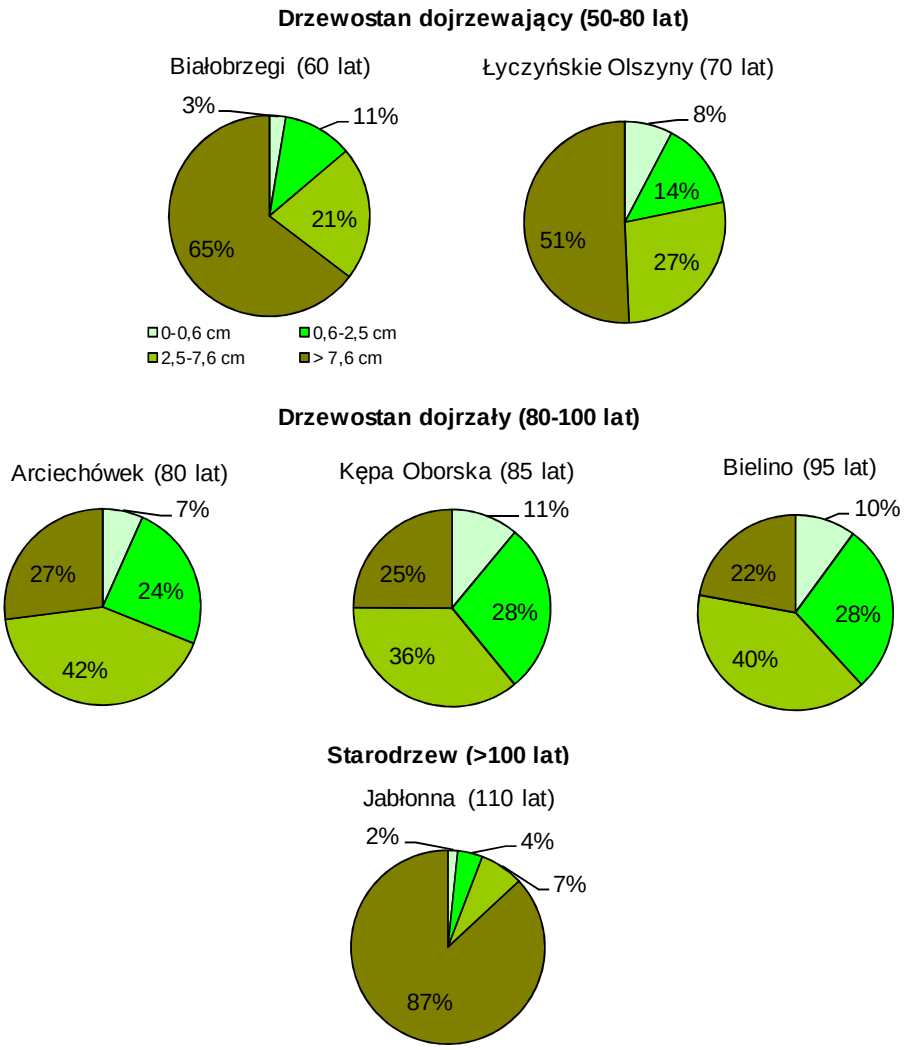
Najmłodsze spośród badanych lasów stanowisko Białobrzegi charakteryzuje się bardzo zbliżoną miąższością sumaryczną leżaniny do powierzchni rezerwatowej. W drzewostanie dominują osobniki młode, o średnicy pnia <10 cm, z nielicznymi drzewami wyraźnie starszymi. Nie widać prawie żadnych śladów aktualnej ingerencji człowieka, jedynie w kilku miejscach na obrzeżach płatu znajdują się zgrupowania pniaków po drzewach wyciętych

przez człowieka. Posusz jest połamany z przyczyn naturalnych, zaś złomy zalegają *in situ*. To jedyne stanowisko, na którym znajduje się dużo młodych drzew rosnących kępowo – o ile w przypadku olszy może to być związane ze specyfiką gatunku i mieć charakter naturalny, o tyle w przypadku innych gatunków jest raczej świadectwem intensywnego wypasu i podgryzania za młodu (drzewa popastwiskowe). Stanowisko Białobrzegi charakteryzuje się ponadto najmniejszą miąższością najdrobniejszego chrustu cienkiego (<0,6 cm) oraz najmniejszą liczbą kawałków drobnicy (2,5-7,6 cm) przy jednocześnie największej ich przeciętnej długości. Wśród grubizny dominują pnie o małej (2) i najwyższej (5) klasie rozkładu.

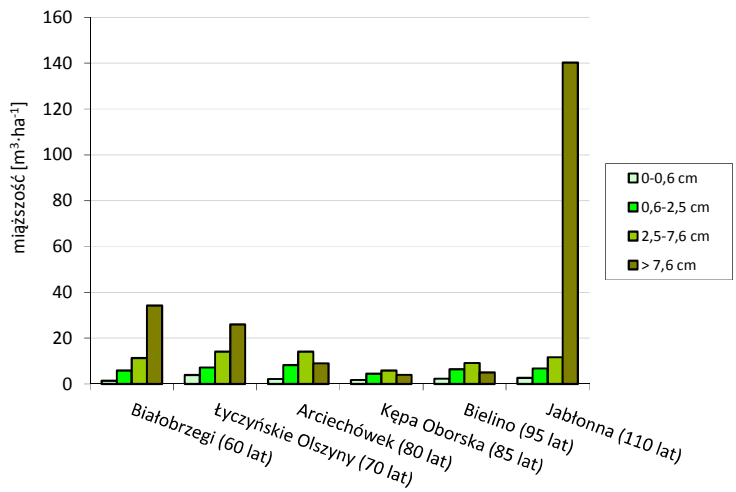
Stanowisko Jabłonna jest pod wieloma względami wyjątkowe – charakteryzuje się najstarszym drzewostanem, zlokalizowane jest obecnie w parku pałacowym (a historycznie na jego obrzeżach, przy czym obecnie nie widać już żadnych różnic w drzewostanie), zaś sumaryczna miąższość leżaniny, na którą składa się przede wszystkim grubizna (>7,6 cm), jest dziesięciokrotnie większa od najuboższego pod tym względem stanowiska Kępa Oborska. Na powierzchni znajduje się bardzo dużo pni powalonych z przyczyn naturalnych, przy czym złomy i wywroty zalegają *in situ*. Leżanina w różnych stadiach rozkładu nie jest usuwana. Znacznie częściej natomiast przewalone drzewa są cięte na kawałki, które pozostają na swoim miejscu. Z informacji pozyskanych od pracowników parku wynika, że większość prac pielęgnacyjno-porządkowych miało związek wyłącznie z bezpieczeństwem spacerowiczów – wprawdzie przez stanowisko nie przebiega żaden ciąg komunikacyjny, ale znajdują się tam „dzikie" ścieżki. W związku z tak znaczną dominacją grubizny (>7,6 cm) stanowisko charakteryzuje się także jej największą liczebnością, przeciętną długością i powierzchnią na gruncie w przeliczeniu na hektar spośród wszystkich badanych łęgów. Ponadto jest to jedyny płat lasu, w którym licznie reprezentowane są pnie we wszystkich klasach rozkładu.

Cykl życiowy drzewostanu

Porównanie zasobów martwego drewna w drzewostanach różniących się wiekiem (60-110 lat) na 6 badanych stanowiskach wskazuje na istnienie zależności, która przybiera postać hiperboli z minimum w przedziale wiekowym 80-100 lat. Kształt sumarycznej krzywej jest bardzo podobny do przebiegu krzywej regresji dla leżaniny grubej (>7,6 cm), czyli właśnie ta frakcja jest odpowiedzialna za opisywaną zależność. Powyższe wyniki (zwłaszcza dotyczące grubizny) są zgodne z wieloma innymi obserwacjami prowadzonymi zarówno w lasach użytkowanych, jak i naturalnych (Spies, Cline 1988; McCarthy, Bailey 1994; Harmon, Sexton 1996; Lofroth 1998; Spetich i in. 1999; Wolski 2003). Bardzo wyraźne zróżnicowanie związane z wiekiem drzewostanu widać także w przypadku udziału ilościowego poszczególnych frakcji w sumarycznej ilości leżaniny na poszczególnych stanowiskach (ryc. 94). Może to oznaczać, że bez względu na rodzaj i nasilenie presji człowieka ogólne tendencje zmian ilości martwego drewna wraz z wiekiem drzewostanu pozostają niezmienne i są zgodne z przebiegiem i następstwem procesów naturalnych. W tym przypadku najważniejszą rolę odgrywają fazy rozwojowe, składające się na cykl życiowy drzewostanu (ryc. 95).



Ryc. 94. Udział poszczególnych klas wielkości w sumarycznej ilości leżaniny w kolejnych fazach rozwojowych drzewostanu



Ryc. 95. Zasób martwego drewna w poszczególnych klasach grubości i kolejnych fazach rozwojowych drzewostanów

Stanowiska Białobrzegi (60 lat) i Łyczyńskie Olszyny (70 lat) reprezentują drzewostan dojrzewający (50-80 lat), ale jednocześnie z wciąż widocznymi pozostałościami okresu młodocianego (15-50 lat), w którym ma miejsce silne oczyszczanie się strzał z gałęzi i intensywne wydzielanie słabych drzewek (konkurencja). Jednocześnie brak jest „dostawy" leżaniny w postaci pozostałości po czyszczeniach późnych i trzebieży wczesnej, które wykonuje się zazwyczaj w lasach zagospodarowanych w okresie młodocianym. Taki przebieg naturalnych procesów tłumaczy duży udział grubizny (w sumarycznej ilości leżaniny), która nie uległa jeszcze rozkładowi oraz bardzo zbliżoną miąższość – sumaryczną i w poszczególnych klasach grubości (>0,6 cm). Oba drzewostany różni natomiast znacząco mniejsza liczba kawałków wszystkich frakcji na stanowisku Białobrzegi, co może mieć związek z prowadzonym tam prawdopodobnie wypasem w okresie młodocianym (zgryzanie pędów i drobnych gałązek).

Stanowiska Arciechówek (80 lat), Kępa Oborska (85 lat) i Bielino (95 lat) reprezentują drzewostan dojrzały (80-100 lat), w którym wydzielanie się drzew jest bardzo wolne, naturalne oczyszczanie się strzał zanika, zaś leżanina z okresu młodocianego jest już w stanie całkowitego lub bardzo dużego rozkładu. W efekcie na dnie lasu dojrzałego relatywnie mało jest leżaniny grubej (ryc. 94), zaś jej całkowita miąższość osiąga wówczas wartość minimalną. W tej grupie wyróżnia się swoim relatywnym bogactwem stanowisko Arciechówek – zarówno pod względem zasobu leżaniny, jak również jej liczebności i powierzchni na gruncie (sumarycznie i we wszystkich frakcjach >0,6 cm). Niższe wartości na stanowisku Bielino mogą być związane z obserwowaną tam dosyć szybką dekompozycją materii organicznej (patrz rozdz. 3.3.2) przy jednoczesnym braku naturalnej dostawy, zaś najniższe wartości wszystkich wymienionych charakterystyk we wszystkich klasach grubości na stanowisku Kępa Oborska prawdopodobnie ma związek z intensywną penetracją i eksploatacją tego płata lasu przez człowieka.

Stanowisko Jabłonna (110 lat) reprezentuje starodrzew (>100 lat), w którym część drzew osiąga naturalny kres życia. Tym samym gwałtownie wzrasta zasób martwej grubizny, jak również jej udział w sumarycznej ilości leżaniny (ryc. 94), a zauważalnie, chociaż znacznie słabiej, drobnicy (głównie są to gałęzie umierających drzew). W zakresie grubizny stanowisko Jabłonna jest prawdziwym rekordzistą we wszystkich charakterystykach (m.in. ze średnią długością kawałków dochodzącą do 7 m), chociaż sumaryczna powierzchnia na gruncie jest mniejsza niż na stanowisku Arciechówek i identyczna jak w rezerwacie, zaś sumaryczna liczebność leżaniny jest mniejsza niż na trzech innych powierzchniach.

Powyższy model – zgodny z przebiegiem procesów naturalnych i działalnością człowieka, w dużym stopniu tłumaczy otrzymane wyniki (por. Wolski 2003). Koresponduje on także z innymi znanymi koncepcjami trójetapowego rozwoju lasu (Spetich i in. 1999).

3.1.4. Warunki glebowe

Zbiorowiska łęgowe z zasady związane są z glebami znajdującymi się pod ciągłym wpływem wysokiego poziomu wód gruntowych lub/i z racji ich lokalizacji, zasilanych wezbraniami wód rzecznych (Matuszkiewicz 2001). Jednakże pokrywa glebowa łęgów nie

może być kojarzona jedynie z glebami glejoziemnymi, lecz także z jednostkami innych typów, w których na główny proces glebotwórczy może nakładać się wtórny proces glejowy spowodowany wpływem wód gruntowych lub rzecznych. Wśród typów gleb najczęściej występujących w łęgach wymieniane są m.in. mady brunatne, gleby glejowe oraz czarne ziemie (Wanic i in. 2011). Cechą charakterystyczną gleb łęgów jesionowo-wiązowych jest również warstwowanie poziome.

Pokrywa glebowa stanowisk wybranych do szczegółowych badań charakteryzowała się zmiennością typologiczną gleb wewnątrz badanych płatów oraz zróżnicowaniem skał macierzystych, co pokrywa się z danymi literaturowymi (Wanic i in. 2011). Z tego powodu odkrywki glebowe wykonano dla typu gleby najbardziej reprezentatywnego dla całego płata na każdym z badanych stanowisk.

Właściwości analizowanych gleb bezpośrednio wynikają z ich uziarnienia. Wśród typów gleb występujących niemalże we wszystkich płatach były gleby rdzawe gruntowo-glejowe oraz gleby glejowe typowe (tab. 9). Wysokość zwierciadła wód gruntowych w dużej mierze determinowała kierunek rozwoju badanych gleb, w których często dochodziło do uruchomienia procesu glejowego.

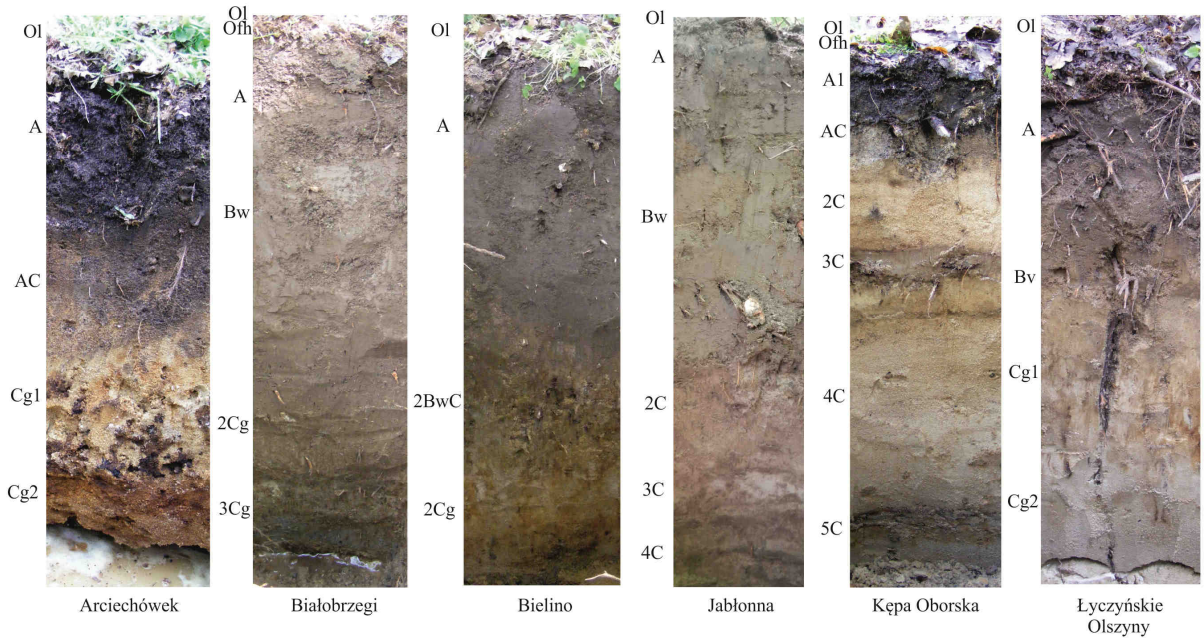
Tabela 9. Główne oraz towarzyszące typy gleb na poszczególnych stanowiskach badawczych

Stanowisko badawcze	Główny typ gleb	Towarzyszące typy gleb
Arciechówek	gleba glejowa typowa	gleba rdzawa gruntowo-glejowa
Białobrzegi	gleba brunatna dystroficzna gruntowo-glejowa	gleba glejowa typowa
Bielino	czarna ziemia wyługowana	gleba rdzawa gruntowo-glejowa
Jabłonna	mada brunatna typowa	
Kępa Oborska	arenosol	gleba rdzawa
Łyczyńskie Olszyny	gleba rdzawa gruntowo-glejowa	gleba glejowa typowa

Źródło: *Systematyka gleb Polski* (2011)

ARCIECHÓWEK

Profil główny wykonany w płacie Arciechówek nosił cechy wyraźnie związane z wpływem wód gruntowych (ryc. 96). W środkowej części profilu zaobserwowano cechy oksydacyjno-redukcyjne w postaci rdzawych przebarwień wynikające z wahań poziomu wód. Dolna część profilu w całości była objęta warunkami redukcyjnymi, powodując występowanie barw glejowych. Woda gruntowa wystąpiła na poziomie 60 cm. Rozważano przyporządkowanie klasyfikowanej gleby do typu czarnych ziem, niemniej jednak poziom próchniczny ze względu na niższą zawartość Corg oraz zbyt niskie pH nie spełniał kryteriów poziomu mollic, zaproponowanych w *Systematyce gleb Polski* (2011). Gleby otoczenia stanowiska Arciechówek charakteryzowały się podobieństwem typologicznym do profili oraz wkopów kontrolnych wykonanych w obrębie lasu.



Ryc. 96. Profile glebowe wykonane podczas terenowych prac gleboznawczych. Ol – podpoziom surowinowy (poziom organiczny), Ofh – podpoziom detrytusowy (poziom organiczny), A – poziom próchniczny, Bw, Bv – poziom wzbogacania, C – skała macierzysta, Cg – skała macierzysta z cechami oglejenia (fot. B. Kruczkowska)

Z racji uziarnienia, stanowisko Arciechówek zostało przyporządkowane do grupy gleb piaszczystych (tab. 10). Bezpośrednio ze składem granulometrycznym związany jest dodatkowo odczyn gleb, który w przypadku tego stanowiska wskazuje na zakwaszenie profilu, zwłaszcza w poziomie próchnicznym. Należy zauważyć, że szczątki organiczne będące prekursorem glebowej materii organicznej w badanej glebie mają zdecydowanie wyższe pH, aczkolwiek odczyn również kwaśny.

Tabela 10. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Arciechówek (gleba glejowa typowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	D	Ww	P	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
	cm	$g \cdot cm^{-3}$	%	%			
Ol	2-0	0,30*	-	-	5,98	5,53	-
A	0-15	1,05	47,23	60	3,92	6,05	piasek gliniasty
AC	15-27	1,37	15,53	48	4,29	3,22	piasek gliniasty
Cg1	27-45	1,73	11,66	35	5,05	4,07	piasek luźny
Cg2	pon. 45	1,58	15,11	41	5,36	4,84	piasek luźny

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007); D – gęstość objętościowa, Ww – wilgotność w procentach wagowych, P – porowatość

Spadek wartości gęstości objętościowej wraz z głębokością, który również zaobserwowano na tym stanowisku jest zjawiskiem naturalnym, wynikającym z malejącej zawartości materii organicznej. Z tym parametrem powiązana jest również porowatość, która największe wartości osiągnęła w poziomie próchnicznym (60%) oraz przejściowym poziomie AC (48%), w którym obserwuje się zwiększoną zawartość materii organicznej w porównaniu z niżej zalegającymi poziomami mineralnymi (tab. 11). Największa wilgotność gleby

charakteryzowała poziom organiczny oraz poziom skały macierzystej, która znajdowała się pod wpływem wód gruntowych. Na szczególną uwagę zasługuje jednak poziom próchniczny, który wraz z poziomem AC osiąga sumaryczną miąższość 27 cm. Charakteryzował się on wysoką zawartością węgla organicznego oraz azotu (tab. 11).

Tabela 11. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Arciechówek (gleba glejowa typowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	Corg	Nt	C/N	Cu	Ni	Zn
	cm	$g \cdot kg^{-1}$	$g \cdot kg^{-1}$		$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$
Ol	2-0	466,7	22,8	20	10,2	8,6	38,4
A	0-15	30,2	2,9	10	3,2	4,9	14,3
AC	15-27	11,4	1,2	10	0,9	3,7	5,4
Cg1	27-45	1,6	0,1	16	0,4	2,7	1,5
Cg2	pon. 45	0,8	0,1	8	1,1	1,1	1,1

W przypadku gleb o uziarnieniu piasków taka cecha występuje dość rzadko i w tym przypadku nawiązuje do żyzności siedliska oraz aktywności biologicznej w poziomie organicznym i próchnicznym. Zawartość metali ciężkich w poszczególnych poziomach gleby glejowej właściwej nie przekraczała dopuszczalnych norm zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2012 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359) (tab. 11).

BIAŁOBRZEGI

W pokrywie glebowej na stanowisku Białobrzegi przeważającym typem były gleby brunatne dystroficzne gruntowo-glejowe o uziarnieniu pyłów ilastych do głębokości 60 cm (ryc. 96). Utwory leżące poniżej tej głębokości reprezentowane są przez piaski gliniaste oraz gliny piaszczyste (tab. 9, 12). Do typów towarzyszących należą gleby gruntowo-glejowe. Analogiczne jednostki glebowe reprezentowały obszary przyległe bezpośrednio do analizowanego płata. Na wykształcenie się wyszczególnionych typów gleb wpływ miał wysoki poziom wód gruntowych, który w przypadku gleb brunatnych spowodował wystąpienie wtórnych cech glejowych. Odczyn badanych gleb był zdecydowanie wyższy niż w przypadku stanowiska Arciechówek. Analizowany profil charakteryzował się lekko kwaśnym odczynem we wszystkich poziomach genetycznych. Duży wpływ na kształtowanie się pH gleby miał opad roślinny, którego pH kształtowało się na poziomie 6,38-6,51 (pH_{H2O}) (tab. 12). Dodatkowym czynnikiem były również właściwości skały macierzystej i utworów budujących poszczególne poziomy genetyczne. Uziarnienie profilu pozwoliło na zakwalifikowanie badanych gleb do kategorii pylastych i gliniastych.

Wysoka wilgotność gleby w górnej części profilu sięgająca wartości rzędu ponad 30% w dużej mierze była zależna od uziarnienia gleby (tab. 12). Materiał pylasty ze względu na znaczną pojemność sorpcyjną, ma zdolność do pochłaniania i gromadzenia wody. Najgłębiej zalegające poziomy genetyczne znajdowały się pod wpływem wód gruntowych i ze względu na ich lokalizację nie był możliwy pobór próbek do analizy wilgotności. Należy się jednak spodziewać, że od głębokości 110 cm wilgotność wynosiła 100%, ponieważ podczas prac terenowych stwierdzono występowanie zwierciadła wód gruntowych na tej głębokości. Występowanie rdzawych przebarwień powyżej tej głębokości świadczy o wahaniach poziomu

wód gruntowych w skali rocznej. Porowatość profilu do głębokości 60 cm jest stosunkowo wyrównana i wynosi około 50% (tab. 12).

Tabela 12. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Białobrzegi (gleba brunatna dystroficzna gruntowo-glejowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	D	Ww	P	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
	cm	$g \cdot cm^{-3}$	%	%			
Ol	2-1	0,30*	-	-	6,51	6,21	-
Ofh	1-0	0,30*	-	-	6,38	6,18	-
A	0-7	1,29	34,4	51	6,32	5,87	pył ilasty
Bw	7-60	1,38	31,0	48	6,20	4,51	pył ilasty
2Cg	60-95	1,64	22,6	38	6,32	5,84	piasek gliniasty
3Cg	pon. 95	n.o.	n.o.	n.o.	6,42	5,93	glina piaszczysta

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007)

Mimo małej miąższości poziomu próchnicznego, zawartość węgla organicznego w górnej mineralnej części gleby wynosiła niemal 30 $g \cdot kg^{-1}$. W poziomie organicznym wartości te wahały się w granicach 401,8-432,8 $g \cdot kg^{-1}$ (tab. 13). Poziom organiczny zbudowany był z dwóch podpoziomów, co jest charakterystyczne dla próchnicy typu moder.

Tabela 13. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Białobrzegi (gleba brunatna dystroficzna gruntowo-glejowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	Corg	Nt	C/N	Cu	Ni	Zn
	cm	$g \cdot kg^{-1}$	$g \cdot kg^{-1}$		$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$
Ol	2-1	432,8	23,1	19	11,4	9,2	52,9
Ofh	1-0	401,8	24,1	17	18,6	14,9	96,1
A	0-7	26,3	2,5	11	18,3	19,1	72,4
Bw	7-60	17,9	2,1	9	17,9	37,1	66,9
2Cg	60-95	2,3	0,2	10	3,1	9,8	12,4
3Cg	pon. 95	4,6	0,3	13	4,4	11,8	16,5

Zawartość azotu również utrzymywała się na wysokim poziomie 2,5 $g \cdot kg^{-1}$ w poziomie próchnicznym i średnio 23,6 $g \cdot kg^{-1}$ w poziomie organicznym. Z zawartością tego pierwiastka bezpośrednio wiąże się wartość stosunku C/N, który w przypadku badanej gleby najwyższe wartości osiągał w poziomie organicznym, natomiast w poziomach mineralnych charakteryzował się zróżnicowaniem od 9 do 13 (tab. 13). Uzyskane wartości wskaźnika C/N dla poziomów mineralnych są stosunkowo niskie, wskazujące jednocześnie na eutroficzny charakter siedliska.

Zawartość metali ciężkich na stanowisku Białobrzegi w większości przypadków nie wykazywała odstępstw od norm (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359), aczkolwiek w poziomie Bw zanotowano podwyższoną zawartość niklu.

BIELINO

Na stanowisku Bielino dominującym typem była czarna ziemia wyługowana (ryc. 96), zaś typem towarzyszącym – gleba rdzawa gruntowo-glejowa (tab. 9). Pokrywa glebowa bezpośredniego sąsiedztwa badanego łęgu jesionowo-wiązowego oprócz jednostek wyróżnionych w obrębie lasu, charakteryzowała się występowaniem dodatkowo gleb glejowych typowych. Badany profil glebowy charakteryzował się wyraźnym dwudzielnym uziarnieniem. Glina lekka sięgająca do głębokości 50 cm była podścielona piaskiem luźnym. Ze względu na dużą miąższość poziomu próchnicznego o uziarnieniu gliny lekkiej, gleby te zaliczono do gleb pylastych i gliniastych (tab. 14). Odczyn badanych utworów był lekko kwaśny, a w poziomie 2BwC zbliżony do obojętnego. Nie zanotowano tam jednak obecności węglanów. Istotną cechą jest wysokie pH w utworach o uziarnieniu piasków luźnych, które może być związane z wpływem wód gruntowych.

Tabela 14. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Bielino (czarna ziemia wyługowana)

Poziom genetyczny	Głębokość cm	D $g \cdot cm^{-3}$	Ww %	P %	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
Ol	2-1	0,30*	-	-	5,14	4,57	-
A	0-50	1,56	20,1	42	6,51	5,01	glina lekka
2BwC	50-70	1,72	3,7	35	6,79	5,50	piasek luźny
2Cg	pon. 70	1,74	3,4	34	6,77	5,65	piasek luźny

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007)

Cechą charakterystyczną badanego profilu jest duża miąższość poziomu próchnicznego wynosząca 50 cm. Jego wilgotność w porównaniu z pozostałymi poziomami genetycznymi jest średnio pięciokrotnie wyższa, co nawiązuje nie tylko do zawartości materii organicznej i lokalizacji w górnej części profilu, ale również do składu granulometrycznego (tab. 14). Poziom wód gruntowych w momencie prac terenowych występował na głębokości 130 cm. W przypadku stanowiska Bielino uziarnienie determinuje również nieco wyższą gęstość objętościową w poziomie próchnicznym niż w przypadku pozostałych analizowanych płatów (tab. 14). Jednocześnie porowatość tego poziomu jest niższa od wartości uzyskanych na pozostałych stanowiskach, co również ma bezpośredni związek z uziarnieniem gliny lekkiej oraz dodatkowo z zawartością węgla organicznego (tab. 14, 15).

Tabela 15. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Bielino (czarna ziemia wyługowana)

Poziom genetyczny	Głębokość cm	Corg $g \cdot kg^{-1}$	Nt $g \cdot kg^{-1}$	C/N	Cu $mg \cdot kg^{-1}$	Ni $mg \cdot kg^{-1}$	Zn $mg \cdot kg^{-1}$
Ol	2-1	488,0	16,2	30	7,9	8,7	25,7
A	0-50	15,8	1,2	13	7,1	16,9	24,3
2BwC	50-70	0,7	0,03	23	0,2	2,0	3,0
2Cg	pon. 70	0,4	0,04	10	0,1	1,1	1,3

Różnica zawartości węgla organicznego i azotu w poziomie próchnicznym i organicznym świadczy o szybkim tempie dekompozycji, na co wskazuje również wartość wskaźnika C/N (tab. 15). Niemniej jednak zawartość azotu w poziomie organicznym jest średnio o około 7

$g \cdot kg^{-1}$ niższa niż na pozostałych stanowiskach. Budowa poziomu organicznego jest charakterystyczna dla próchnicy typu mull, która występuje na siedliskach żyznych.

Zawartość cynku, miedzi i niklu w poszczególnych poziomach nie przekroczyła dopuszczalnych wartości i nawiązuje raczej do naturalnej zawartości tych metali ciężkich w utworach macierzystych (tab. 15).

JABŁONNA

Spośród wszystkich badanych płatów łęgów jesionowo-wiązowych, stanowisko w Jabłonnie charakteryzowało się największą homogenicznością pokrywy glebowej. Zarówno wewnątrz płatu, jak i na terenach przyległych dominującym typem gleby były mady brunatne typowe (tab. 9, ryc. 96). Jednocześnie było to również jedyne stanowisko, na którym do głębokości co najmniej 2 metrów nie zanotowano występowania zwierciadła wód gruntowych. Jak zostało to zaznaczone we wstępie, jedną z cech charakterystycznych dla gleb łęgów jesionowo-wiązowych jest warstwowanie poziome, które w tym przypadku wystąpiło w profilu w postaci licznych warstw materiału mineralnego pochodzenia fluwialnego o zróżnicowanym uziarnieniu. Badany profil w przeważającej mierze zbudowany jest z glin piaszczystych, które przeplatane są warstwami o uziarnieniu piasków luźnych (tab. 16). Ze względu na uziarnienie, gleby na stanowisku Jabłonna przyporządkowano do grupy gleb pylastych i gliniastych.

Profil mady brunatnej typowej w Jabłonnie wyróżnia się ponadto dużą pionową zmiennością odczynu od słabo kwaśnego w poziomie organicznym, silnie kwaśnego i kwaśnego w poziomach A, Bw oraz 2C po słabo kwaśny i obojętny poniżej głębokości 75 cm (tab. 16). Pomimo pH wynoszącego 7,20 w poziomie 4C nie zanotowano zawartości węglanu wapnia, a samo podwyższenie pH może mieć związek ze składem chemicznym wód gruntowych.

W profilu w Jabłonnie wyraźnie zauważalna jest zależność pomiędzy uziarnieniem a wilgotnością. Poziomy o uziarnieniu piasków mają o około 15% mniejszą wilgotność niż utwory gliniaste. Ze względu na zawartość materii organicznej, podwyższona wilgotność charakteryzuje również poziom próchniczny (tab. 16). Porowatość badanej gleby jest dość wyrównana w całym profilu. Największe wartości zanotowano w poziomie próchnicznym, na co wpływ w dużej mierze ma zawartość materii organicznej (tab. 16).

Tabela 16. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Jabłonna (mada brunatna typowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	D	Ww	P	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
	cm	$g \cdot cm^{-3}$	%	%			
Ol	2-0	0,30*	-	-	6,26	6,00	-
A	0-4	1,38	23,9	49	5,27	4,48	glina piaszczysta
Bw	4-52	1,62	19,0	40	5,26	3,72	glina piaszczysta
2C	52-75	1,70	7,2	36	5,94	5,08	piasek luźny
3C	75-85	1,50	24,7	44	6,63	6,04	glina piaszczysta
4C	pon. 85	1,60	8,6	40	7,20	6,21	piasek luźny

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007)

Zawartość węgla organicznego i azotu w przypowierzchniowych poziomach mineralnych jest wysoka i wynosi odpowiednio 30,5 $g \cdot kg^{-1}$ (Corg) i 2,5 $g \cdot kg^{-1}$ (Nt) w poziomie

próchnicznym i spada do 4,4 g·kg^{-1} (Corg) i 0,5 g·kg^{-1} w poziomie wzbogacania (tab. 17). W glebie zachodzi szybki proces przemian materii organicznej, co również potwierdza niska wartość wskaźnika C/N w poziomie próchnicznym (tab. 17). Należy jednak zauważyć, że szybki proces przemian nie wpływa na wykształcenie się głębokiego poziomu próchnicznego, który na badanym stanowisku miał miąższość jedynie 4 cm. W przypadku metali ciężkich, wszystkie uzyskane wyniki mieszczą się w obowiązujących normach (tab. 17). Większa koncentracja wszystkich metali występuje w poziomach organicznych, co może mieć związek z naturalnym procesem wychwytywania metali ciężkich przez rośliny, których szczątki następnie trafiają do obiegu w glebie.

Tabela 17. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Jabłonna (mada brunatna typowa)

Poziom genetyczny	Głębokość	Corg	Nt	C/N	Cu	Ni	Zn
	cm	g·kg^{-1}	g·kg^{-1}		mg·kg^{-1}	mg·kg^{-1}	mg·kg^{-1}
Ol	2-0	375,0	19,0	20	14,9	40,8	51,8
A	0-4	30,5	2,5	12	7,3	13,6	33,1
Bw	4-52	4,4	0,5	9	7,4	18,7	27,5
2C	52-75	0,6	0,1	6	0,9	3,0	3,1
3C	75-85	2,4	0,3	8	6,0	16,0	20,1
4C	pon. 85	0,5	0,06	8	0,9	3,6	3,4

KĘPA OBORSKA

Pokrywa glebowa na stanowisku Kępa Oborska stanowi wyjątek pośród badanych płatów łęgów jesionowo-wiązowych ze względu na brak oznak procesu glejowego w analizowanym profilu oraz wkopach kontrolnych. Do gleb dominujących należą arenosole, które są charakterystyczne dla siedlisk uboższych (tab. 18, ryc. 96). Dodatkowo w obrębie stanowiska występują również gleby rdzawe. W profilu zaznacza się warstwowanie poziome w postaci kilku warstw wyróżnionych w poziomie skały macierzystej. Pod względem składu granulometrycznego badany profil sklasyfikowano, jako gleby piaszczyste. Przeważającą podgrupą granulometryczną są piaski luźne oraz słabogliniaste. Dodatkowo w środkowej części profilu występuje warstwa materiału zbudowanego z gliny lekkiej.

Tabela 18. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Kępa Oborska (arenosol)

Poziom genetyczny	Głębokość	D	Ww	P	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
	cm	g·cm^{-3}	%	%			
Ol	2-1	0,30*	-	-	6,12	5,84	-
Ofh	1-0	0,30*	-	-	5,37	5,06	-
A1	0-10	0,80	39,1	70	3,49	2,75	piasek słabogliniasty
AC	10-17	1,54	8,0	42	3,89	3,03	piasek luźny
2C	17-34	1,75	5,7	35	3,95	3,09	glina lekka
3C	34-40	1,60	2,7	39	4,37	3,41	piasek luźny
4C	pon. 40	1,69	14,5	36	4,70	3,92	piasek luźny

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007)

Mineralna część profilu charakteryzowała się bardzo silnie kwaśnym odczynem. W dwudzielnym poziomie organicznym zanotowano odczyn od silnie kwaśnego do słabo kwaśnego, co w przypadku próchnicy typu moder nie jest ogólnie przyjętą prawidłowością. Wysoka wilgotność charakteryzowała jedynie powierzchniowy poziom próchniczny (A1), co miało związek z bezpośrednim oddziaływaniem czynników atmosferycznych. W pozostałych poziomach do głębokości 40 cm, w tym również poziomie 2C o uziarnieniu gliny lekkiej, zaznaczały się wyraźne deficyty wody. Porowatość tej gleby wyraźnie spada wraz z głębokością od 70% w poziomie próchnicznym do 35-39% w poziomie skały macierzystej (tab. 18).

Sumaryczna miąższość poziomu próchnicznego wynosiła 17 cm, ale ze względu na charakter opadu roślinnego zawartość węgla organicznego jest niska w porównaniu z pozostałymi stanowiskami (tab. 19). W wyniku rozkładu świeżego materiału organicznego doszło natomiast do uwolnienia znacznej ilości azotu, co odzwierciedlają uzyskane wyniki i wyliczony wskaźnik C/N osiągający niską wartość 3 w poziomie A1. W głębszych poziomach stosunek C/N wzrasta do wartości charakterystycznych dla siedlisk o wzmożonej aktywności biologicznej. Zawartość metali ciężkich w poszczególnych poziomach mineralnych jest zbliżona do naturalnej, charakterystycznej dla utworów piaszczystych.

Tabela 19. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Kępa Oborska (arenosol)

Poziom genetyczny	Głębokość	Corg	Nt	C/N	Cu	Ni	Zn
	cm	$g \cdot kg^{-1}$	$g \cdot kg^{-1}$		$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$
Ol	2-1	458,6	26,9	17	10,7	12,0	53,3
Ofh	1-0	402,7	23,8	17	15,2	18,5	105,0
A1	0-10	10,8	4,0	3	3,9	2,8	13,8
AC	10-17	7,4	0,6	12	0,5	1,6	2,1
2C	17-34	5,5	0,5	11	4,6	10,8	28,6
3C	34-40	0,9	0,1	9	0,7	3,3	5,4
4C	pon. 40	0,2	0,05	4	0,3	1,9	2,1

ŁYCZYŃSKIE OLSZYNY

Gleby rdzawe gruntowo-glejowe (ryc. 96) oraz gleby glejowe typowe reprezentowały stanowisko Łyczyńskie Olszyny oraz tereny bezpośrednio przyległe do badanego płata. Na tym stanowisku w momencie prac terenowych, woda gruntowa występowała na głębokości 115 cm, co miało bezpośredni wpływ na uruchomienie procesu glejowego w dolnej części profilu gleb rdzawych gruntowo-glejowych oraz na powstanie gleb glejowych typowych. Cechy występujące w badanym profilu oraz wkopach kontrolnych świadczą o wahaniach poziomu wód gruntowych. Analizowany profil charakteryzował się uziarnieniem piasków gliniastych w poziomie próchnicznym oraz piasków luźnych w pozostałych poziomach, co jest układem charakterystycznym dla gleb rdzawych. Z racji uziarnienia gleby tego stanowiska przypisano do grupy gleb piaszczystych. Odczyn badanych poziomów, który w tym przypadku wahał się od bardzo silnie kwaśnego do kwaśnego, również nawiązuje do właściwości tego typu gleb. Wzrost pH wraz z głębokością może zależeć nie tylko od zawartości materii organicznej, ale również od kontaktu z wodą gruntową, która może mieć podwyższone pH.

Wilgotność w profilu była dość wyrównana i wahała się od 6,4 do 15,0% w poziomach mineralnych (tab. 20). Gęstość objętościowa generalnie wzrastała wraz głębokością, co jest uwarunkowane spadkiem zawartości materii organicznej. W dolnej części profilu obserwujemy nieznaczny spadek gęstości objętościowej, który wynika z większej zawartości fazy ciekłej w glebie. Jednocześnie w tym poziomie obserwujemy wzrost porowatości, która w całym profilu jest dość wyrównana (34-45%) (tab. 20).

Tabela 20. Wybrane właściwości fizyczne profilu na stanowisku Łyczyńskie Olszyny (gleba rdzawa gruntowo-glejowa)

Poziom genetyczny	Głębokość cm	D $g \cdot cm^{-3}$	Ww %	P %	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Podgrupa granulometryczna
Ol	2-1	0,30*	-	-	5,97	5,72	-
Ofh	1-0	0,30*	-	-	4,57	4,03	-
A	0-26	1,46	15,0	45	3,55	2,89	piasek gliniasty
Bv	26-50	1,75	6,4	34	4,29	3,61	piasek luźny
Cg1	50-70	1,75	11,8	34	5,14	4,60	piasek luźny
Cg2	pon. 70	1,68	14,7	36	5,24	4,86	piasek luźny

* wartość przyjęta za Borkiem (1983), Janowską i Czępińską-Kamińską (1983) oraz Karczewską i in. (2007)

Koncentracja węgla organicznego związana jest z powierzchniowymi poziomami gleby. Dwudzielny poziom organiczny (próchnica typu moder) charakteryzował się wysoką zawartością Corg oraz Nt (tab. 21). W poziomie próchnicznym o miąższości 26 cm zawartość Corg oraz Nt była jednak dość niska. W poziomach leżących poniżej poziomu A następuje zdecydowany spadek zawartości zarówno węgla organicznego, jak i azotu oraz zawężenie zakresu wskaźnika C/N. Stosunkowo niskie wartości C/N zanotowano również w poziomie organicznym, co ma swoje odzwierciedlenie w tempie dekompozycji materiału organicznego i tworzeniu się dość miąższego poziomu A (tab. 21).

Zawartość miedzi, niklu i cynku, podobnie jak w przypadku pozostałych stanowisk, nie przekracza dopuszczalnych norm (tab. 21).

Tabela 21. Wybrane właściwości chemiczne profilu na stanowisku Łyczyńskie Olszyny (gleba rdzawa gruntowo-glejowa)

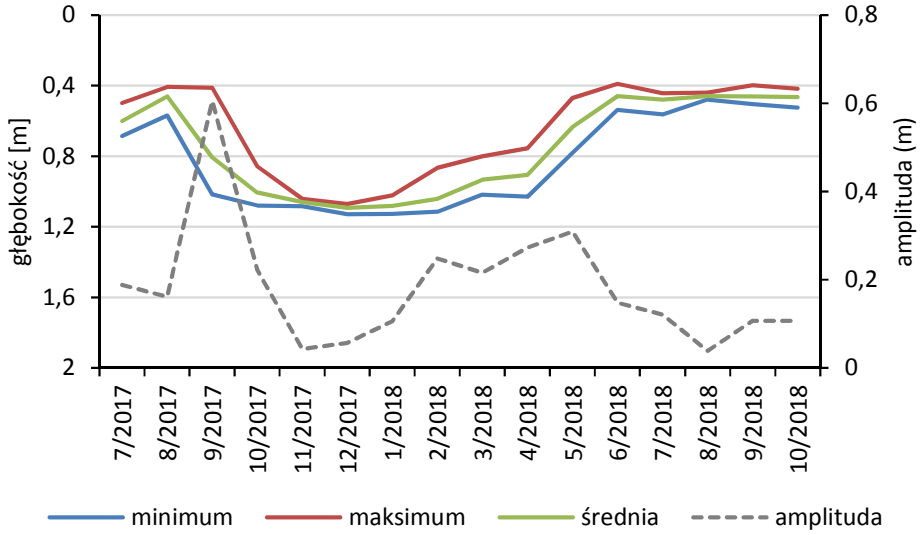
Poziom genetyczny	Głębokość cm	Corg $g \cdot kg^{-1}$	Nt $g \cdot kg^{-1}$	C/N	Cu $mg \cdot kg^{-1}$	Ni $mg \cdot kg^{-1}$	Zn $mg \cdot kg^{-1}$
Ol	2-1	426,8	26,1	16	13,2	17,4	65,8
Ofh	1-0	342,9	21,3	16	16,4	26,0	70,8
A	0-26	13,7	1,1	12	2,7	4,3	14,3
Bv	26-50	1,1	0,1	8	1,0	3,6	5,7
Cg1	50-70	0,5	0,05	10	0,8	2,2	2,7
Cg2	pon. 70	0,3	0,03	10	0,3	1,3	1,2

3.1.5. Warunki wodne

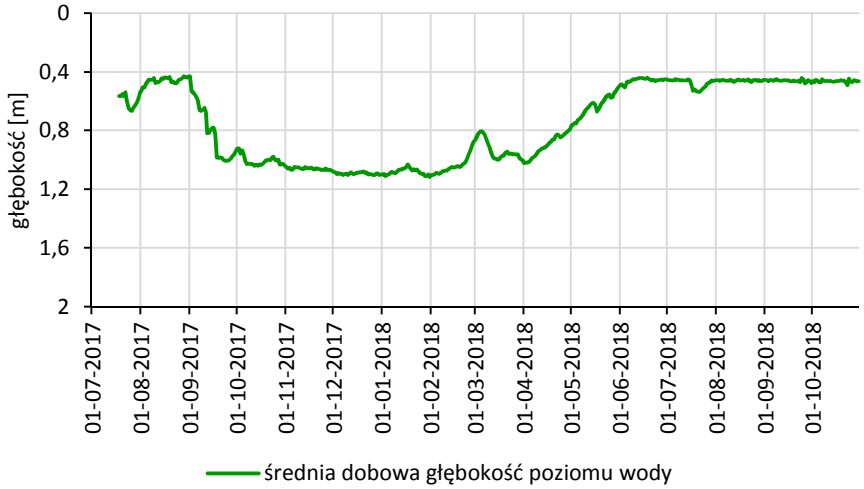
ARCIECHÓWEK

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 0,77 m a amplituda 0,73 m. Największa amplituda miesięczna (0,6 m) została zarejestrowana we wrześniu 2017 r. (ryc. 97). Najgłębiej poziom wody występował 13.12.2017 r. (1,12 m), najpłycej zaś 21.06.2018 r. (0,39 m).

Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody zarejestrowano w okresie 10.09.2017-14.05.2018 r. (~1,0 m) a najwyższe (~0,4 m) występowały w półroczach letnich, w okresie 06.08.2017-10.09.2017 r. oraz 23.05.2018-30.10.2018 r. (ryc. 98).



Ryc. 97. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Arciechówek (18.07.2017-30.10.2018 r.)

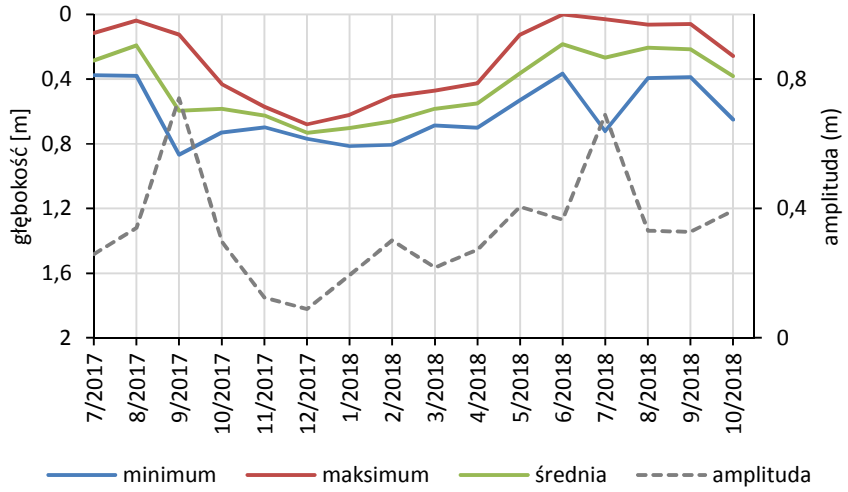


Ryc. 98. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Arciechówek (18.07.2017-30.10.2018 r.)

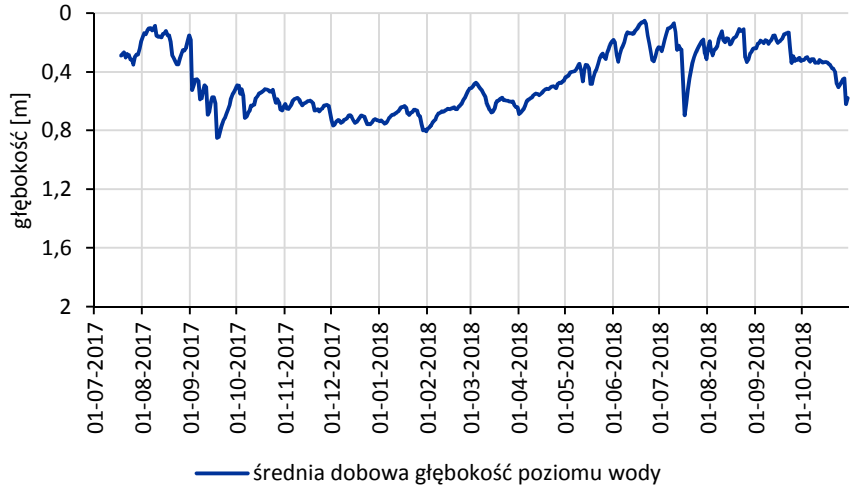
BIAŁOBRZEGI

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 0,46 m a amplituda 0,82 m. Największa amplituda miesięczna (0,74 m) została zarejestrowana we wrześniu 2017 r. (ryc. 99). Najgłębiej poziom wody występował 18.09.2017 r. (0,86 m), najpłycej zaś 21.06.2018 r., kiedy woda występowała na poziomie gruntu.

Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody, o wartościach poniżej średniej dla okresu badawczego (0,46 m), zarejestrowano w okresie 02.09.2017-09.05.2018 r. (~0,5-0,8m). Najwyższe średnie dobowe stany wody (~0,2 m) występowały w półroczach letnich, w okresie 02.08.2017-01.09.2017 r. oraz 30.05.2018-21.09.2018 r. (ryc. 100).



Ryc. 99. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Białobrzegi (18.07.2017-30.10.2018 r.)

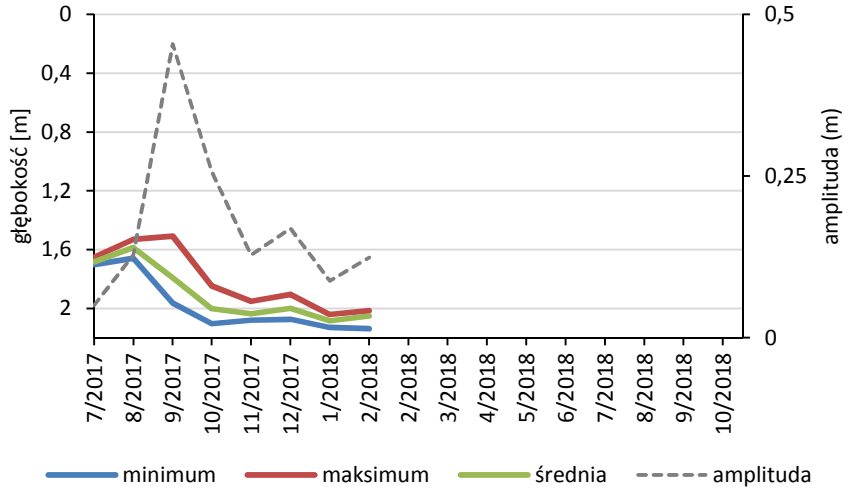


Ryc. 100. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Białobrzegi (18.07.2017-30.10.2018 r.)

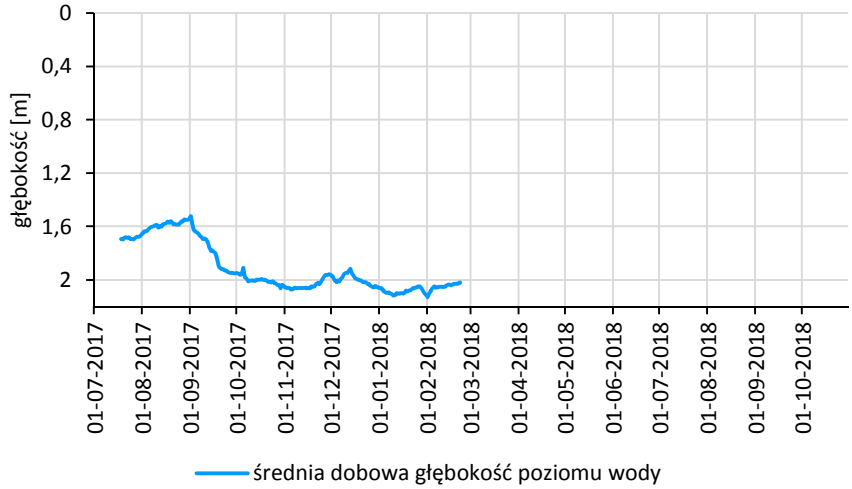
BIELINO

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 1,96 m a amplituda 0,36 m. Największa amplituda miesięczna (0,45 m) została zarejestrowana we wrześniu 2017 r. (ryc. 101). Najgłębiej poziom wody (2,13 m) występował 01.02.2018 r., najpłycej zaś 1.09.2017 r. (1,5 m).

Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody zarejestrowano w okresie 02.09.2017-22.02.2018 r. (~2,0 m) a najwyższe (~1,6 m) występowały w okresie 18.07.2017-01.09.2017 r. (ryc. 102).



Ryc. 101. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Bielino (18.07.2017-22.02.2018 r.)

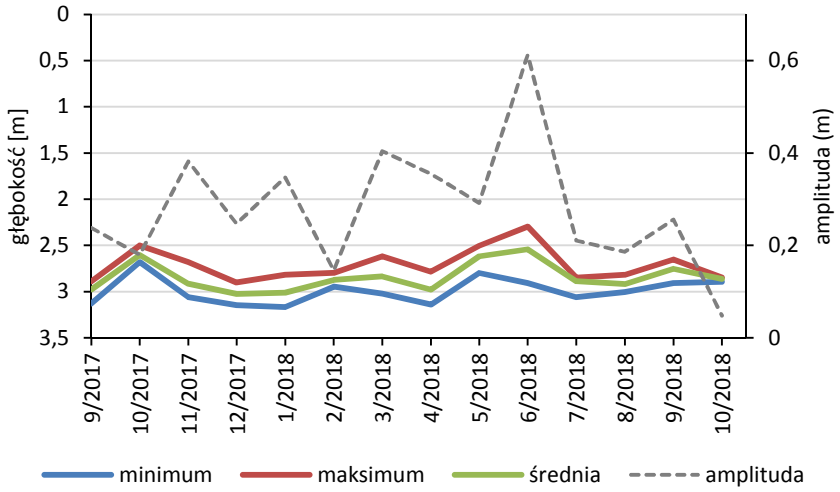


Ryc. 102. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Bielino (18.07.2017-22.02.2018 r.)

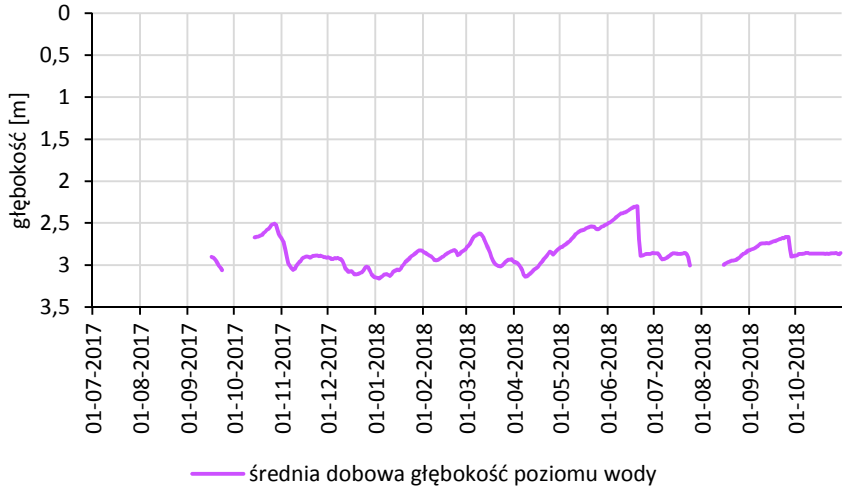
JABŁONNA

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 2,85 m a amplituda 0,42 m. Największa amplituda miesięczna (0,61 m) została zarejestrowana w czerwcu 2018 r. (ryc. 103).

Najgłębiej poziom wody występował 01.03.2018 r. (3,16 m), najpłycej zaś dn. 19.06.2018 r. (2,29 m). Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody zarejestrowano w okresie 01.11.2017-30.04.2018 r. (~3,0 m). Najwyższe średnie dobowe stany wody (~2,3-2,6 m) występowały w półroczu letnim, w okresie 06.2018-09.2018 r. W okresach 24.09.2017-13.10.2017 r. oraz 25.07.2018-16.08.2018 r. poziom wód gruntowych znajdował się poniżej rzędnej piezometru, dlatego nie było możliwe określenie jego dokładnej głębokości (ryc. 104).



Ryc. 103. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Jabłonna (16.09.2017-30.10.2018 r.)

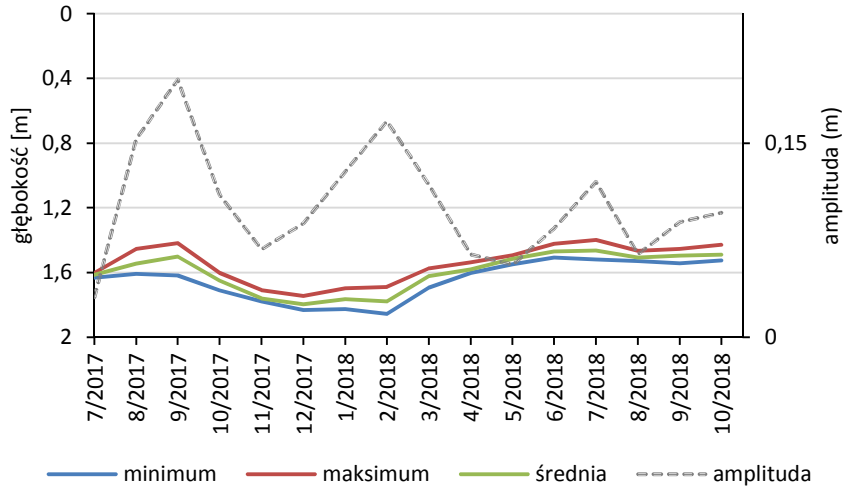


Ryc. 104. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Jabłonna (16.09.2017-30.10.2018 r.)

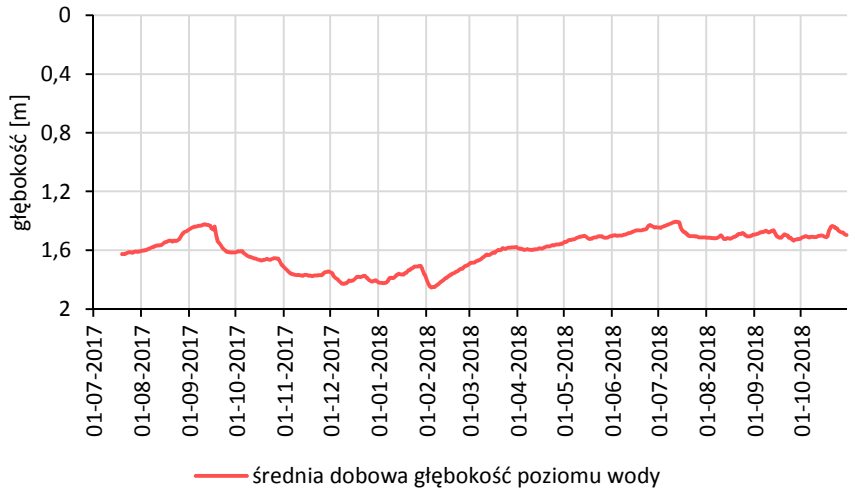
Kępa Oborska

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 1,6 m a amplituda 0,43 m. Największą amplitudę miesięczną zarejestrowano we wrześniu 2017 r. (0,19 m) (ryc. 105). Najgłębiej poziom wody występował 04.02.2018 r. (1,85 m), najpłycej zaś 11.07.2017 r. (1,39 m).

Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody (~1,80 m), o wartościach poniżej średniej dla okresu badawczego, zarejestrowano w okresie 22.09.2018-03.11.2018 r. Najwyższe średnie dobowe stany wody (~1,40 m) występowały w miesiącach 09.2017 i 07.2018 r. (ryc. 106).



Ryc. 105. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Kępa Oborska (19.07.2017-30.10.2018 r.)

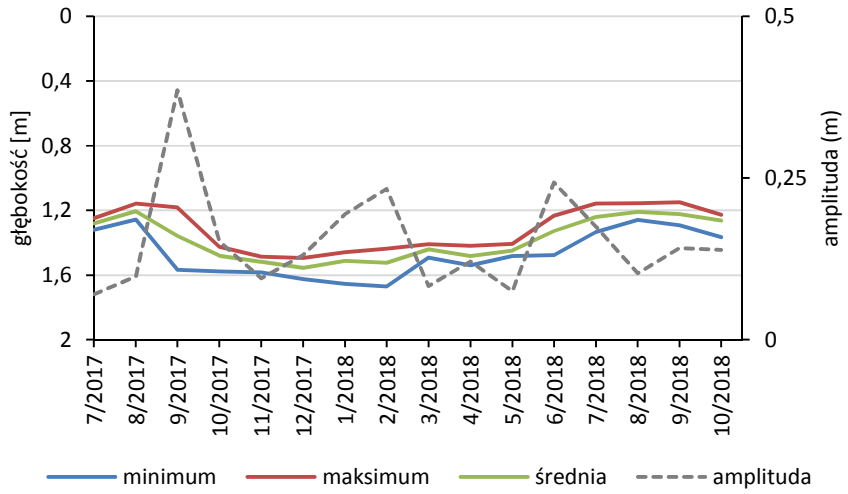


Ryc. 106. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Kępa Oborska (19.07.2017-30.10.2018 r.)

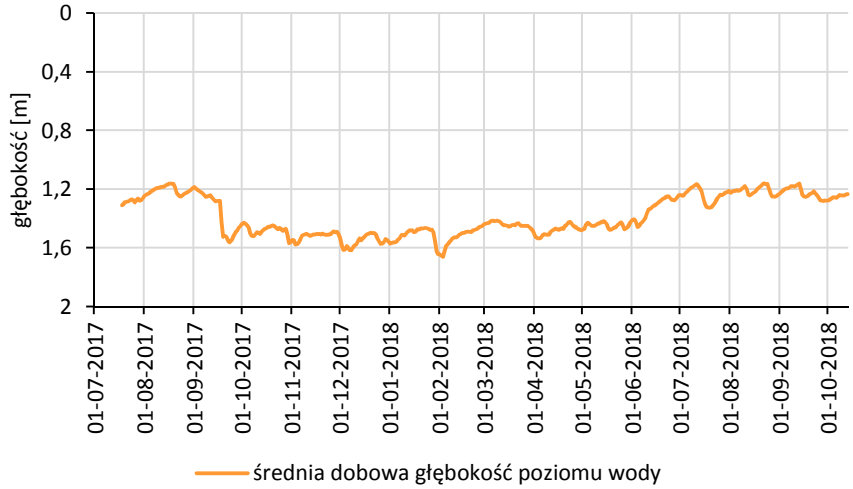
Łyczyńskie Olszyny

Średnia głębokość poziomu wody w badanym okresie wynosiła 1,38 m a amplituda 0,49 m. Największą amplitudę miesięczną (0,38 m) zarejestrowano we wrześniu 2017 r. (ryc. 107). Najgłębiej poziom wody występował 03.02.2018 r. (1,67 m), najpłycej zaś 12.09.2018 r. (1,15 m).

Najniższe średnie dobowe wartości stanów wody, o wartościach poniżej średniej dla okresu badawczego (1,38 m), zarejestrowano w okresie 15.09.2017-11.06.2018 r. (~1,5-1,6 m). Najwyższe średnie dobowe stany wody (~1,2 m) występowały w okresie 18.07.2017-14.09.2017 r. oraz 18.06.2018-30.10.2018 r. (ryc. 108).



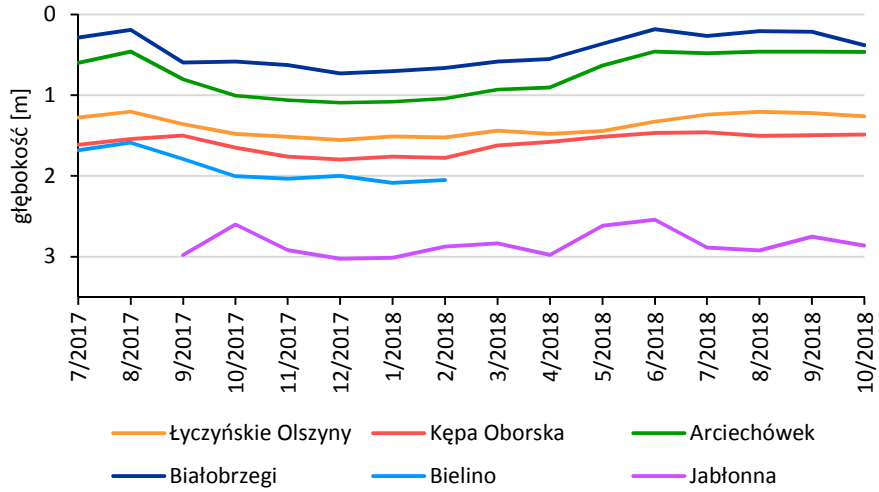
Ryc. 107. Wykres średnich, minimalnych, maksymalnych i amplitud głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchni badawczej Łyczyńskie Olszyny (18.07.2017-30.10.2018 r.)



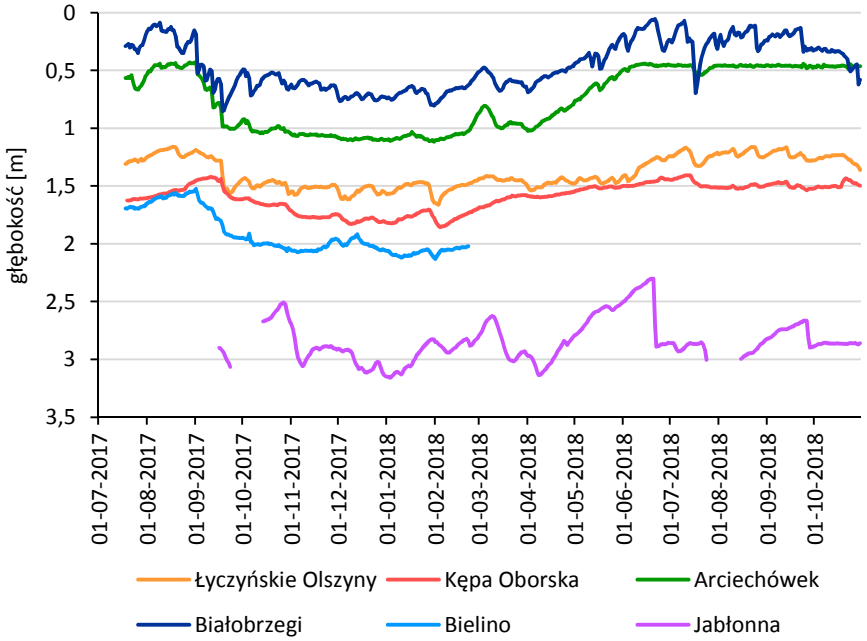
Ryc. 108. Wykres średnich dobowych głębokości wód gruntowych na powierzchni badawczej Łyczyńskie Olszyny (18.07.2017-30.10.2018 r.)

Analiza zmian poziomu wody w piezometrach zlokalizowanych w płatach lasów łęgowych w dolinie Wisły wykazała, iż najniższe stany wody rejestrowane były w miesiącach zimowych (ryc. 109). Najpłycej zwierciadło wód gruntowych występowało w Białobrzegach, najgłębiej zaś w Jabłonnie (ryc. 110).

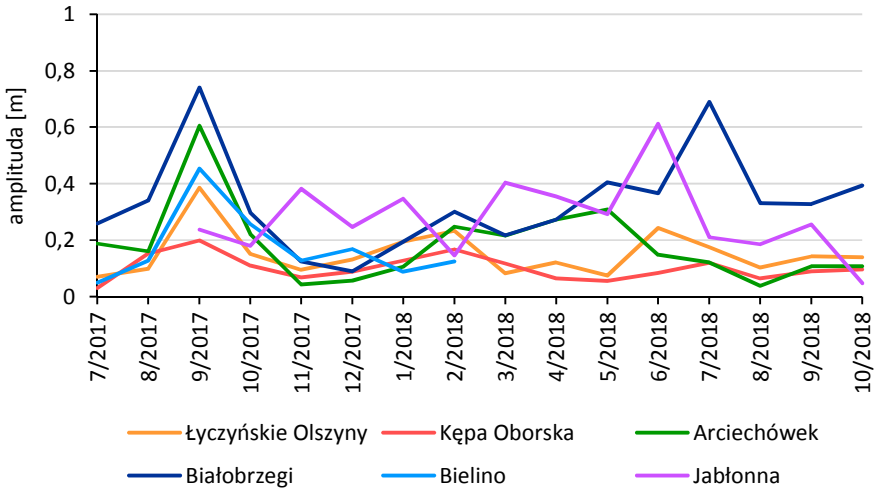
Największą amplitudę wahań poziomu wody na wszystkich powierzchniach z wyjątkiem Jabłonny zanotowano we wrześniu 2017 r. a najniższą w listopadzie i grudniu 2017 r. (ryc. 111).



Ryc. 109. Wykres średnich głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy na powierzchniach badawczych Łyczyńskie Olszyny, Kępa Oborska, Jabłonna, Arciechówek, Białobrzegi, Bielino (18.07.2017-30.10.2018 r.)



Ryc. 110. Wykres średnich dobowych wartości głębokości wód gruntowych na powierzchniach badawczych: Łyczyńskie Olszyny, Kępa Oborska, Jabłonna, Arciechówek, Białobrzegi, Bielino (18.07.2017-30.10.2018 r.)



Ryc. 111. Zmiany amplitudy głębokości wód gruntowych dla poszczególnych miesięcy, na powierzchniach badawczych: Łyczyńskie Olszyny, Kępa Oborska, Jabłonna, Arciechówek, Białobrzegi, Bielino (18.07.2017-30.10.2018 r.)

Zależności między poziomem wód gruntowych i stanem wody w Wiśle

Jednym z założeń przeprowadzonych badań było sprawdzenie, czy zmiany poziomu wody gruntowej na powierzchniach badawczych są skorelowane ze zmianami poziomu wody w Wiśle. Do analizy wykorzystano dane z 4 stanowisk wodowskazowych (tab. 22).

Tabela 22. Zestawienie powierzchni badawczych z wodowskazami, z których dane zostały wykorzystane do korelacji poziomu wody gruntowej z poziomem wody w Wiśle

Nazwa powierzchni badawczej	Lokalizacja wodowskazu
Arciechówek	Wyszogród
Białobrzegi, Bielino	Kępa Polska
Jabłonna	Warszawa – Bulwary
Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny	Warszawa – Nadwilanówka

Pierwszym etapem analizy było sprawdzenie, czy ciągi danych maja rozkład normalny. Do analiz statystycznych wykorzystano oprogramowanie PAST 2.17. Wyniki testów normalności rozkładów wskazały, że zarówno średnie dobowe wartości poziomu wody w piezometrach na wszystkich powierzchniach badawczych, jak i średnie dobowe poziomu wody w Wiśle zarejestrowanego na wodowskazach charakteryzują się rozkładem normalnym. Dlatego do określenia korelacji poziomu wody gruntowej z poziomem wody w Wiśle wykorzystano współczynnik korelacji Pearsona. Sprawdzono korelację zmiennych dla całego okresu badań, jak również oddzielnie w trakcie półrocza zimowego roku hydrologicznego 2018 (11.2017-04.2018 r.) oraz półrocza letniego (05.2018-10.2018 r.). Współczynniki korelacji pomiędzy dwoma zmiennymi przedstawiono w tabelach 23, 24, 25.

Tabela 23. Wartości współczynników korelacji Pearsona pomiędzy poziomem wody na powierzchniach badawczych i w Wiśle dla całego okresu objętego badaniami; wszystkie korelacje są istotne statystycznie

Nazwa powierzchni	Współczynnik korelacji
Arciechówek	0,89
Białobrzegi	0,79
Bielino	0,89
Jabłonna	0,54
Kępa Oborska	0,72
Łyczyńskie Olszyny	0,76

Tabela 24. Wartości współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy poziomem wody na powierzchniach badawczych i w Wiśle dla półrocza zimowego roku hydrologicznego 2018 (1.11.2017-30.04.2018 r.); wszystkie korelacje są istotne statystycznie

Nazwa powierzchni	Współczynnik korelacji
Arciechówek	0,27
Białobrzegi	0,33
Bielino*	-
Jabłonna	0,56
Kępa Oborska	0,37
Łyczyńskie Olszyny	0,48

* brak danych dla powierzchni Bielino spowodowany jest kradzieżą czujnika HOBO z piezometru i przerwaniem pomiarów

Tabela 25. Wartości współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy poziomem wody na powierzchniach badawczych i w Wiśle dla półrocza letniego roku hydrologicznego 2018 (1.05.2018-31.10.2018 r.); wszystkie korelacje są istotne statystycznie poza powierzchnią w Jabłonnie i Białobrzegach

Nazwa powierzchni	Współczynnik korelacji
Arciechówek	0,55
Białobrzegi	0,14
Bielino*	-
Jabłonna	0,04
Kępa Oborska	0,22
Łyczyńskie Olszyny	0,14

* brak danych dla powierzchni Bielino spowodowany jest kradzieżą czujnika HOBO z piezometru i przerwaniem pomiarów

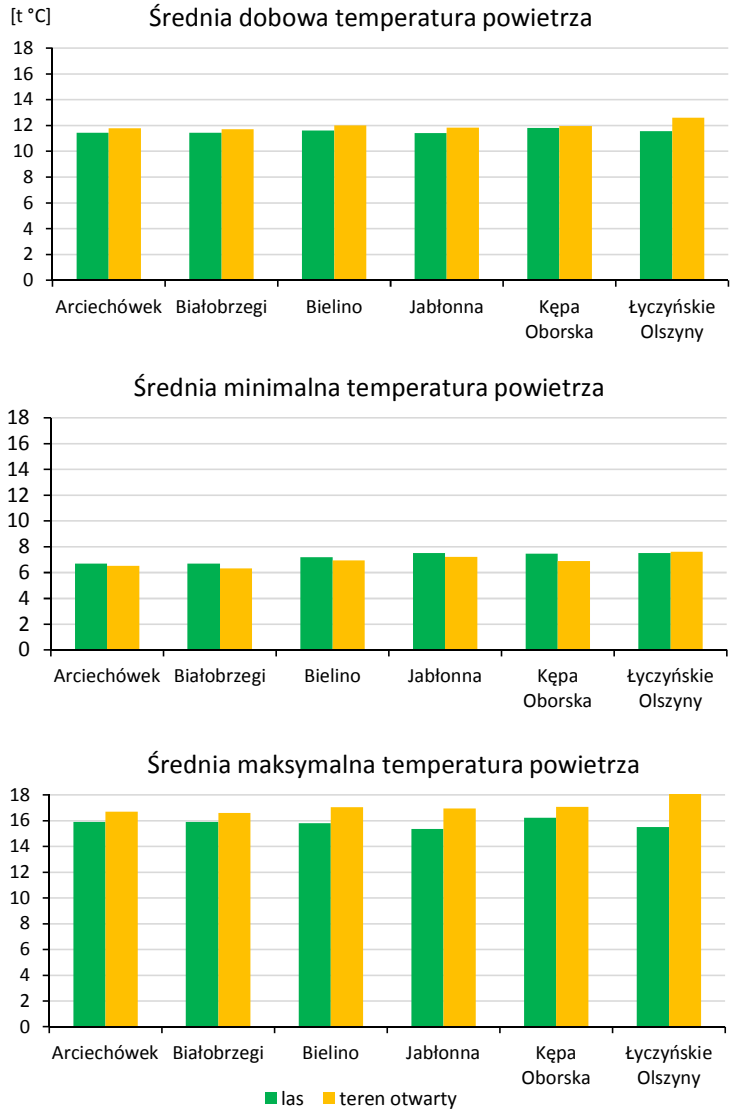
Analiza korelacji poziomu wody gruntowej na powierzchniach badawczych z poziomem wody w Wiśle w całym okresie badawczym wykazała, iż istnieje zależność między badanymi wartościami. Wartości współczynnika korelacji mieszczą się w przedziale 0,89-0,54, co oznacza bardzo wysoką korelację między danymi; wszystkie wyniki są istotne statystycznie (tab. 23). W półroczu zimowym roku hydrologicznego 2018 na wszystkich powierzchniach poziom wody gruntowej był dodatnio skorelowany z poziomem wody w Wiśle. Wartości współczynnika wskazują na słabą korelację w Arciechówku (0,3), przeciętną w Białobrzegach, Kępie Oborskiej i Łyczyńskich Olszynach (0,3-0,5) oraz wysoką w Jabłonnie (0,6). W półroczu

letnim natomiast korelacja istotna statystycznie wystąpiła tylko na trzech powierzchniach badawczych: Kępie Oborskiej i Łyczyńskich Olszynach (słaba) oraz Arciechówku (wysoka).

Słabe lub nieistotne korelacje wskazują, że silniejszy wpływ na poziom wód gruntowych mogą mieć inne czynniki, jak np. wysokość opadów atmosferycznych.

3.1.6. Warunki topoklimatyczne

Średnia dobowa temperatura powietrza w okresie badań terenowych ($t_{śr}$) na powierzchniach leśnych wahała się od 11,4°C na stanowisku w Jabłonnie do 11,8°C w Kępie Oborskiej. Średnie warunki termiczne w analizowanych miejscach różniły się od siebie w sposób nieznaczny. Najchłodniejsze stanowisko w terenie otwartym znajdowało się w Białobrzegach (średnia z całego okresu pomiarów 11,7°C). Najcieplejsza była niezadrzewiona powierzchnia w Łyczyńskich Olszynach (średnia 12,6°C), gdzie dochodziło do dużego nagrzania w ciągu dnia (ryc. 112).



Ryc. 112. Średnia dobowa, minimalna oraz maksymalna temperatura powietrza na badanych powierzchniach (06.2017-10.2018 r.)

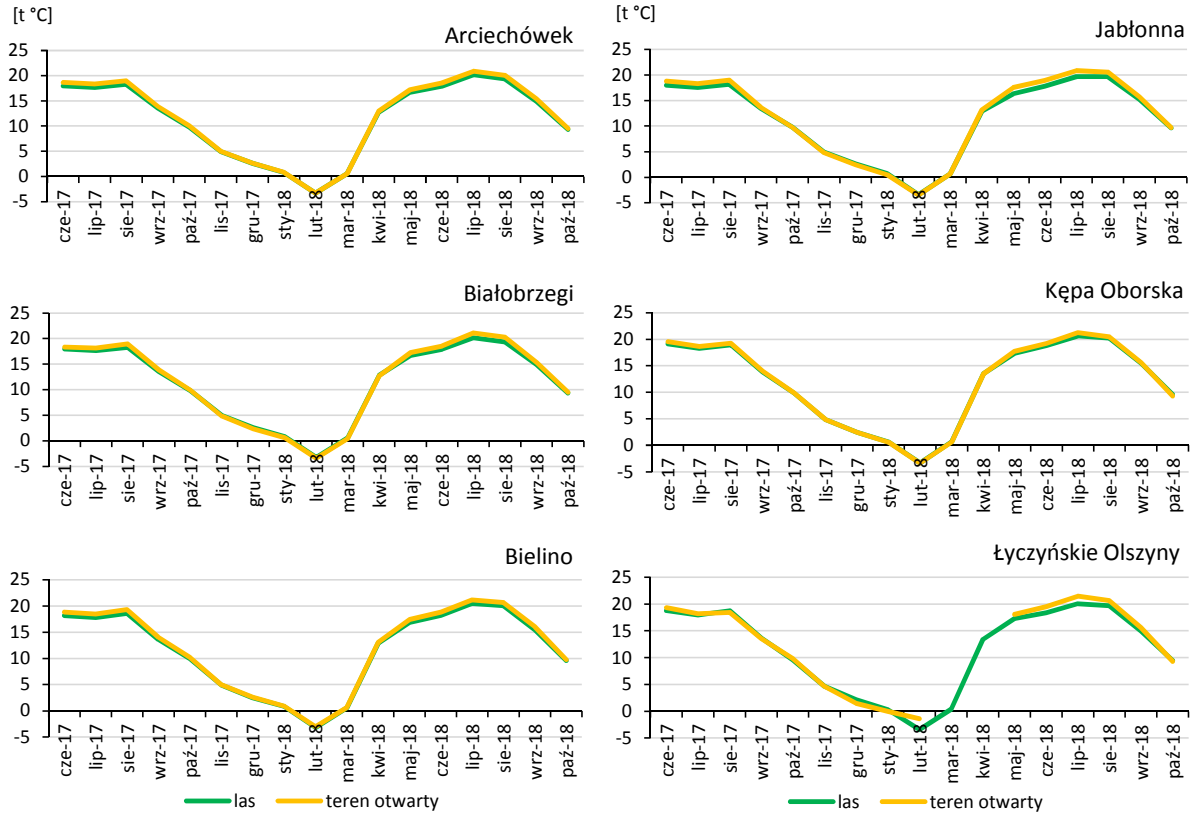
W przypadku średniej temperatury minimalnej rozpatrywanej dla całego okresu pomiarowego obserwowano nieco większe różnice pomiędzy stanowiskami zarówno na powierzchniach leśnych (6,7°C – Arciechówek, 7,5°C – Łyczyńskie Olszyny), jak i w terenie otwartym (6,3°C – Białobrzegi, 7,6°C – Łyczyńskie Olszyny). W przypadku średniej temperatury minimalnej (t_{min} – najniższa w ciągu doby, notowana zazwyczaj nad ranem) niższe wartości obserwowano w terenie otwartym aniżeli na powierzchniach leśnych. Świadczy to o mniejszym wychładzaniu terenów leśnych, a więc o łagodniejszym klimacie w stosunku do powierzchni niezadrzewionych.

Temperatura maksymalna (t_{max}) wykazywała większe zróżnicowanie pomiędzy różnymi formami zagospodarowania terenu. W tym przypadku znacznie wyższe wartości notowano w terenie otwartym. Najczęściej w ciągu dnia najcieplejsze było eksponowane na promieniowanie słoneczne stanowisko w Kępie Oborskiej, gdzie w terenie otwartym średnia maksymalna wartość temperatury powietrza wyniosła 17,1°C, a w płacie łęgowym 16,6°C. Pozostałe zacienione stanowiska leśne były również chłodniejsze. Największe różnice pomiędzy stanowiskami zacienionym i niezacienionym zanotowano w Jabłonnie, gdzie różnica wyniosła 1,6°C (ryc. 112). Najniższa temperatura maksymalna cechowała stanowisko leśne w Jabłonnie, w bezpośrednim sąsiedztwie Wisły. Może to być spowodowane znacznie starszym drzewostanem na tej powierzchni i osłabieniem, szczególnie w okresie letnim, dopływu promieniowania słonecznego do dna lasu.

Na ryc. 113 porównano wartości średniej temperatury dobowej w poszczególnych miesiącach na stanowiskach reprezentujących powierzchnie łęgów jesionowo-wiązowych w stosunku do warunków panujących na terenach niezadrzewionych. Jak już wspomniano, w chłodnej porze roku różnice pomiędzy stanowiskiem położonym w lesie, a punktem reprezentującym teren otwarty są niewielkie i często kształtują się na poziomie 0,1-0,3°C. Brak szaty roślinnej eliminuje jeden z głównych czynników osłabiających dopływ do powierzchni ziemi bezpośredniego promieniowania słonecznego, co ma bezpośredni wpływ na nagrzewanie się powierzchni ziemi i oddziaływanie na temperaturę powietrza. W tym okresie istotniejszą rolę odgrywają czynniki makroskalowe w postaci typu cyrkulacji i masy powietrza. W momencie pojawienia się pierwszych liści obserwowane są większe różnice w wartościach temperatury powietrza na powierzchniach leśnych w stosunku do terenów otwartych. Nieznacznie cieplejsze są tereny otwarte. Największe różnice wystąpiły w szczycie sezonu wegetacyjnego tzn. w lipcu na stanowiskach: Białobrzegi (0,97°C), Jabłonna (1,22°C) i Łyczyńskie Olszyny (1,4°C).

Analiza wartości uśrednionych z całego okresu pomiarowego daje ogólny obraz warunków termicznych oraz umożliwia uchwycenie różnic pomiędzy stanowiskami pomiarowymi. Więcej informacji uzyskuje się na podstawie analizy wyników z całego badanego okresu. Na ryc. 114 przedstawiono przebieg wartości średniej dobowej temperatury powietrza dla poszczególnych miesięcy. Okres pomiarowy obejmował w sumie 16 miesięcy i trwał od czerwca 2017 do października 2018 r. Pozwoliło to na uzyskanie wyników dla dwóch sezonów wegetacyjnych w dwóch kolejnych latach, o bardzo różnych warunkach meteorologicznych. Rok 2017 był ciepły, ale bardzo deszczowy, co związane było z dużą liczbą dni poochmurnych oraz ograniczeniem dopływu bezpośredniego promieniowania słonecznego. Rok 2018 był wyjątkowo gorący i suchy. W związku z tym w miesiącach

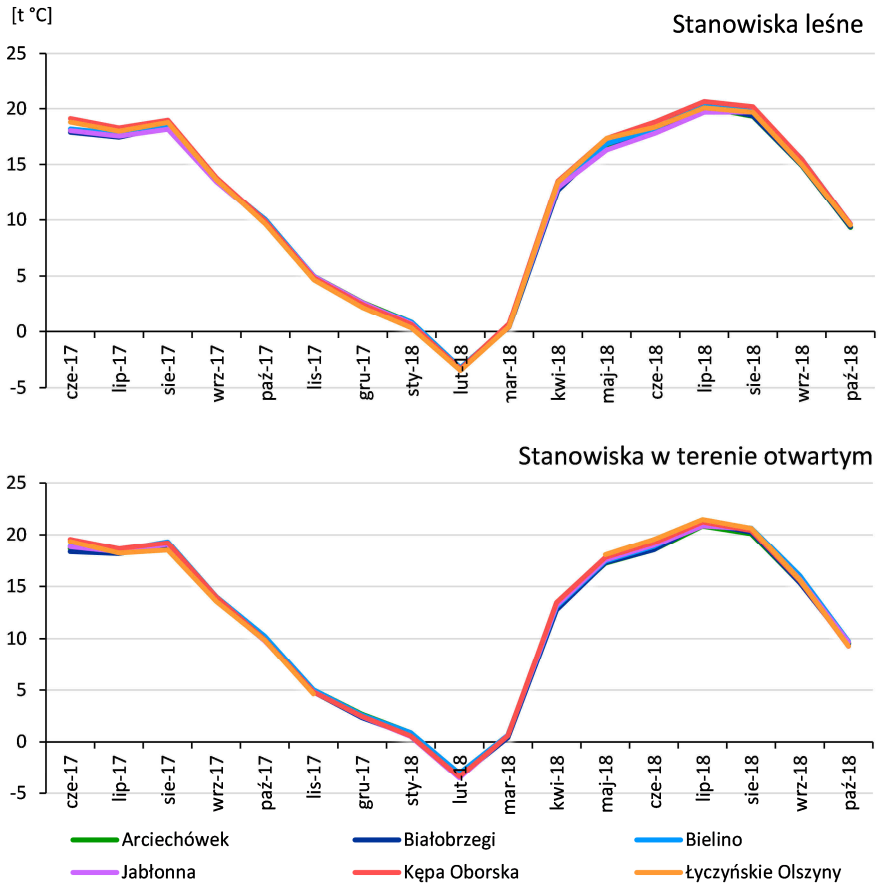
letnich 2017 r. notowano niższe wartości średniej temperatury powietrza aniżeli w analogicznym okresie 2018 r. Najwyższa średnia miesięczna wartość temperatury dobowej wystąpiła w lipcu 2018 r. i wynosiła od 19,7°C w Jabłonnie do 20,6°C w Kępie Oborskiej. Lipiec 2017 r. nie był najcieplejszym miesiącem roku (nieco cieplejsze były czerwiec i sierpień), co jak już wspomniano było spowodowane dużą liczbą dni pochmurnych. Średnia temperatura dobowa w lipcu 2017 r. w stosunku do lipca 2018 r. była niższa o 2°C w Łyczyńskich Olszynach, podczas gdy w Bielinie różnica ta wyniosła 2,9°C.



Ryc. 113. Średnia dobowa temperatura powietrza na wybranych stanowiskach wewnątrz lasu i w terenie otwartym (06.2017-10.2018 r.)

W ciągu roku na stanowiskach leśnych zauważalne różnice w warunkach termicznych są związane z okresem wegetacyjnym i zależą od stopnia rozwinięcia szaty roślinnej. Widoczne jest to szczególnie w miesiącach letnich, co zostało wykazane na podstawie analizy wartości średniej dobowej temperatury lipca. W miesiącach, w których brak jest ulistnienia, różnice warunków termicznych pomiędzy stanowiskami nie są już tak wyraźne. W lutym 2018 r. na powierzchniach leśnych różnice średniej wartości dobowej temperatury powietrza sięgają zaledwie 0,2°C.

Przebieg średniej dobowej temperatury powietrza na stanowiskach otwartych cechuje się mniejszymi różnicami pomiędzy nimi (ryc. 115), chociaż, podobnie jak na stanowiskach leśnych, są one bardziej zauważalne w ciepłej porze roku aniżeli w chłodnej. W lipcu 2017 r. najwyższe wartości średniej temperatury dobowej notowano na stanowisku Kępa Oborska (18,6°C), a najniższe w Białobrzegach (18,2°C). W 2018 r. najcieplejszy lipiec był w Łyczyńskich Olszynach (21,5°C), a najchłodniejszy w Jabłonnie (20,9°C).



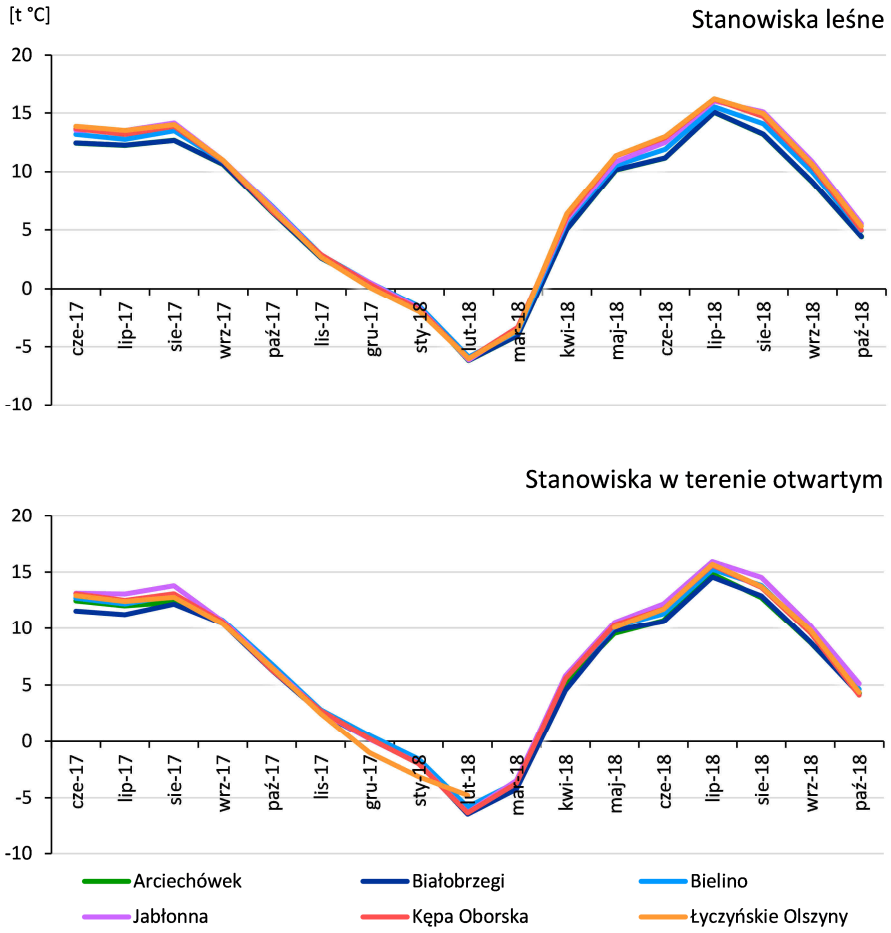
Ryc. 114. Przebieg średniej dobowej temperatury powietrza (06.2017-10.2018 r.)

Analizując przebieg średnich wartości temperatury minimalnej wyraźnie zaznacza się sezonowość. Okres, w którym roślinność pozbawiona jest ulistnienia cechuje się niewielkimi różnicami temperatury minimalnej. Dotyczy to zarówno stanowisk leśnych, jak i położonych w terenie otwartym. Począwszy od kwietnia do września w przebiegu wartości temperatury minimalnej uwidaczniają się cechy indywidualne poszczególnych powierzchni (ukształtowanie terenu, pokrycie szatą roślinną) znajdujące odzwierciedlenie w wartościach temperatury minimalnej. Roślinność powoduje mniejsze wychłodzenie, co przejawia się wyższymi wartościami temperatury minimalnej na stanowiskach leśnych w stosunku do powierzchni otwartych. Klimat jest przez to łagodniejszy.

W codziennej aktywności człowieka, jak i dla prawidłowego funkcjonowania szaty roślinnej, ważne są warunki termiczne podczas godzin dziennych. Są one reprezentowane prze maksymalną temperaturę dobową (t_{max}). Jej największe średnie wartości notuje się na terenach otwartych, szczególnie w czasie dni słonecznych (ryc. 116).

Najwyższe wartości średniej temperatury maksymalnej obserwowane były w lipcu i sierpniu (w obydwu latach), najniższe zaś w lutym. W okresie od września do kwietnia, przebiegi miesięczne średniej maksymalnej temperatury powietrza pomiędzy stanowiskami niewiele się od siebie różnią. Dotyczy to zarówno powierzchni leśnych, jak i terenów niezadrzewionych. W okresie wegetacyjnym nieco większe różnice średniej wartości maksymalnej temperatury powietrza obserwowane są na powierzchniach leśnych niż w terenie otwartym. W sierpniu 2018

r. na stanowiskach leśnych średnia wartość temperatury maksymalnej wahała się od 24,1°C w Łyczyńskich Olszynach do 25,8°C w Kępie Oborskiej, a na stanowiskach niezadrzewionych od 26,0°C w Łyczyńskich Olszynach do 27,5°C w Bielinie.



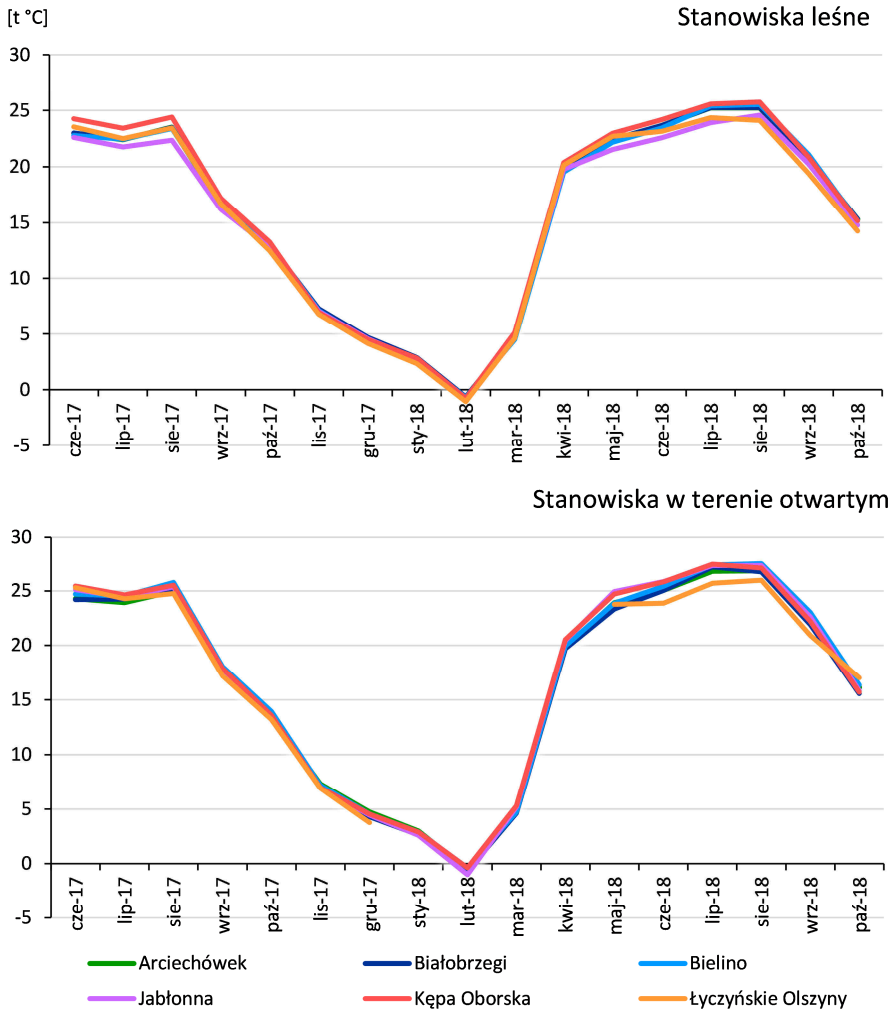
Ryc. 115. Przebieg średniej minimalnej temperatury powietrza (06.2017-10.2018 r.)

Ważnym elementem klimatu, wpływającym nie tylko na odczuwanie bodźców termiczno-wilgotnościowych, ale także na tworzenie się niekorzystnych zjawisk pogodowych i aerosanitarnych (mgły radiacyjne, stagnacja zanieczyszczeń w przygruntowej warstwie powietrza) jest wilgotność powietrza (ryc. 117).

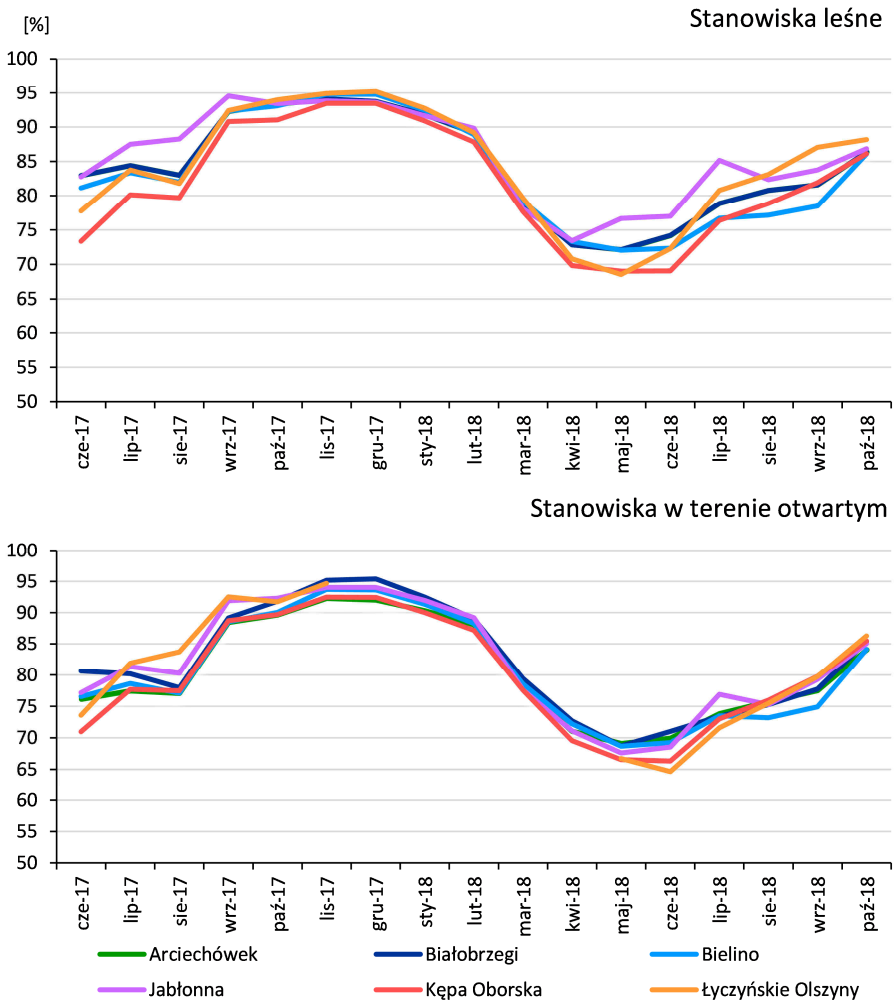
Średnia wilgotność względna z okresu pomiarów wykazywała dużą zmienność w czasie i niewielkie zróżnicowanie między stanowiskami. Podobnie jak w przypadku przebiegu temperatury powietrza, w chłodnej porze roku (listopad-marzec), pomiędzy stanowiskami obserwowano niewielkie zróżnicowanie wilgotności względnej. W punktach pomiarowych usytuowanych poza płatami łęgowymi, również w okresie letnim różnice między stanowiskami były niewielkie. Pomiędzy stanowiskami największe różnice średniej dobowej wilgotności powietrza wystąpiły na powierzchniach leśnych i sięgały czasami 10%.

W przebiegu rocznym największe jej wartości na stanowiskach leśnych notowano od września do grudnia (90-95%), a na terenach niezadrzewionych od listopada do grudnia. Najmniejsze wartości wilgotności względnej powietrza na badanych powierzchniach płatów łęgów jesionowo-wiązowych notowano od kwietnia do czerwca (70-75%), a na stanowiskach

otwartych w czerwcu (65-70%). Naturalny parasol utworzony z liści skutecznie chronił przed wysuszaniem powietrza i powierzchni ziemi umożliwiając prawidłowy rozwój roślin w szczycie sezonu wegetacyjnego.



Ryc. 116. Przebieg średniej maksymalnej temperatury powietrza (06.2017-10.2018 r.)



Ryc. 117. Przebieg średniej dobowej wilgotności względnej powietrza (06.2017-10.2018 r.)

3.1.7. Bogactwo gatunkowe bezkręgowców

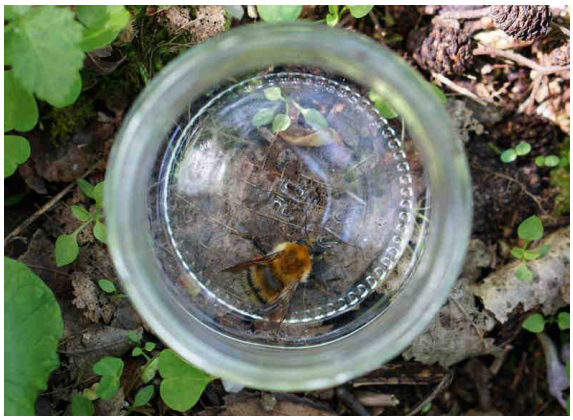
Zgrupowanie *Bombus*

Na sześciu badanych powierzchniach lasu łęgowego jesionowo-wiązowego zanotowano występowanie łącznie 9 gatunków trzmieli: *Bombus hortorum* (Linnaeus, 1758) (ryc. 118), *B. hypnorum* (Linnaeus, 1758), *B. lapidarius* (Linnaeus, 1758), *B. lucorum* (Linnaeus, 1761), *B. pascuorum* (Scopoli, 1763) (ryc. 119), *B. pratorum* (Linnaeus, 1758) (ryc. 120), *B. ruderarius* (Müller, 1776) (ryc. 121), *B. sylvarum* (Linnaeus, 1761) (ryc. 122), *B. terrestris* (Linnaeus, 1758) oraz 1 gatunku trzmielca *B. bohemicus* (Seidl, 1837). Na poszczególnych powierzchniach odnotowano od 5 do 6 gatunków (ryc. 123).

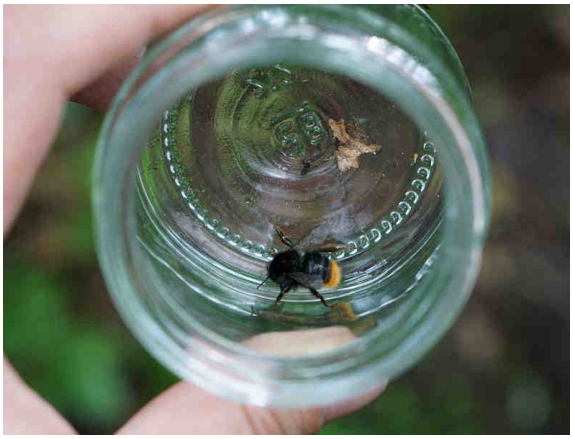
Największą ogólną liczebnością wyróżniały się *B. terrestris*, *B. pascuorum* i *B. pratorum*, z kolei jedynie pojedyncze sztuki zaobserwowano w przypadku *B. ruderarius*, *B. lapidarius*, *B. sylvarum* i *B. bohemicus*.

Ryc. 118. *Bombus hortorum* na powierzchni Kępa Oborska (fot. A. Affek, 27.04.2018 r.)

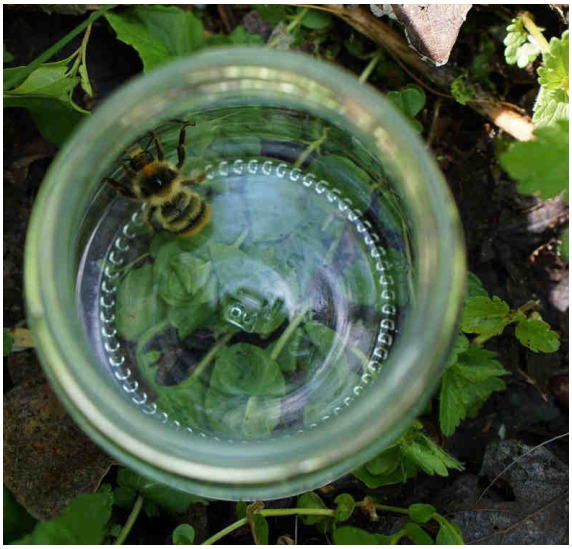
Ryc. 120. *Bombus pratorum* na powierzchni Łyczyńskie Olszyny (fot. A. Affek, 22.06.2017 r.)



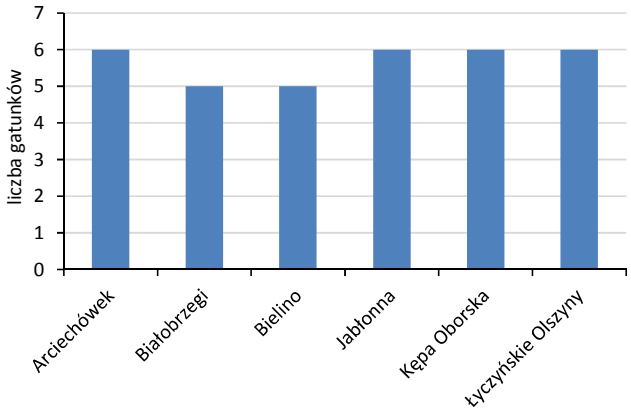
Ryc. 119. *Bombus pascuorum* na powierzchni Łyczyńskie Olszyny (fot. A. Affek, 27.04.2018 r.)



Ryc. 121. *Bombus ruderarius* na powierzchni Bielino (fot. A. Affek, 04.07.2017 r.)



Ryc. 122. *Bombus sylvarum* na powierzchni Kępa Oborska (fot. A. Affek, 27.04.2018 r.)



Ryc. 123. Liczba gatunków trzmieli na poszczególnych powierzchniach badawczych odnotowanych w trakcie badań marszrutowych i odłowionych do pułapek barwnych

Wszystkie odnotowane osobniki należą do gatunków pospolicie lub bardzo pospolicie występujących w Polsce, o zróżnicowanych preferencjach siedliskowych: od muraw i łąk zaczynając, przez ogrody i parki, na lasach i borach kończąc (tab. 26). Samice, mierzące zależnie od gatunku od 13 do 23 mm, zakładają gniazda podziemne lub napowierzchniowe, głównie w opuszczonych norach gryzoni i gniazdach ptaków. Aktywność sezonowa imago rozpoczyna się od marca do maja i kończy od sierpnia do października.

Tabela 26. Długość ciała [mm], rozsiedlenie i bionomia gatunków trzmieli odnotowanych na powierzchniach badawczych

Gatunek	Długość ciała królowych	Rozprzestrzenienie	Występowanie w Polsce	Preferowane siedliska	Gniazda	Aktywność imago
B. hortorum	17-22	palearktyczny region	pospolity	świeże łąki, wiejskie ogrody	podziemne i napowierzchniowe w gniazdach ptaków	IV-IX
B. hypnorum	15-23	palearktyczny i orientalny region oraz na skraju Arktyki	pospolity	antropogeniczne	napowierzchniowe	IV-VIII
B. lapidarius	18-22	palearktyczny region	b. pospolity	murawy	podziemne, rzadko napowierzchniowe	III-X
B. lucorum	18-21	arktyczny, palearktyczny, orientalny i nearktyczny region	pospolity	lasy, parki i zadrzewienia	podziemne w norach gryzoni	IV-IX
B. pascuorum	13-18	palearktyczny region	b. pospolity	antropogeniczne	napowierzchniowe lub podziemne	IV-X
B. pratorum	15-17	palearktyczny region i na skraju Arktyki	pospolity	bory mieszane	podziemne lub napowierzchniowe w gniazdach ptaków	III-X
B. ruderarius	14-18	palearktyczny region	pospolity	murawy	podziemne	IV-IX
B. sylvarum	15-18	palearktyczny region	pospolity	parki oraz ekotony z borami i lasami	podziemne lub napowierzchniowe w gniazdach gryzoni	IV-IX
B. terrestris	20-23	palearktyczny region	b. pospolity	antropogeniczne	podziemne w norach gryzoni	III-X
B. bohemicus	18-20	palearktyczny i orientalny region oraz na skraju Arktyki	pospolity	lasy, zadrzewienia	pasożytuje w gniazdach *B. lucorum*	V-IX

Opracowano na podstawie: Pawlikowski, Pawlikowski (2012)

Trzmiele na powierzchniach badawczych obserwowane były najczęściej w czasie zdobywania pokarmu, przede wszystkim w trakcie oblatywania kwiatów roślin zielnych runa (głównie jasnoty purpurowej, miodunki ćmej i bluszczyka kurdybanka, ryc. 124). Pojedyncze trzmiele obserwowano także żerujące na spadzi wytworzonej przez mszyce na liściach i gałęziach czeremchy zwyczajnej. Wyjątkiem były królowe *B. terrestris*, które wczesną wiosną (kwiecień, maj) pojawiały się na powierzchniach w poszukiwaniu odpowiedniego miejsca do założenia gniazda. Fruwały nisko nad odsłoniętą ściółką i co chwilę wlatywały do różnego rodzaju otworów w ziemi (ryc. 125).

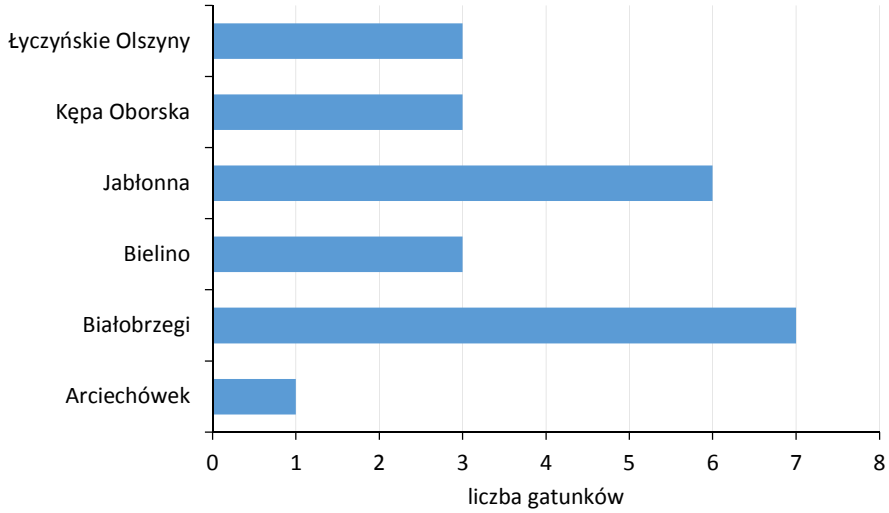
Ryc. 124. Trzmiele żerujące na kwiatach bluszczyka kurdybanka (z lewej) i jasnoty purpurowej (z prawej) (fot. A. Affek)

Ryc. 125. Samica *Bombus terrestris* w poszukiwaniu odpowiedniego miejsca na założenie gniazda (fot. A. Affek)

Zgrupowanie *Lumbricidae*

Zanotowano występowanie 8 gatunków dżdżownic, tj. *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826), *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826), *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826), *Octolasion lacteum* (Örley, 1885), *Lumbricus rubellus* (Hoffmeister, 1843), *L. castaneus*

(Savigny, 1826), *L. terrestris* (Linnaeus, 1758) oraz *Helodrilus antipai* (Cernosvitov, 1934). Najwięcej gatunków zanotowano na stanowisku w Białobrzegach i Jabłonnie, najmniej w Arciechówku (ryc. 126).



Ryc. 126. Charakterystyka badanych płatów łęgowych pod względem liczby gatunków *Lumbricidae*

Zgodnie z podziałem zaproponowanym przez Bouché (1972, 1977) pozyskane gatunki reprezentują trzy grupy ekologiczne – epigeic (powierzchniowe, ściółkowe), endogeic (glebowe) i anecic (głębokodrążące) (tab. 27).

Tabela 27. Przyporządkowanie do grup ekologicznych gatunków dżdżownic odłowionych we wszystkich badanych płatach łęgu

Epigeic	Endogeic	Anecic
Lumbricus rubellus	*Aporrectodea caliginosa*	*Lumbricus terrestris*
Lumbricus castaneus	*Aporrectodea rosea*	*Helodrilus antipai*
	Allolobophora chlorotica	
	Octolasion lacteum	

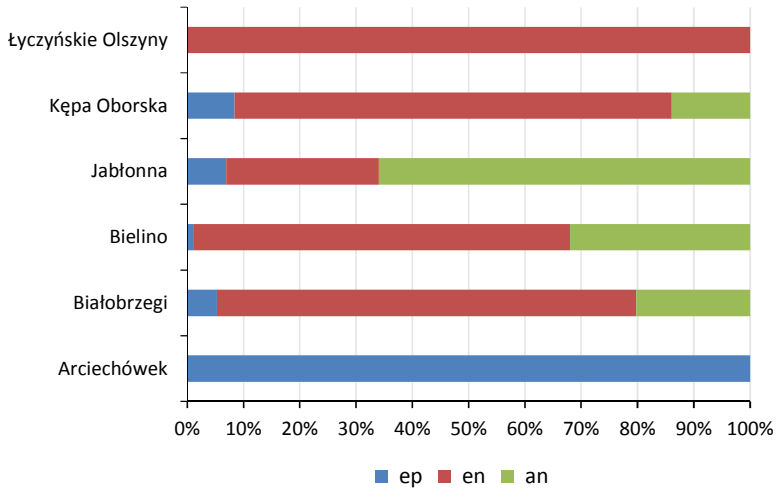
Na wszystkich płatach łęgów jesionowo-wiązowych pozyskano 510 osobników *Lumbricidae* o łącznej biomasie 507,3 g, zaś średnia biomasa wyniosła 193,3 $g \cdot m^{-2}$ a zagęszczenie 194,3 $osob. \cdot m^{-2}$ (tab. 28).

Stanowiska Łyczyńskie Olszyny i Arciechówek charakteryzowały się najmniej równomiernym rozkładem udziału poszczególnych grup ekologicznych pod względem biomasy (ryc. 127). W pierwszym dominowała grupa gatunków endogeicznych, w drugim zaś epigeicznych. W pozostałych płatach, w różnych proporcjach, zanotowano występowanie gatunków ze wszystkich grup ekologicznych.

Tabela 28. Charakterystyka płatów łęgowych pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	0,0	1325,1	4242,1	101,0	225,93
		A. rosea	0,0	5,0	13,8	0,3	1,06
		A. chlorotica	0,0	11,8	19,2	0,5	1,99
		L. castaneus	0,0	43,0	276,8	6,6	11,91
		L. terrestris	0,0	1538,6	3265,6	77,8	247,51
		L. rubellus	0,0	23,0	85,4	2,0	5,86
		O. lacteum	0,0	32,8	93,0	2,2	7,36
		H. antipai	0,0	52,2	55,8	1,3	8,05
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	0,0	1344,0	5936,0	141,3	255,39
		A. rosea	0,0	32,0	112,0	2,7	8,60
		A. chlorotica	0,0	48,0	96,0	2,3	9,06
		L. castaneus	0,0	208,0	992,0	23,6	44,31
		L. terrestris	0,0	96,0	736,0	17,5	30,15
		L. rubellus	0,0	48,0	176,0	4,2	12,27
		O. lacteum	0,0	16,0	64,0	1,5	4,75
		H. antipai	0,0	32,0	48,0	1,1	5,47
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	57,6	362,2	8,6	14,26
		endogeic	0,0	1325,2	4423,8	105,3	226,29
		anecic	0,0	1538,6	3265,6	77,8	247,51
	zagęszczenie	epigeic	0,0	208,0	1168,0	27,8	47,15
		endogeic	0,0	1344,0	6256,0	149,0	258,73
		anecic	0,0	96,0	736,0	17,5	30,15
Zgrupowanie	biomasa		0,0	1852,3	8117,3	193,3	387,29
	zagęszczenie		0,0	1440,0	8160,0	194,3	290,04

Wartości podane w przeliczeniu na m^2 powierzchni, średnie wyliczone na podstawie wartości uzyskanych z wszystkich punktów pomiarowych w dwóch sezonach, czyli po 7 dla każdego stanowiska (dotyczy również pozostałych tabel)



Ryc. 127. Biomasa *Lumbricidae* w poszczególnych grupach ekologicznych wg udziału procentowego; ep – epigeic (powierzchniowe), en – endogeic (glebowe), an – anecic (głębokodrążące)

Zgrupowanie *Lumbricidae* poszczególnych stanowisk badawczych

ARCIECHÓWEK

Stanowisko w Arciechówku charakteryzowało się najniższą biomasą, zagęszczeniem i bogactwem gatunkowym dżdżownic spośród wszystkich badanych płatów łęgu jesionowo-wiązowego (tab. 29). Zanotowano występowanie tylko jednego gatunku – *Lumbricus castaneus*, który związany jest z glebą i ściółką lasów liściastych, parków i ugorów oraz obrzeży terenów uprawnych. Notowany bywa również na brzegach zbiorników wodnych w gliniastych i piaszczystych glebach.

Tabela 29. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Arciechówku pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Ogółem	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*L. castaneus*	0,0	4,3	4,3	0,6	1,63
	zagęszczenie		0,0	16,0	16,0	2,3	6,05
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	4,3	4,3	0,6	1,63
	zagęszczenie		0,0	16,0	16,0	2,3	6,05
Zgrupowanie	biomasa		0,0	4,3	4,3	0,6	1,63
	zagęszczenie		0,0	16,0	16,0	2,3	6,05

BIAŁOBRZEGI

Stanowisko Białobrzegi wyróżniało się największym zagęszczeniem oraz liczbą gatunków dżdżownic w porównaniu do wszystkich pozostałych płatów (tab. 30, ryc. 126). Stwierdzono występowanie 7 gatunków, zaliczanych do trzech grup ekologicznych. Obok gatunków o szerokiej amplitudzie ekologicznej, pozyskano także dwa gatunki szczególnie związane z glebami wilgotnymi, występujące również na terenach okresowo zalewanych – *Helodrilus antipati* i *Octolasion lacteum.* Pierwszy wystąpił sporadycznie tylko w tym płacie, a drugi również w płacie łęgu w Łyczyńskich Olszynach. *Octolasion lacteum* występuje głównie w wilgotnych glebach terenów uprawnych, parków i lasów liściastych (wiązowych, jaworowych, bukowych i dębowych). Podobnie rzadko notowany *Helodrilus antipai* preferuje gleby wilgotne, nieprzesychające (Kasprzak 1986).

Tabela 30. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Białobrzegach pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	33,3	665,0	1337,3	191,0	217,62
		A. rosea	0,0	3,4	3,4	0,5	1,27
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	29,9	56,5	8,1	13,13
		L. terrestris	0,0	331,2	397,3	56,8	122,50
		L. rubellus	0,0	21,8	47,8	6,8	9,22
		O. lacteum	0,0	32,8	68,0	9,7	13,80
		H. antipai	0,0	52,2	55,8	8,0	19,53
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	144,0	896,0	2384,0	340,6	265,12

		A. rosea	0,0	32,0	32,0	4,6	12,09
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	208,0	384,0	54,9	78,85
		L. terrestris	0,0	64,0	128,0	18,3	25,18
		L. rubellus	0,0	48,0	96,0	13,7	19,44
		O. lacteum	0,0	16,0	48,0	6,9	8,55
		H. antipai	0,0	32,0	48,0	6,9	12,59
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	46,4	104,3	14,9	17,12
		endogeic	82,6	672,0	1464,5	209,2	212,67
		anecic	0,0	331,2	397,3	56,8	122,50
	zagęszczenie	epigeic	0,0	208,0	480,0	68,6	73,74
		endogeic	176,0	944,0	2512,0	358,9	274,94
		anecic	0,0	64,0	128,0	18,3	25,18
Zgrupowanie	biomasa		84,2	672,6	2009,3	287,0	239,60
	zagęszczenie		240,0	960,0	3120,0	445,7	269,55

BIELINO

Stanowisko w Bielinie charakteryzowało się wysokimi wartościami biomasy i drugim, co do wielkości zagęszczeniem (tab. 31). Jednakże, w przeciwieństwie do stanowisk w Jabłonnie i Białobrzegach, nie wyróżniało się dużym bogactwem gatunkowym (ryc. 126).

Tabela 31. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Bielinie pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	3,2	1325,1	1922,7	274,7	468,01
		A. rosea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	25,8	32,8	4,7	9,59
		L. terrestris	0,0	294,2	921,0	131,6	108,34
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	16,0	1344,0	2128,0	304,0	463,17
		A. rosea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	48,0	96,0	13,7	19,44
		L. terrestris	0,0	96,0	352,0	50,3	32,57
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	25,8	32,8	4,7	9,59
		endogeic	3,2	1325,1	1922,7	274,7	468,01
		anecic	0,0	294,2	921,0	131,6	108,34
	zagęszczenie	epigeic	0,0	48,0	96,0	13,7	19,44
		endogeic	16,0	1344,0	2128,0	304,0	463,17

		anecic	0,0	96,0	352,0	50,3	32,57
Zgrupowanie	biomasa		3,2	1637,0	2887,7	412,5	550,15
	zagęszczenie		16,0	1440,0	2576,0	368,0	480,53

JABŁONNA

Stanowisko w Jabłonnie charakteryzowało się najwyższymi wartościami biomasy i trzecim, co do wielkości zagęszczeniem (tab. 32). Pozyskano osobniki należące do 6 gatunków *Lumbricidae*, w tym *A. chlorotica*, która szczególnie licznie występuje w wilgotnych glebach piaszczystych pastwisk, łąk, pól uprawnych i ugorów, a także w pobliżu zbiorników wodnych, ale nie jest notowana w glebach leśnych.

Tabela 32. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Jabłonnie pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	2,2	253,8	767,0	109,6	86,71
		A. rosea	0,0	2,9	2,9	0,4	1,09
		A. chlorotica	0,0	11,8	19,2	2,7	4,43
		L. castaneus	0,0	43,0	164,5	23,5	15,49
		L. terrestris	0,0	1538,6	1916,2	273,7	568,04
		L. rubellus	0,0	23,0	37,6	5,4	9,49
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	16,0	480,0	1152,0	164,6	155,05
		A. rosea	0,0	32,0	32,0	4,6	12,09
		A. chlorotica	0,0	48,0	96,0	13,7	19,44
		L. castaneus	0,0	128,0	432,0	61,7	47,49
		L. terrestris	0,0	96,0	240,0	34,3	43,75
		L. rubellus	0,0	48,0	80,0	11,4	20,06
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	13,0	57,6	202,1	28,9	15,63
		endogeic	14,1	253,8	789,1	112,7	84,98
		anecic	0,0	1538,6	1916,2	273,7	568,04
	zagęszczenie	epigeic	16,0	144,0	512,0	73,1	50,48
		endogeic	64,0	480,0	1280,0	182,9	149,20
		anecic	0,0	96,0	240,0	34,3	43,75
Zgrupowanie	biomasa		37,12	1852,3	2918,6	416,9	652,85
	zagęszczenie		96,0	720,0	2032,0	290,3	207,47

KĘPA OBORSKA

Stanowisko w Kępie Oborskiej charakteryzowało się małym zagęszczeniem i biomasą *Lumbricidae* (tab. 33). Stwierdzono występowanie 3 gatunków należących do trzech grup ekologicznych, podobnie jak w przypadku stanowiska w Bielinie.

Tabela 33. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Kępie Oborskiej pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	0,0	78,1	174,1	24,9	27,68
		A. rosea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	7,2	18,7	2,7	3,45
		L. terrestris	0,0	31,2	31,2	4,5	11,79
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	0,0	64,0	192,0	27,4	22,08
		A. rosea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	32,0	64,0	9,1	12,59
		L. terrestris	0,0	16,0	16,0	2,3	6,05
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	7,2	18,7	2,7	3,45
		endogeic	0,0	78,1	174,1	24,9	27,68
		anecic	0,0	31,2	31,2	4,5	11,79
	zagęszczenie	epigeic	0,0	32,0	64,0	9,1	12,59
		endogeic	0,0	64,0	192,0	27,4	22,08
		anecic	0,0	16,0	16,0	2,3	6,05
Zgrupowanie	biomasa		0,0	78,1	224,0	32,0	28,16
	zagęszczenie		0,0	80,0	272,0	38,9	25,89

ŁYCZYŃSKIE OLSZYNY

Płat łęgu w Łyczyńskich Olszynach wyróżniają niskie wartości biomasy i zagęszczenia *Lumbricidae*. Zanotowano 3 gatunki dżdżownic, które reprezentują jedną grupę ekologiczną – endogeic. Podobnie do stanowiska w Białobrzegach stwierdzono sporadyczne występowanie *Octolasion lacteum* związanego z glebami wilgotnymi (tab. 34).

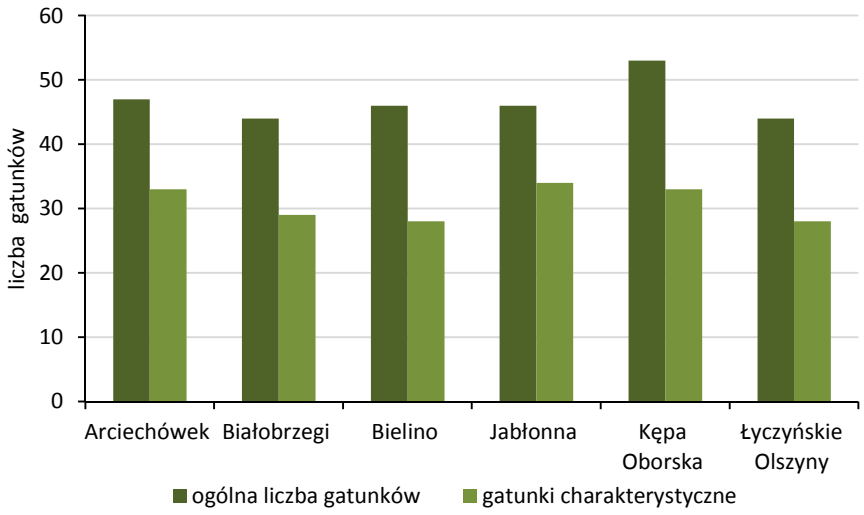
Tabela 34. Charakterystyka płatu łęgu jesionowo-wiązowego w Łyczyńskich Olszynach pod względem wybranych charakterystyk zgrupowania *Lumbricidae*

			Min.	Max.	Suma	Średnia	Odch. stand.
Gatunki	biomasa	*A. caliginosa*	0,0	33,8	41,0	5,9	12,60
		A. rosea	0,0	5,0	7,5	1,1	1,96
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. terrestris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	25,0	25,0	3,6	9,43
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
	zagęszczenie	*A. caliginosa*	0,0	48,0	80,0	11,4	20,06
		A. rosea	0,0	32,0	48,0	6,9	12,59
		A. chlorotica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. castaneus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. terrestris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		L. rubellus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		O. lacteum	0,0	16,0	16,0	2,3	6,05
		H. antipai	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Grupy ekologiczne	biomasa	epigeic	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		endogeic	0,0	63,7	73,4	10,5	23,73
		anecic	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
	zagęszczenie	epigeic	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
		endogeic	0,0	96,0	144,0	20,6	37,77
		anecic	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Zgrupowanie	biomasa		0,0	63,7	73,4	10,5	23,73
	zagęszczenie		0,0	96,0	144,0	20,6	37,77

3.2. Odkształcenie badanych zbiorowisk łęgowych

Analiza parametrów stanu i wskaźników specyficznej struktury oraz funkcji siedliska przeprowadzona według wytycznych Monitoringu siedlisk przyrodniczych (Pawlaczyk 2012) pozwoliła ustalić stopień odkształcenia badanych zbiorowisk. Zakwalifikowano je do dwóch grup: (1) o stanie właściwym – FV (Arciechówek, Białobrzegi, Bielino) oraz (2) niezadowalającym – U1 (Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny).

Ogólna liczba gatunków obserwowanych w badanych łęgach waha się od 44 do 53. Gatunki charakterystyczne stanowią na wszystkich powierzchniach ~60-75% (ryc. 128). Średnia ogólna liczba gatunków i liczba gatunków charakterystycznych nie różnią się istotnie pomiędzy grupami FV i U1 (tab. 35).



Ryc. 128. Bogactwo gatunkowe w badanych zbiorowiskach łęgowych

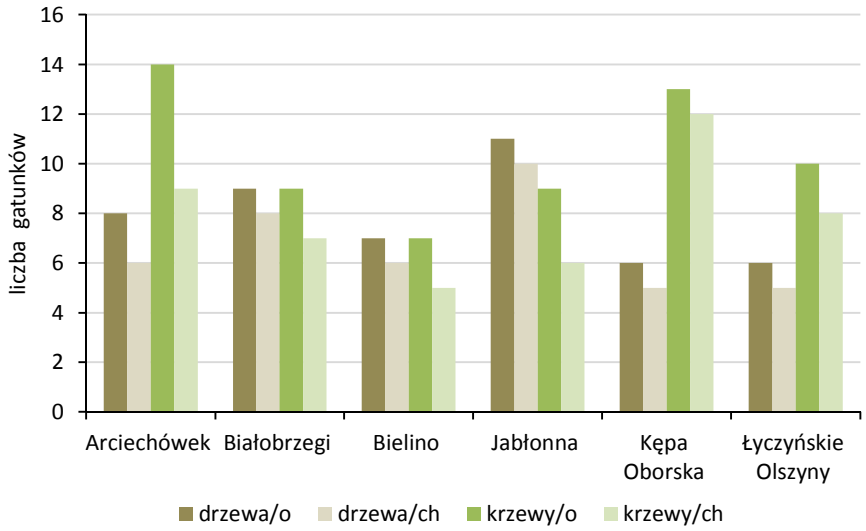
Tabela 35. Bogactwo gatunkowe, parametry struktury i liczby wskaźnikowe – porównanie średnich wartości dla grup FV i U1; wartość *p* – test *U* Manna−Whitneya

	Średnia wartość		Wartość *p*
	FV	U1	
OLG	31,67	32,67	n.s.
GCh	22,22	23,44	n.s.
GR	26,00	26,78	n.s.
GSL	6,33	7,33	n.s.
Ap	2,33	1,56	n.s.
K	0,44	1,67	0,005
% K	5,83	33,93	0,003
Mchy	0,78	3,11	0,010
L_{EIV}	5,05	4,65	n.s.
F_{EIV}	4,91	5,01	n.s.
R_{EIV}	3,91	3,79	n.s.
N_{EIV}	6,56	6,29	n.s.
A	80,56	70,56	n.s.
B	46,67	46,67	n.s.
C	81,67	74,44	n.s.
D	0,89	3,89	0,010

OLG – ogólna liczba gatunków, GCh – liczba gatunków charakterystycznych, GR – liczba gatunków runa, GSL – liczba gatunków starych lasów, Ap – liczba apofitów, K – liczba gatunków obcych, % K – pokrycie gatunków obcych, Mchy – liczba gatunków mchów, L_{EIV} – wsk. natężenia światła, F_{EIV} – wsk. wilgotności podłoża, R_{EIV} – wsk. odczynu podłoża, N_{EIV} – wsk. trofizmu podłoża; pokrycie warstw: A – drzew, B – krzewów, C – runa, D – mchów

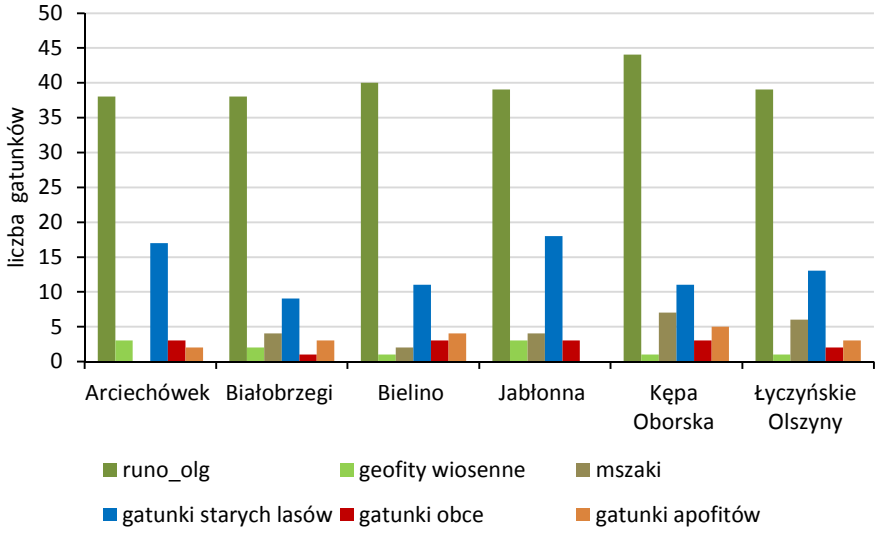
W wielogatunkowych i różnowiekowych drzewostanach dominują gatunki charakterystyczne dla łęgów. Jedynym gatunkiem obcym ekologicznie jest olsza czarna *Alnus glutinosa*, a gatunkiem obcym geograficznie, pojawiającym się tylko w Kępie Oborskiej –

inwazyjny klon jesionolistny *Acer negundo*. Na większości powierzchni (poza Łyczyńskimi Olszynami) starodrzew ma udział >10%. Na wszystkich powierzchniach duża część gatunków z drzewostanu odnawia się naturalnie. W podszycie występuje kilka gatunków obcych ekologicznie np. grab zwyczajny *Carpinus betulus*, lipa drobnolistna *Tilia cordata* czy leszczyna pospolita *Corylus avellana*. Największe bogactwo gatunkowe krzewów występuje w Arciechówku i Kępie Oborskiej (ryc. 129).



Ryc. 129. Bogactwo gatunkowe drzew i krzewów w badanych zbiorowiskach łęgowych (o – ogólna liczba gatunków, ch – liczba gatunków charakterystycznych)

W runie badanych lasów występuje od 38 do 44 gatunków (ryc. 130). Średnia liczba GR, a także średnia liczba GSL i Ap nie różni się znacząco pomiędzy grupami FV i U1. Wyróżnione grupy różnią się istotnie pod względem średniej liczby mchów (FV – 0,78, U1 – 3,11, p = 0,01) oraz gatunków obcych (FV – 0,44, U1 – 1,67, p = 0,005). Te ostatnie zajmują także istotnie większą średnią powierzchnię w łęgach z grupy U1 (FV – 6%, U1 – 34%, p = 0,003). Dominuje niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*.



Ryc. 130. Bogactwo gatunkowe runa w badanych zbiorowiskach łęgowych

Struktura pionowa i przestrzenna wszystkich badanych zbiorowisk jest zróżnicowana. Nie zaobserwowano znaczących statystycznie różnic pomiędzy grupami w pokryciu warstw A, B i C; różnica wystąpiła jedynie w przypadku warstwy D (FV – 0,89, U1 – 3,89, p = 0,01) – tab. 35.

Preferencje siedliskowe gatunków runa wyrażone liczbami wskaźnikowymi Ellenberga nie różnią się istotnie w dwóch wyodrębnionych grupach. Wykazano natomiast istotne, pozytywne korelacje pomiędzy liczbą Ap i średnim L_{EIV} (tab. 36), co potwierdza preferencje świetlne tych gatunków pochodzących zazwyczaj z siedlisk otwartych, a także pomiędzy liczbą gatunków charakterystycznych GCh i pokryciem warstwy B, co z kolei świadczy o fitomelioracyjnej i pielęgnacyjnej roli podszytu. Pozytywne, silne korelacje wystąpiły również między liczbą GSL i pokryciem warstwy A i B. Jest to zgodne z wymaganiami siedliskowymi gatunków starych lasów dominujących w miejscach zacienionych i raczej wilgotniejszych. Takie warunki zapewnia zwarty drzewostan i podszyt, zmniejszając parowanie wody z powierzchni gleby, a także ograniczając wnikanie wiatru do wnętrza lasu (Szymański 2000). Opisane powyżej zależności potwierdzają obserwowane silne, negatywne korelacje, które wystąpiły pomiędzy liczbą Ap i GSL oraz pokryciem warstwy B. Wykazano także pozytywne korelacje pomiędzy liczbą mchów czy gatunków obcych i ich pokryciem.

Tabela 36. Macierz korelacji rang Spearmana dla zmiennych związanych z bogactwem gatunkowym, parametrami struktury, liczbami wskaźnikowymi; pod przekątną współczynniki korelacji, nad przekątną istotność testu; objaśnienia skrótów tab. 35

	L_{EIV}	F_{EIV}	R_{EIV}	N_{EIV}	OLG	GCh	GR	Ap	GSL	K	A	B	C	D	% K	Mchy
L_{EIV}		0,08	0,47	0,99	0,61	0,16	0,56	**0,04**	0,21	0,90	0,99	0,13	0,17	0,18	0,57	0,35
F_{EIV}	-0,43		0,42	0,23	0,93	0,07	0,73	0,61	0,69	0,78	0,16	0,75	0,63	0,18	0,62	0,21
R_{EIV}	-0,18	0,20		0,44	0,82	0,07	0,95	0,79	0,99	0,92	0,72	0,73	0,97	0,98	0,24	0,58
N_{EIV}	0,00	0,30	0,19		0,48	0,57	0,45	0,11	0,84	0,35	0,64	0,62	0,67	0,15	0,12	0,32
OLG	0,13	0,02	0,06	0,18		**0,01**	**0,00**	0,21	0,60	0,10	0,62	0,96	0,76	0,24	0,64	0,08
GCh	-0,34	0,43	0,44	0,14	**0,60**		**0,00**	0,24	**0,02**	0,15	0,63	**0,03**	0,76	0,13	0,53	**0,05**
GR	-0,15	0,09	0,02	0,19	**0,89**	**0,68**		0,67	0,17	0,16	0,63	0,46	0,90	0,10	0,62	**0,04**
Ap	**0,48**	-0,13	-0,07	0,39	0,31	-0,29	0,11		**0,03**	0,26	0,09	**0,00**	0,11	0,99	0,11	0,80
GSL	-0,31	0,10	0,00	0,05	0,13	**0,55**	0,34	**-0,52**		0,77	**0,04**	**0,03**	0,12	0,91	0,67	0,86
K	-0,03	0,07	-0,02	-0,23	0,40	0,35	0,34	-0,28	-0,08		0,19	0,55	0,80	0,16	**0,00**	0,08
A	0,00	-0,34	0,09	-0,12	-0,12	0,12	0,12	-0,42	**0,49**	-0,32		**0,02**	0,38	0,27	0,20	0,30
B	-0,37	-0,08	0,09	-0,12	-0,01	**0,52**	0,18	**-0,64**	**0,50**	0,15	**0,53**		0,81	0,78	0,41	0,91
C	0,34	-0,12	-0,01	0,11	0,08	-0,08	0,03	0,39	-0,38	0,06	-0,22	-0,06		0,83	0,90	0,77
D	-0,33	0,33	0,01	-0,35	0,29	0,37	0,40	0,00	0,03	0,34	-0,28	-0,07	0,06		0,15	**0,00**
% K	-0,14	0,12	-0,29	-0,38	0,12	0,16	0,13	-0,39	-0,11	**0,90**	-0,31	0,21	-0,03	0,36		0,14
Mchy	-0,23	0,31	0,14	-0,25	0,43	**0,48**	**0,50**	0,07	-0,04	0,43	-0,26	-0,03	0,07	**0,94**	0,36	

Większość badanych powierzchni jest użytkowana (przede wszystkim jako źródło drewna) tylko sporadycznie, dlatego zasoby martwego drewna są bogate. W większości łęgów przekraczają 20 $m^3 \cdot ha^{-1}$. W Jabłonnie zasoby są największe >160 $m^3 \cdot ha^{-1}$.

Żadna z badanych powierzchni nie podlega obecnie zalewom wodami rzecznymi. Są położone w zasięgu wezbrań o Q1%, w części równiny zalewowej chronionej wałami przeciwpowodziowymi. W okolicach Płocka i Wyszogrodu (zbiorowiska FV) wały powstały w latach 60., a w okolicach Warszawy (zbiorowiska U1) kilkadziesiąt lat wcześniej, w okresie międzywojennym lub podczas okupacji (rozdz. 3.1.1). Średnia głębokość wód gruntowych wahała się w okresie badań w zakresie 0,46-1,96 m w zbiorowiskach grupy FV oraz 1,38-2,85 m w grupie U1 (rozdz. 3.1.5). Nie odnotowano różnic pomiędzy grupami w średniej wartości F_{EIV} (wskaźnik wilgotności podłoża). Jednak podczas wizyt w terenie latem 2017 i 2018 r. obserwowano wyraźne ślady przesuszenia na powierzchniach w Jabłonnie i Kępie Oborskiej, a jesienią 2018 r. w Bielinie (po pogłębieniu rowu odwadniającego sąsiadującego z powierzchnią leśną).

Większość wskaźników kardynalnych służących ocenie stanu badanych zbiorowisk spełniała kryteria odpowiadające kategorii FV – stan właściwy. Zakwalifikowanie trzech zbiorowisk, tj. Jabłonny, Kępy Oborskiej i Łyczyńskich Olszyn do kategorii U1 – niezadowalający było spowodowane znaczącym udziałem gatunków obcych (głównie niecierpka drobnokwiatowego) w runie badanych łęgów. Na pozostałych powierzchniach gatunki obce również wystąpiły, ale nie należały do dominujących (tab. 37).

Tabela 37. Waloryzacja parametrów stanu oraz wskaźników specyficznej struktury i funkcji badanych łęgów jesionowo-wiązowych; pogrubione wskaźniki kardynalne

Wskaźnik	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa (FV – typowa, właściwa dla łęgu jesionowo-wiązowego, U1 – zubożona w stosunku do typowej dla siedliska w regionie) – liczba GCh odnotowanych w danym płacie	**23**	**17**	**15**	**23**	**20**	**17**
Gatunki dominujące w drzewostanie (FV – dominują gatunki typowe dla siedliska i zachowane są naturalne stosunki ilościowe, U1 – dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym są zaburzone relacje ilościowe)	**wiąz, dąb, dereń**	**wiąz, dereń, olsze, czeremcha**	**dąb, czeremcha, dereń**	**wiąz, czeremcha, klon**	**wiąz, czeremcha, topola biała**	**wiąz, dąb, czeremcha, olsza czarna**
Gatunki dominujące w podszycie (FV – dominują gatunki typowe dla siedliska i zachowane są naturalne stosunki ilościowe, U1 – dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym są zaburzone relacje ilościowe)	**bez czarny, dereń, malina**	**dereń, malina, bez czarny**	**dereń, bez czarny, malina, porzeczka czerwona**	**czeremcha, bez czarny, wiąz**	**dereń, czeremcha, porzeczka czerwona**	**czeremcha, porzeczka czerwona**
Gatunki dominujące w runie (FV – dominują gatunki typowe dla siedliska i zachowane są naturalne stosunki ilościowe, U1 – dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym są zaburzone relacje ilościowe)	**czosnaczek, pokrzywa, bluszczyk, zawilec, jasnota**	**pokrzywa, bluszczyk, ziarnopłon, przytulia, czosnaczek**	**bluszczyk, podagrycznik, ziarnopłon, jeżyna popielica**	***niecierpek drobnokwiatowy*, jasnota, miodunka, pokrzywa, ziarnopłon**	**przytulia, podagrycznik, jasnota, ziarnopłon, *niecierpek drobnokwiatowy***	**szczawik zajęczy, możylinek trójnerwowy, ziarnopłon, *niecierpek drobnokwiatowy***
Liczba gatunków charakterystycznych w drzewostanie (FV – 3 i więcej, U1 – 2 gatunki)	7	9	7	11	6	6
Liczba gatunków krzewów (FV – 4 i więcej, U1 – 2-3 gatunków)	14	9	7	8	13	10
Gatunki obce ekologicznie w drzewostanie (FV <10%, U1 – 10-50%)	olsza czarna <10	olsza czarna 10	olsza czarna <10	olsza czarna <10	olsza czarna <10	olsza czarna 10-50

F
U1

Gatunki obce ekologicznie w podszycie (FV <10%, U1 – 10-50%)	grab <10, jarząb <10, leszczyna <10	kruszyna pospolita <10	jarząb pospolity <10	lipa <10	brak	kruszyna pospolita <10
Gatunki obce geograficznie w drzewostanie (FV <1% i nie odnawiające się, U1 <10% i nie odnawiające się)	**brak**	**brak**	**brak**	**brak**	**klon jesionolistny <5**	**brak**
Martwe drewno – ilość rozkładającego się drewna, zasoby w $m^3 \cdot ha^{-1}$ (FV >20 $m^3 \cdot ha^{-1}$, U1 – 10-20 $m^3 \cdot ha^{-1}$)	33,72	52,91	23,05	161,40	16,24	51,34
Wiek drzewostanu (obecność starodrzewu – grubych i starych drzew – prawidłowa struktura ekosystemu) – FV >10% udział drzew > 100 lat, U1 <10% drzew > 100 lat, ale >50% udział drzew >50 lat	>10%s	>10%s	>10%s	>10%s	>10%s	<10%s, 50% 50 lat
Naturalne odnowienie drzewostanu (FV >2 gat. obfite, U1 1 gat. lub pojedyncze)	5 gat. (czeremcha, dąb, dereń, wiąz, jesion)	7 gat. (dąb, czeremcha, klon jawor, klon polny, jesion, topola)	5 gat. (topola, klon, jesion, dąb, wiąz)	6 gat. (czeremcha, dąb, jesion, klon pospolity, topola biała, wiąz)	5 gat. (czeremcha, dąb, topola biała, wiąz, dereń)	5 gat. (czeremcha, dąb, dereń, klon pospolity, wiąz)
Struktura pionowa i przestrzenna roślinności (FV – zróżnicowana, >70% pow. pokryte przez zwarty drzewostan, jednak obecne luki i prześwietlenia, U1 – jednolity, stary drzewostan lub struktura zróżnicowana ze zwartym drzewostanem zajmującym 30-70% pow.)	>70%	>70%	>70%	>70%	60%	65%
Przejawy procesu grądowienia – brunatnienie gleby, ekspansja gat. grądowych lub gat. siedl. świeżych nad wilgociolubnymi (FV – brak lub nieznaczne, U1 – wyraźne)	poj. leszczyna i grab	brak	brak	lipa i grab	brak	brak

Inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie (FV obecny najwyżej 1 gat., nieliczny-sporadyczny, U1 >1 gat. lub 1 gat. liczny)	klon jesionolistny – poj., niecierpek drobnokwiatowy – nielicznie	nawłoć późna – poj.	nawłoć późna stosunkowo licznie, niecierpek drobnokwiatowy i uczep amerykański – nielicznie	niecierpek drobnokwiatowy – licznie, nawłoć późna nielicznie	niecierpek drobnokwiatowy – licznie, nawłoć późna i klon jesionolistny w B mniej licznie	niecierpek drobnokwiatowy b. licznie, uczep amerykański – poj.
Ekspansywne gatunki rodzime (apofity) w runie – wykazujące tendencję do dominacji (FV – co najwyżej pojedynczo, U1 – udział podwyższony, lecz nie bardzo ekspansywne)	2 gat. nieliczne	4 gat. nieliczne	4 gat. nieliczne	brak	6 gat. nieliczne	3 gat. nieliczne
Stosunki wodno-wilgotnościowe (FV – zalewy wodami rzecznymi raz na kilka lat lub naturalne warunki wilgotnościowe, U1 – zalewy wodami rzecznymi epizodyczne, lecz zastępowane przez przesiąki lub stagnowanie wody opadowej, znaczne uwilgotnienie, niewiele tylko odbiegające od stanu naturalnego)	**naturalne**	**naturalne**	**naturalne**	**objawy przesuszenia**	**objawy przesuszenia**	**naturalne**
Zniszczenie runa związane z pozyskiwaniem drewna (FV – brak, U1 – pojedyncze ślady)	stare pniaki, obecnie brak śladów	na naszym płacie – nie, w części od łąki – tak, po wichurach z zeszłego roku	brak	brak	ślady – w zeszłym roku były wyciągnięte ścięte wcześniej drzewa	brak
Inne zniekształcenia – rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecanie (FV – brak, U1 – mało znaczące)	droga przez las, trochę śmieci przy drodze	brak, wokół płatu trochę śmieci	zarastająca droga	droga zarastająca, trochę śmieci	drogi na granicach działek, bardzo dużo śmieci i odpadków z gospodarstw	śmieci od strony kanału, wpływ nawożenia i innych środków stosowanych przy uprawach!
Ocena ogólna	**FV**	**FV**	**FV**	**U1**	**U1**	**U1**

3.3. Świadczenia regulacyjne lasów łęgowych – wpływ odkształcenia

3.3.1. Regulacja składu chemicznego atmosfery (2.2.6.1)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do świadczenia usługi regulacja składu chemicznego atmosfery oszacowano przy pomocy dwóch wskaźników: (1) zapas węgla w glebie, roślinności, martwym drewnie, (2) zawartość metali ciężkich w glebie.

Wskaźnik: zapas węgla organicznego

Akumulacja węgla organicznego w tkankach roślinnych zachodzi podczas fotosyntezy, czyli wyłącznie w czasie życia roślin. Szacuje się, że w lasach środkowoeuropejskich zakumulowane jest przeciętnie 150 t C·ha^{-1}, z czego ok. 1/3 w biomasie roślinnej, a 2/3 w glebie (Gutowski i in. 2004). Takie szacunki są jednak możliwe, w różnych skalach przestrzennych (Nijnik 2010), wyłącznie dla żywych drzew. W przypadku nekromasy drzewnej, ze względu na jej olbrzymie zróżnicowanie ilościowe i jakościowe, brak jest wiarygodnych danych umożliwiających analogiczne wyliczenia.

Zapasy węgla organicznego związanego w glebie

Badane gleby różniły się między sobą zapasem węgla organicznego w poziomach organicznych oraz mineralnych. Największa koncentracja węgla organicznego w przeliczeniu na miąższość analizowanej warstwy występowała w poziomach organicznych (miąższość uśredniona do 2 cm) (tab. 38). Różnica skrajnych wartości odnotowanych na poszczególnych stanowiskach badawczych wynosiła 67 t·ha^{-1}, co świadczy o dość podobnych właściwościach materiału organicznego będącego prekursorem glebowej materii organicznej. Na stanowiskach badawczych występowała próchnica typu mull lub moder.

Tabela 38. Zapas węgla organicznego [t·ha^{-1}] w glebach badanych stanowisk łęgów jesionowo-wiązowych

Stanowisko badawcze	Stopień odkształcenia*	Poziom organiczny (2 cm)	Poziomy mineralne (do 50 cm)	Suma
Arciechówek	FV	280,0	705,8	985,8
Białobrzegi	FV	250,4	1282,4	1532,8
Bielino	FV	292,8	1214,6	1507,4
Jabłonna	U1	225,0	494,8	719,8
Kępa Oborska	U1	258,4	334,7	593,1
Łyczyńskie Olszyny	U1	230,9	554,3	785,2

* FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający

Zasoby węgla organicznego w poziomach mineralnych do głębokości 50 cm w dużej mierze zależą od właściwości poziomu próchnicznego oraz składu granulometrycznego poszczególnych poziomów genetycznych. Poziom próchniczny w glebach łęgów jesionowo-wiązowych bardzo często osiąga znaczne głębokości, nawet do kilkudziesięciu cm. Na

badanych stanowiskach miąższość poziomu próchnicznego wahała się od 7 cm w Białobrzegach do 50 cm w Bielinie.

Najwyższe wartości węgla organicznego zanotowano na stanowisku Bielino, Białobrzegi oraz Arciechówek (tab. 38). Dwa pierwsze stanowiska wyróżniają się na tle pozostałych uziarnieniem glin lekkich oraz pyłu ilastego do głębokości co najmniej 50 cm, co powoduje wzrost żyzności tego typu gleb. Dodatkowo czynnikiem powodującym wzrost zasobów węgla jest również miąższość poziomu próchnicznego oraz właściwości materii organicznej. Do kategorii gleb gliniastych i pylastych zaliczono również profil w Jabłonnie, jednakże ze względu na niższe zawartości węgla organicznego w świeżym opadzie roślinnym oraz mało miąższy poziom próchniczny (4 cm), na tym stanowisku całkowite zasoby węgla organicznego wynoszą jedynie 719,8 $t \cdot ha^{-1}$. W grupie najzasobniejszych w węgiel organiczny znalazły się również gleby na stanowisku Arciechówek, które mimo uziarnienia piasków gliniastych, reprezentowane były przez glebę glejową typową z poziomem próchnicznym podzielonym na dwa podpoziomy o łącznej miąższości 27 cm i znacznej zawartości węgla organicznego (sumarycznie 41,6 $g \cdot kg^{-1}$). Dla porównania, na stanowiskach o największych zasobach węgla, zawartość Corg w poziomie próchnicznym wynosiła 26,3 (Białobrzegi) oraz 15,8 $g \cdot kg^{-1}$ (Bielino). Pozostałe stanowiska, tj. Łyczyńskie Olszyny, Kępa Oborska oraz Jabłonna, charakteryzują niższe zasoby węgla organicznego wynoszące od 593,1 do 785,2 $t \cdot ha^{-1}$ (tab. 38), co bezpośrednio związane jest z żyznością siedliska, uziarnieniem piasków gliniastych, słabo gliniastych oraz zawartością Corg w poziomach próchnicznych. W przypadku wymienionych stanowisk wartości te wynosiły odpowiednio: 13,7 $g \cdot kg^{-1}$, 18,2 $g \cdot kg^{-1}$ oraz 30,5 $g \cdot kg^{-1}$. Jak zostało to wcześniej wspomniane, na stanowisku Jabłonna znaczna zawartość węgla organicznego w poziomie próchnicznym niwelowana jest przez jego małą miąższość. Koncentracja węgla organicznego w poziomach próchnicznych gleb łęgów jesionowo-wiązowych jest zróżnicowana, co potwierdzają również dane literaturowe (Wanic i in. 2011). Należy zauważyć, że uzyskane wyniki zapasów węgla organicznego odzwierciedlają podział badanych stanowisk na określone wcześniej stopnie odkształcenia. W płatach, które zakwalifikowano do grupy FV (stan właściwy) zasoby węgla organicznego były zdecydowanie wyższe niż na pozostałych stanowiskach, które znalazły się w grupie U1 (stan niezadowalający).

Zapasy węgla organicznego związanego w żywej biomasie

Badane lasy łęgowe charakteryzują się zróżnicowanymi zasobami węgla związanego w biomasie poszczególnych warstw roślinności.

Biomasa drzew zależy od stosunku objętości ich pni do przeciętnej gęstości drewna, na którą z kolei ma wpływ m.in. wiek i gatunek drzewa oraz warunki wzrostu oraz rozwoju drzewostanu i pojedynczego osobnika (Jelonek, Tomczak 2011). Zasób węgla zgromadzony w drzewostanie rośnie proporcjonalnie wraz ze wzrostem jego biomasy. Największą ilość węgla organicznego w drzewostanie odnotowano w Jabłonnie i Bielinie, najmniejszą w Białobrzegach (tab. 39). Ilość węgla zgromadzonego w biomasie drzew wyraźnie rośnie wraz z wiekiem drzewostanu, nie zależy natomiast od stopnia odkształcenia.

Podszyt pełni rolę fitomelioracyjną i pielęgnacyjną w stosunku do innych warstw lasu. Warstwa krzewów chroni glebę przed erozją, wpływa na bilans wodny, zmniejszając

parowanie wody z powierzchni gleby, a także ogranicza wnikanie wiatru do wnętrza lasu, poprawiając warunki mikroklimatyczne (Szymański 2000). Krzewy podszytu stanowią też cenne źródło zróżnicowanej pod względem struktury i składu chemicznego ściółki, która współuczestniczy w przyspieszeniu rozkładu akumulowanej na powierzchni trudno rozkładalnej martwej materii organicznej. Ulegająca dekompozycji ścioła zasila wierzchnie warstwy gleby w związki mineralne, przyczyniając się do zapobieżenia degradacji gleby oraz poprawy jej struktury morfologicznej i składu chemicznego. W warstwie podszytu różnice pomiędzy powierzchniami są dość wyraźne; większe (choć nieistotne statystycznie) wartości obserwujemy w łęgach z grupy FV – stan właściwy. Wynika to oczywiście z występowania większej biomasy krzewów w łęgach o stanie właściwym FV (pomimo braku różnic w średnim pokryciu warstwy B).

Tabela 39. Zapas węgla organicznego [t·ha^{-1}] w biomasie badanych łęgów jesionowo-wiązowych

Nazwa powierzchni	Stopień odkształcenia	Wiek drzewostanu	Zapas węgla w biomasie						
			drzewostan	śr. dla grupy	podszyt	śr. dla grupy	runo	śr. dla grupy	razem
Arciechówek	FV	80	443,83		0,58		0,18		444,60
Białobrzegi	FV	60	230,58	620,39	0,83	0,71	0,24	*0,24*	231,65
Bielino	FV	95	1186,77		0,64		0,29		1187,69
Jabłonna	U1	110	2323,52		0,50		0,09		2324,11
Kępa Oborska	U1	85	436,18	1027,11	0,33	0,38	0,35	*0,17*	436,86
Łyczyńskie Olszyny	U1	70	317,93		0,29		0,08		318,31

Rośliny zielne, mchy i porosty akumulują bardzo niewielką część ogólnej masy węgla gromadzonej przez ekosystem leśny. Zgodnie z badaniami Pussinen i in. (1997) udział węgla zakumulowanego przez warstwę zielną szacuje się zaledwie na około 1-2% (ponad 50% ogólnej masy węgla akumulowane jest przez drzewa, około jednej trzeciej – przez materię organiczną gleby, a około 10% przez ściółkę). Jednak w realnych ekosystemach, w efekcie zmienności siedliskowej, zmienności związanej z dynamiką lasu oraz powodowanej przez prace leśne, biomasa runa, a tym samym zapasy węgla na jednostkę powierzchni osiągać mogą dużą zmienność (Janyszek, Deptuła 2011). W badanych zbiorowiskach leśnych, średnie zapasy węgla związane w runie są istotnie większe w łęgach o stanie FV – właściwym (FV – 0,24 t·ha^{-1}, U1 – 0,17 t·ha^{-1}, *U* Mann–Whitney test p = 0,04), co niewątpliwie wiąże się z obserwowanym wyższym średnim pokryciem tej warstwy i ilością biomasy w runie lasów tej grupy. Należy jednocześnie zwrócić uwagę na znaczącą wartość zapasu węgla w Kępie Oborskiej (grupa U1). W tym przypadku biomasa runa osiąga znaczącą wielkość ze względu na bujny rozwój roślinności porębowej przy rozluźnionym (m.in. na skutek wycinki) zwarciu koron.

Generalnie, większość węgla organicznego związana jest w warstwie drzewostanu i ta wartość najmocniej wpływa na sumaryczny zapas węgla w żywej biomasie badanych lasów. Najwyższe wartości obserwujemy w łęgach najstarszych. Jest to zgodne z obserwacjami Giese i in. (2003) oraz Cierjacks i in. (2010). Wartości odnotowane w lasach dojrzewających i

dojrzałych (60-85 lat) są porównywalne z wynikami innych badań prowadzonymi w łęgach (288 t·ha^{-1} – Cierjacks i in. 2010; 413 t·ha^{-1} – Solon i in. 2017).

Zapas węgla organicznego związanego w martwym drewnie

Po śmierci drzewa następuje uwalnianie się węgla organicznego z rozkładających się tkanek, przy czym jest to proces bardzo powolny. Można przyjąć, że w lasach, w których nie notuje się wielkopowierzchniowych zaburzeń o charakterze antropogenicznym lub naturalnym (abiotycznym i/lub biotycznym), proces magazynowania węgla w nekromasie drzewnej jest w miarę stały, bowiem dostawa bilansuje się z dekompozycją. Ilość węgla organicznego w suchej masie martwego drewna na badanych stanowiskach przedstawiono w tabeli 40.

Obliczone wartości wskazują, że zapas węgla w martwym drewnie nie jest związany z odkształceniem badanych łęgów. Ilość węgla jest zdeterminowana wielkością biomasy, a ta jest większa w zbiorowiskach poddanych mniejszej presji antropogenicznej związanej z pozyskiwaniem drewna (por. rozdz. 3.1.3).

Tabela 40. Ilość węgla organicznego [t·ha^{-1}] w suchej masie martwego drewna

Nazwa stanowiska	Klasa grubości [cm]				Suma
	<0,6	0,6-2,5	2,5-7,6	>7,6	
Arciechówek	0,44	1,63	2,81	1,81	6,69
Białobrzegi	0,29	1,21	2,33	7,01	10,84
Bielino	0,46	1,27	1,80	1,00	4,53
Jabłonna	0,57	1,46	2,54	30,39	34,97
Kępa Oborska	0,38	0,97	1,25	0,86	3,47
Łyczyńskie Olszyny	0,82	1,49	2,92	5,37	10,59

Podsumowanie

Wpływ odkształcenia badanych zbiorowisk na zapas węgla organicznego zaznacza się jedynie w przypadku runa i gleb. Zapas zgromadzony w pozostałych komponentach ekosystemów lasów łęgowych jest zależny od innych czynników (m.in. wieku drzewostanu i presji antropogenicznej).

Wskaźnik: zawartość metali ciężkich w glebie

Według danych literaturowych największe zdolności do zatrzymywania metali ciężkich mają ekosystemy wilgotne, z glebami o uziarnieniu co najmniej glin (Solon i in. 2017). W przypadku większości analizowanych powierzchni zasada ta się potwierdza, aczkolwiek w przypadku stanowiska Arciechówek oraz Bielino, uzyskane wartości świadczą o małym potencjale do akumulacji metali ciężkich (tab. 41). W tym przypadku należy jednak uwzględnić kryterium wpływu czynników antropogenicznych (usytuowanie obiektu badawczego względem ciągów komunikacyjnych, ośrodków przemysłowych, itp.) jako potencjalnego źródła emisji metali ciężkich do atmosfery. Stanowisko Bielino usytuowane jest najbliżej miasta Płock, gdzie znajdują się liczne zakłady przemysłowe mogące potencjalnie wpływać na akumulację metali ciężkich w roślinach oraz glebach. Jednakże mimo bliskiej lokalizacji ośrodków przemysłowych, gleby na stanowisku Bielino nie wykazują zanieczyszczenia metalami ciężkimi.

Tabela 41. Zawartość miedzi, niklu i cynku [mg·kg^{-1}] w analizowanych glebach łęgów jesionowo-wiązowych

Poziom genetyczny	Cu	Ni	Zn	Suma
Arciechówek				
Ol	10,2	8,6	38,4	
A	3,2	4,9	14,3	89,6
AC	0,9	3,7	5,4	
Białobrzegi				
Ol	11,4	9,2	52,9	
Ofh	18,6	14,9	96,1	312,8
A	18,3	19,1	72,4	
Bielino				
Ol	7,9	8,7	25,7	90,5
A	7,1	16,9	24,3	
Jabłonna				
Ol	14,9	40,8	51,8	161,5
A	7,3	13,6	33,1	
Kępa Oborska				
Ol	10,7	12,0	53,3	239,4
Ofh	15,2	18,5	105,0	
A1	3,9	2,8	13,8	
AC	0,5	1,6	2,1	
Łyczyńskie Olszyny				
Ol	13,2	17,4	65,8	
Ofh	16,4	26,0	70,8	231,0
A	2,7	4,3	14,3	

Potencjał pozostałych stanowisk do akumulacji metali ciężkich w glebie można uznać za średni (tab. 41). Normy zawartości cynku, miedzi oraz niklu (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359) potwierdzają, że w analizowanych łęgach zawartość tych metali ciężkich nie przekracza dopuszczalnych stężeń w mg·kg^{-1} suchej masy. Zauważalna jest jednak wysoka koncentracja poszczególnych metali ciężkich w poziomie organicznym w porównaniu z poziomami próchnicznymi (tab. 41). Podobne zależności były również obserwowane przez innych badaczy (np. Grodzińska i in. 1990; Chrzan i in. 2009; Gałka i in. 2012; Parzych 2014). W nawiązaniu do podziału na grupy odkształceń badanych płatów, zwiększona zawartość metali ciężkich występowała w glebach kategorii U1, co w sposób pośredni potwierdza ich odkształcenie od stanu naturalnego. Niemniej jednak w grupie o stanie właściwym, na stanowisku Białobrzegi zmierzona wartość również wskazuje na podwyższony poziom akumulacji metali ciężkich, co może zależeć od czynników lokalnych. Niemniej jednak wszystkie analizowane powierzchnie nie były zanieczyszczone metalami ciężkimi w stopniu wymagającym interwencji.

3.3.2. Dekompozycja i procesy wiązania oraz ich wpływ na jakość gleby (2.2.4.2)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do świadczenia usługi regulacyjnej obejmującej dekompozycję oraz procesy wiązania w odniesieniu do substratu glebowego oszacowano przy pomocy trzech wskaźników: (1) C/N, (2) biomasa dżdżownic, (3) dekompozycja celulozy w martwym drewnie i w glebie.

Wskaźnik: wartości C/N

Poziomy próchniczne analizowanych gleb charakteryzowały się niskimi wartościami wskaźnika C/N, które wahały się od 3 do 13 (tab. 42). Wartości stosunku zawartości węgla do azotu poniżej 17 świadczą o wysokim stopniu humifikacji i mineralizacji (dekompozycji), które wpływają na przyswajalność azotu i tempo rozkładu materiału organicznego (Ilnicki 2002). W poziomach organicznych wartość stosunku C/N była wyraźnie wyższa, aczkolwiek uzyskane wartości w większości przypadków były charakterystyczne dla siedlisk eutroficznych (Brożek, Zwydak 2010). Wartości z zakresu 11-15 jednostek, czyli takie, jakie zanotowano w poziomach mineralnych, również potwierdzają przynależność badanych płatów do siedlisk o dużej żyzności.

Tabela 42. Wartość wskaźnika C/N w poziomach organicznych i próchnicznych badanych gleb

Stanowisko badawcze	C/N	Stanowisko badawcze	C/N
Arciechówek		Jabłonna	
Ol	20	Ol	20
A	10	A	12
AC	10	-	-
Białobrzegi		Kępa Oborska	
Ol	19	Ol	17
Ofh	17	Ofh	17
A	11	A1	3
-	-	AC	12
Bielino		Łyczyńskie Olszyny	
Ol	30	Ol	16
A	13	Ofh	16
-	-	A	12

Mimo różnic we właściwościach fizycznych i chemicznych gleb badanych stanowisk łęgów jesionowo-wiązowych, aktywność biologiczna powierzchniowych poziomów jest wysoka, co odzwierciedlają niskie wartości stosunku C/N. Niezależnie od podziału na stopnie odkształcenia, potencjał wszystkich badanych obiektów do utrzymywania właściwości biogeochemicznych gleby można uznać za wysoki.

Wskaźnik: biomasa Lumbricidae

Gleby badanych lasów łęgowych jesionowo-wiązowych różniły się między sobą ogólną biomasą *Lumbricidae*. Największą biomasą charakteryzowały się płaty lasu w Jabłonnie i Bielinie, najmniejszą w Arciechówku (tab. 43). Różnice w średniej biomasie dżdżownic pomiędzy grupami wyodrębnionymi ze względu na stan odkształcenia są dość wyraźne, choć nieistotne statystycznie; większą biomasę odnotowano w lasach z grupy FV (FV – 233,4 $g \cdot m^{-2}$, U1 – 153,1 $g \cdot m^{-2}$, *U* Mann–Whitney test p = 0,17). Różnice w biomasie *Lumbricidae* należy wiązać z typem gleby oraz jej żyznością, a także z odczynem gleb (im niższe pH, tym mniejsza biomasa) i uziarnieniem poziomów powierzchniowych, miąższością oraz zawartością materii organicznej w poziomie próchnicznym.

Tabela 43. Charakterystyka stanowisk badawczych pod względem biomasy *Lumbricidae*

Stanowisko	Stopień odkształcenia*	Min.	Max.	Ogółem	Średnia	Odchylenie standardowe
Arciechówek	FV	0,0	4,3	4,3	0,6	1,63
Białobrzegi	FV	84,2	672,6	2009,3	287,0	239,60
Bielino	FV	3,2	1637,0	2887,7	412,5	550,15
Jabłonna	U1	37,1	1852,3	2918,6	416,9	652,85
Kępa Oborska	U1	0,0	78,1	224,0	32,0	28,16
Łyczyńskie Olszyny	U1	0,0	63,7	73,4	10,5	23,73

* FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający

Wartości w przeliczeniu na m^2, średnia wyliczona na podstawie biomasy uzyskanej z wszystkich punktów pomiarowych w dwóch sezonach (7 dla każdego stanowiska)

Największym potencjałem do dekompozycji ściółkowej i glebowej materii organicznej wyrażonym biomasą *Lumbricidae* charakteryzują się stanowiska na glebach pylastych i gliniastych w Jabłonnie, Bielinie i Białobrzegach (o odczynie kwaśnym i lekko kwaśnym w górnej warstwie profilu glebowego do 30 cm). Gleby brunatne, czarne ziemie i mady stanowią dobre środowisko dla funkcjonowania *Lumbricidae* (Salomé i in. 2011). Najmniejszym potencjałem do realizacji tej usługi charakteryzują się stanowiska na glebach piaszczystych w Arciechówku, Łyczyńskich Olszynach i Kępie Oborskiej (o odczynie silnie kwaśnym, przeważnie <4,0). Generalnie większość występujących w Polsce gatunków *Lumbricidae* liczniej występuje w glinach lekkich, średnich i ciężkich, charakteryzujących się dużą ilością części spławialnych oraz absorbujących znaczne ilości wody i rozpuszczonych w niej składników. Nieliczne gatunki preferują gleby luźne np. *Lumbricus terrestris* (Kasprzak 1986).

Wskaźnik: dekompozycja celulozy

Dekompozycja celulozy w martwym drewnie

Różnice między dekompozycją poszczególnych sączków w paskach umieszczonych poziomo w leżących pniach w przypadku ekspozycji trwającej 6 i 4 miesiące były zaniedbywalnie małe (tab. 44). W przypadku ekspozycji dwumiesięcznej nierównomierność dekompozycji w obrębie próbek była większa, choć tylko w przypadku pasków nr 12 na stanowisku Łyczyńskie Olszyny i nr 19 na stanowisku Kępa Oborska przekroczyła 40%. Jednostkowe

odchylenia nie mają jednak dużego znaczenia, bowiem mogą być spowodowane zarówno niedokładnością samej procedury umieszczania próbki w pniu (brak bezpośredniego kontaktu sączka z drewnem), mniejszą lokalnie wilgotnością, jak i zróżnicowanym wpływem czynników zewnętrznych. Z tego względu za miarodajny wynik dla poszczególnych pasków uznano średnią arytmetyczną wyliczoną z pięciu wartości cząstkowych (tab. 45).

Warto zwrócić uwagę, że wyraźnie odmienne wyniki dla pasków 10, 11, 12 na stanowisku Łyczyńskie Olszyny związane są ze sposobem i miejscem ekspozycji. Te trzy próbki umieszczono bowiem pod korą w silnie przesuszonym pniu, którego stopień zbutwienia odpowiadał drugiej klasie rozkładu, podczas gdy niemal wszystkie pozostałe eksponowano w rowkach wyciętych w kłodach zaliczonych do 3/4 lub 4/5 klasy rozkładu. Ten fakt oraz domniemany brak dobrego przylegania do sączków obu powierzchni czynnych (pnia i kory) doprowadziło do spowolnienia procesu dekompozycji. Z tego względu te wyniki zostały pominięte w rozważaniach. Próbki nr 7, 8, 9, także umieszczone pod korą, znajdowały się w pniu o wyraźnie rozwiniętym procesie zgnilizny i zaliczonym do klasy rozkładu 3/4 – pomiary w tym przypadku można uznać za wiarygodne. Ostatecznie uwzględniono wyniki z 30 próbek, w tym 4 to wartości hipotetyczne o bardzo wysokim prawdopodobieństwie wystąpienia (zniszczenie pasków).

Mając na uwadze powyższe zastrzeżenia tempo dekompozycji w zależności od czasu ekspozycji prezentuje się następująco:

- 2 miesiące – ani jedna próbka nie uległa w całości dekompozycji; w przypadku 6 próbek (w tym komplety na dwóch stanowiskach) średnia dekompozycja przekroczyła wartość 90% (94,8-99,8%), zaś ubytek wagi w pozostałych 4 próbkach wyniósł od 52,2% do 88,3%;
- 4 miesiące – całkowitemu rozkładowi (100%) uległy wszystkie sączki w 7 próbkach (w tym komplety na trzech stanowiskach), zaś w przypadku pozostałych 3 próbek średni ubytek wagi był bardzo duży i wyniósł od 89,1% do 99,8%;
- 6 miesięcy – całkowitemu rozkładowi (100%) uległy wszystkie sączki celulozowe we wszystkich 10 próbkach.

Niewielka liczba replikacji nie pozwala na użycie aparatu statystycznego, a jedynie na wnioskowanie o charakterze jakościowo-opisowym. W świetle powyższych wyników i uwzględniając uproszczoną metodę oczyszczania sączków z materiału organicznego (niedokładność szacowana na 10-20%), można stwierdzić:

1. Niemal całkowita (ponad 90%, czyli w granicach błędu średniego) dekompozycja sączków celulozowych o średniej wadze 0,6164 g (średnia dla 360 sztuk) umieszczonych w leżącej grubiźnie nastąpiła w czasie od 2 do 4 miesięcy, zaś całkowita w czasie od 4 do 6 miesięcy.
2. W ciągu pierwszych 2 miesięcy maksymalny ubytek wagi wyniósł 1,7% dziennie, co jest wartością bardzo zbliżoną do wyników podanych przez Breymeyer (2002) z białowieskich lasów grądowych i borów mieszanych (do 2%). Średnie ubytki wagi na poszczególnych stanowiskach były zbliżone i wyniosły odpowiednio (w $mg \cdot g^{-1} \cdot dzień^{-1}$): 10,4 (Łyczyńskie Olszyny), 12,7 (Jabłonna), 13,6 (Kępa Oborska), 14,7 (Bielino), 16,3 (Arciechówek) i 16,4 (Białobrzegi).

Tabela 44. Ubytek wagi [%] poszczególnych sączków celulozowych w martwym drewnie

Nazwa	Termin	Numer paska	Ubytek wagi				
			Sączek 1	Sączek 2	Sączek 3	Sączek 4	Sączek 5
Arciechówek	1	31	99,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	2	32	100,0	93,2	100,0	100,0	100,0
	3	33	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	1	34	95,7	88,5	99,7	99,2	98,6
	2	35	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	3	36	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Białobrzegi	1	52	100,0	100,0	99,5	99,7	99,0
	2	53	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	3	54	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	1	57	92,7	98,6	99,4	98,3	98,2
		55	zniszczony				
		56	zniszczony				
Bielino	1	43	95,1	93,9	83,6	73,3	95,6
	2	44	~~63,1~~	~~86,9~~	100,0	100,0	100,0
	3	45	100,0	100,0	100,0	100,0	~~98,0~~
Jabłonna	1	65	46,6	48,0	52,2	55,5	58,4
	2	66	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
		64	zniszczony				
	1	68	99,1	100,0	100,0	100,0	100,0
	2	69	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
		67	zniszczony				
Kępa Oborska	1	19	42,3	82,4	89,2	66,3	61,9
	2	20	99,8	100,0	100,0	99,9	99,4
	3	21	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	1	22	97,9	97,8	91,2	90,3	96,9
	2	23	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	3	24	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Łyczyńskie Olszyny	1	7	76,6	73,4	44,4	52,1	66,1
	2	8	98,2	93,5	71,8	87,7	94,3
	3	9	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	1	10	~~22,3~~	~~17,8~~	~~3,6~~	~~1,3~~	~~13,4~~
	2	11	~~1,5~~	~~0,6~~	~~0,8~~	~~37,4~~	~~21,5~~
	3	12	~~88,5~~	~~79,5~~	~~47,9~~	~~71,3~~	~~91,3~~

Objaśnienia: wartości przekreślone wykluczono z analiz (wyjaśnienia w tekście); terminy: 1 – 18.05-21.07.2017 r.; 2 – 22.07-15.09.2017 r.; 3 – 16.09-17.11.2017 r.

3. Nie wykryto żadnych zależności tempa dekompozycji z lokalnym zróżnicowaniem siedliskowym (biotycznym i abiotycznym) poszczególnych płatów badanych lasów łęgowych. Tempo biodegradacji sączków ma związek wyłącznie z odmiennością mikrosiedlisk, jakie tworzą poszczególne kawałki leżaniny, przy czym priorytetowe są: stopień zbutwienia (klasa rozkładu) i wilgotność. Wykorzystane w badaniach kłody

charakteryzowały się silnym lub bardzo silnym rozkładem nieaktywnej bieli podkorowej na skutek m.in. wpływu grzybów, działalności saproksylicznych bezkręgowców, a w dalszej kolejności kolonizacji przez roślinność runa (porosty => mszaki => rośliny naczyniowe => paprotniki). Oddziaływanie czynników atmosferycznych, zazwyczaj bezpośrednie z powodu braku lub defragmentacji warstwy kory, prowadziło do znacznego i trwałego nawilgocenia rozkładającego się drewna.

4. Wolniejsze tempo dekompozycji czystej celulozy w ciągu dwóch pierwszych miesięcy w lasach o większym stopniu odkształcenia (U1 – stanowiska Jabłonna, Kępa Oborska i Łyczyńskie Olszyny) może mieć charakter przypadkowy. Potwierdzeniem tego jest duże zróżnicowanie tempa biodegradacji w pniach oddalonych od siebie o zaledwie kilkanaście metrów: Jabłonna (52,2 i 99,8%) i Kępa Oborska (68,4 i 94,8%).

Tabela 45. Średni ubytek wagi [%] sączków celulozowych w martwym drewnie

Terminy	Arciechówek		Białobrzegi		Bielino	Jabłonna		Kępa Oborska		Łyczyńskie Olszyny		Przedział
1	99,8	96,4	99,6	97,4	88,3	52,2	99,8	68,4	94,8	~~11,7~~	62,5	52,2-99,8
2	98,6	100,0	100,0	*100,0*	100,0	100,0	100,0	99,8	100,0	~~12,3~~	89,1	89,1-100
3	100,0	100,0	100,0	*100,0*	100,0	*100,0*	*100,0*	100,0	100,0	~~75,7~~	100,0	100

Objaśnienia: jak w tabeli 44; kursywą oznaczono wartość domniemaną (zniszczenie paska)

Dekompozycja celulozy w glebie

Niemal wszystkie próbki dekompozycyjne umieszczono na głównych ścianach odkrywek glebowych i zasypano materiałem pobranym *in situ* (patrz rozdział 2.10). Wyraźnie odmienne wyniki dla pasków 1, 2, 3 na stanowisku Łyczyńskie Olszyny związane są ze sposobem inkubacji – próbki wsunięto w otwory wywiercone świdrem, które następnie wypełniono glebą (tab. 46). Ten fakt oraz prawdopodobny brak właściwej ilości substratu glebowego w otworach doprowadziły do spowolnienia procesu dekompozycji. Z tego względu te pomiary zostały pominięte w rozważaniach. Ostatecznie uwzględniono wyniki z 32 próbek (3 paski pominięto, 1 uległ zniszczeniu).

Tabela 46. Ubytek wagi [%] poszczególnych sączków celulozowych w glebie

Nazwa	Termin	Numer paska	Ubytek wagi					Grupa rozkładu
			Sączek 1	Sączek 2	Sączek 3	Sączek 4	Sączek 5	
Arciechówek	1	25	74,5	79,0	20,4	19,0	38,9	C
	2	26	100,0	100,0	99,2	84,6	100,0	B
	3	27	100,0	100,0	96,9	96,5	100,0	B
	1	28	39,6	17,6	21,0	8,6	13,4	C
	2	29	94,5	84,5	60,6	52,7	21,5	A
	3	30	100,0	100,0	90,8	51,3	38,1	A
Białobrzegi	1	46	95,1	100,0	78,5	35,4	44,6	C
	2	47	100,0	100,0	100,0	87,5	98,7	B
	3	48	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	1	49	100,0	98,4	87,5	91,8	96,4	B

	2	50	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	3	51	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
Bielino	1	37	100,0	100,0	99,3	91,4	43,2	A
	2	38	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	3	39	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	1	40	69,4	67,7	65,0	53,9	31,6	A
	2	41	99,5	87,4	50,1	80,9	83,0	C
	3	42	100,0	99,2	84,6	81,4	96,7	B
Jabłonna	1	60	95,7	91,0	93,8	97,3	99,7	B
	2	58	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	3	59	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	1	61	100,0	99,0	97,6	98,2	97,1	B
	2	62	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
	3	63	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
Kępa Oborska	1	15	77,5	17,3	1,7	54,0	2,6	inne
	2	13	100,0	100,0	98,9	98,9	72,2	A
	3	14	100,0	99,3	90,2	99,3	95,0	B
	1	16	85,0	42,4	35,4	83,1	94,8	C
	2	17	99,2	99,7	87,0	100,0	100,0	B
	3	18	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	D
Łyczyńskie Olszyny	1	1	~~30,3~~	~~10,9~~	~~17,5~~	~~7,1~~	~~10,4~~	-
	2	2	~~46,5~~	~~11,9~~	~~11,5~~	~~16,7~~	~~18,6~~	-
	3	3	~~38,5~~	~~18,0~~	~~15,4~~	~~22,0~~	~~23,7~~	-
	1	5	38,9	30,6	10,6	4,6	4,4	A
	2	6	94,3	96,5	99,5	97,1	12,6	inne
	3	4	zniszczony					

Objaśnienia: jak w tabeli 44

Pionowe umiejscowienie pasków miało na celu obserwację zróżnicowania tempa dekompozycji w kolejnych poziomach profilu glebowego (0-50 cm): Arciechówek – A-AC-Cg1-Cg2, Białobrzegi – A-Bw, Bielino – A, Jabłonna – A-Bw, Kępa Oborska – A1-AC-2C-3C-4C, Łyczyńskie Olszyny – A-Bv. Założono, że w najbardziej aktywnej biologicznie warstwie próchnicznej (A), proces ten będzie najszybszy, zaś wraz z głębokością i wzrostem udziału cząstek mineralnych będzie ulegał spowolnieniu. W praktyce taki modelowy układ miał miejsce tylko w przypadku 6 pasków (nr 5, 13, 29, 30, 37, 40 – grupa A, tab. 46). W 16 próbkach tempo biodegradacji sączków w układzie wertykalnym było w różnym stopniu nierównomierne – mimo że w większości przypadków najszybszą dekompozycję zarejestrowano w części przypowierzchniowej, to jednak były też sytuacje odmienne albo wręcz odwrotne od modelowych (np. nr 17) (por. Breymeyer 2002). W 8 próbkach z tej grupy różnice wyników nie przekraczały 10-20%, czyli mieściły się w granicach przyjętego błędu średniego. W tych sytuacjach można założyć, że tempo dekompozycji w całym profilu glebowym było zbliżone (grupa B, tab. 46). W pozostałych próbkach z tej grupy najmniejsze ubytki wagi odnotowano na głębokościach 20-30 cm lub 30-40 cm; niżej tempo rozkładu rosło (grupa C, tab. 46). Wyniki badań gleboznawczych nie umożliwiają wytłumaczenia takiej zmienności dekompozycji celulozy w glebie wraz z głębokością; ma ona prawdopodobnie charakter przypadkowy i może wiązać się z częściowym wymieszaniem

materiału glebowego należącego do różnych poziomów genetycznych. Równie trudny do interpretacji jest fakt wystąpienia na ścianie jednej odkrywki trzech różnych wzorców dekompozycyjnych (gdy jedyną zmienną różnicującą był czas inkubacji), czego najlepszym przykładem jest stanowisko Bielino (paski nr 40 – grupa A, 41 – grupa C, 42 – grupa B). Sączki w 10 paskach uległy całkowitemu rozkładowi – 4 po upływie 4 miesięcy, zaś 6 w okresie półrocznym (grupa D, tab. 46).

Ze względu na zróżnicowanie wzorców dekompozycyjnych w profilach glebowych postanowiono przyjrzeć się średniej dla poszczególnych próbek (tab. 47), abstrahując tym samym od charakterystyk poszczególnych poziomów glebowych (por. French 1988). Średnie tempo dekompozycji w zależności od czasu ekspozycji prezentuje się następująco:

- 2 miesiące – ani jedna próbka nie uległa w całości dekompozycji; w przypadku 3 próbek (w tym komplet na stanowisku Jabłonna) średnia dekompozycja przekroczyła wartość 90% (94,8-98,4%), zaś ubytek wagi w pozostałych 8 próbkach wyniósł od 17,8% do 86,8%;
- 4 miesiące – całkowitemu rozkładowi (100%) uległy wszystkie sączki w 4 próbkach (w tym komplet na stanowisku Jabłonna), zaś w przypadku pozostałych 7 próbek średni ubytek wagi wyniósł od 62,8% do 97,2%;
- 6 miesięcy – całkowitemu rozkładowi (100%) uległy wszystkie sączki celulozowe w 6 próbkach (w tym komplety na stanowiskach Białobrzegi i Jabłonna), zaś w przypadku pozostałych 4 próbek ubytek wagi był bardzo zaawansowany i wyniósł od 76,0% do 98,7%.

Tabela 47. Średni ubytek wagi [%] sączków celulozowych w glebie

Terminy	Arciechówek		Białobrzegi		Bielino		Jabłonna		Kępa Oborska		Łyczyńskie Olszyny		Przedział
1	46,4	20,0	70,7	94,8	86,8	57,5	95,5	98,4	30,6	68,1	~~15,2~~	17,8	17,8-98,4
2	96,8	62,8	97,2	100,0	100,0	80,2	100,0	100,0	94,0	97,2	~~21,0~~	80,0	62,8-100
3	98,7	76,0	100,0	100,0	100,0	92,4	100,0	100,0	96,8	100,0	~~23,5~~	?	76,0-100

Objaśnienia: jak w tabeli 44; kursywą oznaczono wartość domniemaną (zniszczenie paska)

Niewielka liczba replikacji, podobnie jak w przypadku próbek w martwym drewnie, nie pozwala na użycie aparatu statystycznego, a jedynie na wnioskowanie o charakterze jakościowo-opisowym. W świetle powyższych wyników i uwzględniając uproszczoną metodę oczyszczania sączków z materiału mineralno-organicznego, można stwierdzić:

1. Całkowita dekompozycja sączków celulozowych o średniej wadze 0,6164 g umieszczonych w glebie na głębokości 0-50 cm następuje w czasie nie krótszym niż 6 miesięcy (eksperyment zakończono po 180 dniach).
2. W ciągu pierwszych dwóch miesięcy (18.05.-20.07.2017 r.) w przypowierzchniowym poziomie glebowym (0-10 cm) dekompozycji uległo średnio 79,6% celulozy, czyli 1,33% dziennie (tab. 48). Dla porównania w łęgach topolowo-wierzbowych w międzywalu Wisły w czasie 6 jesiennych tygodni rozkładowi uległo prawie 48% wyłożonej porcji celulozy, zaś w ciągu 4 tygodni wiosennych – 37% (Degórski, Breymeyer 2000). Średnie ubytki wagi na poszczególnych stanowiskach (0-10 cm)

wyniosły odpowiednio (w $mg \cdot g^{-1} \cdot dzień^{-1}$): 5,8 (Łyczyńskie Olszyny), 9,5 (Arciechówek), 13,5 (Kępa Oborska), 14,1 (Bielino), 16,3 (Białobrzegi) i 16,3 (Jabłonna). Dla porównania we wspomnianych już łęgach topolowo-wierzbowych tempo rozkładu czystej celulozy wynosiło od 11,1 (wrzesień-październik) do 13,2 $mg \cdot g^{-1} \cdot dzień^{-1}$ (maj-czerwiec) (Degórski, Breymeyer 2000), zaś w łęgu olszowo-jesionowym na warszawskiej Białołęce – od 10 (luty-marzec) do 12 $mg \cdot g^{-1} \cdot dzień^{-1}$ (czerwiec-grudzień) (Grabińska 1982).

Tabela 48. Średni ubytek wagi [%] sączków celulozowych w poszczególnych poziomach glebowych

Terminy	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm
1	79,6	67,6	55,5	57,9	62,4
2	98,9	97,1	90,5	91,1	80,7
3	100,0	99,8	96,2	92,9	96,4

Terminy: 1 – 18.05-21.07.2017 r.; 2 – 22.07-15.09.2017 r.; 3 – 16.09-17.11.2017 r.

3. Rozkład celulozy umieszczonej w pniach jest wyraźnie szybszy niż w przypadku sączków zakopanych w glebie. Dotyczy to zarówno rozkładu częściowego po upływie 2, 4 i 6 miesięcy, jak i całkowitej (100%) dekompozycji. Można domniemywać, że taka różnica ma związek z dużym nagromadzeniem w pniach drzew wyspecjalizowanych mikroorganizmów celulolitycznych, które w mineralno-organicznych, a zwłaszcza w mineralnych poziomach gleby pełnią tylko rolę uzupełniającą. Poniekąd do podobnych wniosków doszła Breymeyer (2002) konstatując, że celuloza inkubowana w leżących pniach rozkłada się 2-3 razy szybciej niż na powierzchni gleby.
4. Wyraźnie największe tempo dekompozycji cechuje stanowiska Białobrzegi i Jabłonna, czyli lasy z najmłodszym (60 lat) i najstarszym (110 lat) drzewostanem. Te okresy w cyklu życiowym drzewostanu charakteryzują się zazwyczaj największą aktywnością pod względem wydzielania się drzew. Czy duża dostawa biomasy w określonych fazach rozwojowych lasu może stymulować i prowadzić do zwiększonej okresowo aktywności biologicznej gleb? Wydaje się, że to możliwe, bowiem duża ilość biomasy lignocelulozowej jest zazwyczaj wprost proporcjonalna do ilości reducentów w danym ekosystemie (w przypadku sprzyjających warunków klimatycznych).
5. Brak jest jakichkolwiek wyraźnych zależności między tempem dekompozycji celulozy w glebie, a stopniem odkształcenia badanych drzewostanów.

Powiązania między wskaźnikami dekompozycji

Wartości C/N

Nie stwierdzono wyraźnych zależności między udziałem węgla organicznego, azotu i wielkością stosunku C/N w glebie, a tempem dekompozycji celulozy. Wynika to prawdopodobnie z faktu, że w poziomach glebowych, w których zakopane były sączki, różnice między skrajnymi wartościami na poszczególnych stanowiskach były relatywnie małe i wynosiły (odpowiednio w poziomach próchnicznych i pozostałych poziomach mineralnych): Corg – 7,4-30,5 i 0,2-17,9 $g \cdot kg^{-1}$, N – 0,55-4 i 0,05-2,1 $g \cdot kg^{-1}$, zaś C/N – 3-16 (średnia 8-13). Tym samym nie różnicują one w sposób zauważalny tempa rozkładu celulozy.

Odczyn gleby

Tempo dekompozycji celulozy w ciągu pierwszych 2 miesięcy miało wyraźny związek (r=0,84; r^2=0,70)[15] z odczynem gleby (średnią logarytmiczną dla całego profilu). Zależność tempa dekompozycji od odczynu zmierzonego w poszczególnych poziomach glebowych, w których znajdowały się sączki, była już mniej wyraźna (r=0,56; r^2=0,31). Na stanowiskach z glebą kwaśną i lekko kwaśną (Jabłonna, Białobrzegi i Bielino) tempo dekompozycji było znacznie wyższe w porównaniu do stanowisk z glebami o niższym odczynie (Łyczyńskie Olszyny, Kępa Oborska, Arciechówek).

Wyniki innych badań nie są w tym aspekcie jednoznaczne. Przykładowo, Schmidt i Ruschmeyer (1958) uznali odczyn za parametr fizykochemiczny gleby, który w najsilniejszym stopniu modyfikuje tempo rozkładu celulozy (r=0,67), Drewnik (2006) określił korelację między tymi parametrami za istotną, choć przeciętnie silną (r=0,52), natomiast Donnelly i in. (1990) wpływ pH na biomasę i znacznie od niej ważniejszą aktywność biologiczną mikroorganizmów oraz na tempo dekompozycji celulozy i ligniny generalnie minimalizują. Sceptyczne obserwacje wynikają prawdopodobnie z faktu, że wpływ odczynu nie jest wyrażany w tym samym stopniu we wszystkich glebach, nie jest jednokierunkowy (bakterie preferują wysokie pH, grzyby niskie), jak również nie ma takiego samego znaczenia dla danej gleby na wszystkich etapach inkubacji, co wykazali Ruschmeyer i Schmidt (1958).

Podobne zależności stwierdzono dla biomasy dżdżownic. Większość stwierdzonych na tym stanowisku endogeicznych gatunków, które mają największy wpływ na wartości biomasy, preferuje pH>4,5, a anecigeicznych pH>4 (*L. terrestris*) (Römbke i in. 2005). Z kolei gatunki epigeiczne, najmniej liczne na naszych stanowiskach, a typowe dla środowisk leśnych (*L. rubellus, O. lacteum*) mogą występować na glebach o niższym odczynie (Plisko 1973).

Metale ciężkie

Nie odkryto wyraźnych zależności między udziałem metali ciężkich w glebie, a tempem dekompozycji celulozy i biomasą dżdżownic. Wysoce prawdopodobnym jest, że brak korelacji pomiędzy tymi wskaźnikami wynika z faktu, że zawartość metali ciężkich w poszczególnych poziomach glebowych wszystkich badanych płatów łęgowych nie przekraczała dopuszczalnych norm (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359).

Uziarnienie

Wyraźnie szybszy rozkład celulozy zachodził w glebach gliniastych zbudowanych w poziomach do głębokości 50 cm z pyłu ilastego (Białobrzegi), gliny piaszczystej (Jabłonna) i gliny lekkiej (Bielino), zaś wolniejszy w glebach piaszczystych o dominacji piasku luźnego, słabo gliniastego i gliniastego (na pozostałych stanowiskach).

Analogiczne obserwacje związane z frakcjami granulometrycznymi poczynili Went i De Jong (1966), a wcześniej Schmidt i Ruschmeyer (1958), którzy tempo rozkładu celulozy w glebach gliniastych i piaszczystych skorelowali odpowiednio na poziomie r=+0,50 i r=-0,44. Zależność ta jest sprzeczna z ogólnie znanymi prawidłowościami mówiącymi o tym, że materia organiczna rozkłada się szybciej w glebach piaszczystych z racji ich lepszego

[15] Wszystkie współczynniki korelacji i determinacji zawarte w tym podrozdziale wyliczone zostały na podstawie zależności liniowej o równaniu y = ax + b za pomocą programu CurveExpert Professional 1.6.3.

napowietrzenia. Jednak jest to sprzeczność pozorna, bowiem w przypadku prowadzonych badań tempo dekompozycji ma jedynie pośredni związek z uziarnieniem, zaś bezpośredni z wilgotnością gleby, jak również pojemnością wodną odpowiedzialną za retencję, których wartości są zazwyczaj większe w utworach gliniastych niż w silnie przepuszczalnych utworach piaszczystych. Również w przypadku dżdżownic zaobserwowano taką zależność (patrz wskaźnik: biomasa dżdżownic).

Dżdżownice

Tempo dekompozycji celulozy w ciągu pierwszych 2 miesięcy miało wyraźny związek ze średnim zagęszczeniem (r=0,77; r^2=0,60) i średnią biomasą (r=0,82; r^2=0,68) dżdżownic. Podane korelacje dotyczą łącznie wszystkich trzech grup ekologicznych. Pod względem występowania tych saprofagów bardzo mocno wyróżniały się trzy stanowiska, charakteryzujące się zarazem najszybszym tempem dekompozycji celulozy – Białobrzegi (największe zagęszczenie), Jabłonna (największa biomasa) i Bielino. Dwa pierwsze stanowiska cechowały się także największą liczbą gatunków z rodziny *Lumbricidae* (odpowiednio 7 i 6). Przemiany biochemiczne gleby na badanych stanowiskach przejawiają się natomiast w wyraźnym zwiększeniu wartości pH-H_2O (odczyn kwaśny => słabo kwaśny), która jest silnie skorelowana z liczebnością (r=0,88; r^2=0,77) i biomasą (r=0,85; r^2=0,73) dżdżownic.

Dżdżownice, choć nie konsumują bezpośrednio sączków celulozowych (brak dostępu ze względu na siatkę o oczku 1,2 mm – por. krytyczne uwagi Prescott 2005), mają jednak pośredni wpływ na tempo ich rozkładu poprzez działalność o charakterze mechanicznym (bioturbacja) oraz biochemicznym (stymulowanie aktywności mikroorganizmów), co zostało omówione w rozdziale metodycznym.

Wpływ czynników klimatycznych

Czynniki klimatyczne mają bezpośredni wpływ na mikroklimat gleby, a pośrednio na jej aktywność biologiczną, w tym biomasę i działalność mikroorganizmów celulolitycznych i procesy zachodzące w ryzosferze, czyli poziomie najbardziej podatnym na wpływy zewnętrzne (Donnelly i in. 1990). Zależność tempa dekompozycji od temperatury powietrza i wilgotności została wykazana w wielu badaniach (Niewinna 2010; Kawałko i in. 2017).

W badanych łęgach zależności z warunkami termicznymi były szczególnie widoczne między latem (21.07.-15.09.2017 r.) a jesienią (16.09.-17.11.2017 r.). W okresie letnim, gdy na badanych stanowiskach $T_{śr}$ = 17,7ºC, ubytek wagi dekomponowanych sączków wyniósł średnio 27,3% (maks. 63,4%), natomiast w okresie jesiennym, gdy $T_{śr}$ = 9,5ºC – zaledwie 3,5% (maks. 13,3%). Ten klarowny obraz zaburzają jednak dane z okresu wiosenno-letniego (18.05.-20.07.2017 r.) – podczas gdy $T_{śr}$ = 16,8ºC, średni ubytek wagi wyniósł 58,5% (maks. 98,4%).

Zależność tempa dekompozycji od wilgotności gleby w ciągu pierwszych 2 miesięcy także wymaga komentarza. Otóż zarówno w przypadku całego profilu 0-50 cm (r=0,52; r^2=0,27), jak i poziomów próchnicznych (r=0,61; r^2=0,37) trudno mówić o wyraźnym, silnym związku. Dopiero w poziomach mineralnych pojawia się silniejsza korelacja tempa rozkładu celulozy z wilgotnością gleby (r=0,71; r^2=0,51). Można to tłumaczyć dwojako: (1) pomiar wilgotności przeprowadzono jednorazowo – 60 dni przed pomiarem ubytków wagowych celulozy; można

domniemywać, że powyższe zależności byłyby silniejsze, gdyby dysponować serią danych obejmującą cały okres dekompozycji; (2) wilgotność w poziomach próchnicznych jest dużo bardziej labilna i podatna na czynniki zewnętrzne niż w poziomach mineralnych.

Jak się więc okazuje, zależności intuicyjnie oczywiste nie zawsze znajdują równie oczywiste potwierdzenie w pomiarach instrumentalnych. Zdaniem Frencha (1988) trudno jest w ogóle mówić o modelowym układzie, bowiem tempo dekompozycji nie jest prostą liniową odpowiedzią na zmiany temperatury czy wilgotności, gdyż wiąże się z opóźnioną reakcją mikroklimatu gleby na bodziec zewnętrzny. Próba uogólnienia oddziaływania czynników środowiskowych na szybkość dekompozycji celulozy wykazuje, że rozdzielenie czynników klimatycznych i edaficznych jest niemożliwe lub bardzo trudne, bowiem zmieniają się one jednocześnie. W innym kontekście zwracają na to uwagę Schmidt i Ruschmeyer (1958) oraz Prescott (2005) pisząc, że żadne obserwowane zależności nie są prostymi relacjami, bowiem w każdej glebie wpływ pojedynczego czynnika na rozkład celulozy jest modyfikowany przez oddziaływanie innych czynników klimatyczno-edaficznych (pozostających często w bardzo wysokiej autokorelacji), które to oddziaływanie jest w dodatku zróżnicowane w różnych typach gleb.

Podsumowanie

Na podstawie przedstawionych powyżej wyników można uznać, że potencjał wszystkich sześciu stanowisk do utrzymywania właściwości biogeochemicznych gleby jest co najmniej wysoki. Do podobnych wniosków doszli Degórski i Breymeyer (2000) stwierdzając, że spośród występujących w międzywalu Wisły zbiorowisk i siedlisk (łęg, łąka zalewna, ziołorośla nawłociowe, murawa trzcinnikowo-perzowa i wierzbowe wikliny nadrzeczne) największą aktywnością biologiczną cechuje się łęg topolowo-wierzbowy na madzie brunatnej. Na tym tle wyróżniają się trzy stanowiska: Jabłonna, Białobrzegi i Bielino, na których zaobserwowano wyraźnie większe tempo rozkładu substytutu celulozowego w glebie, dosyć silnie skorelowane z jej odczynem, uziarnieniem (decydującym o wilgotności) oraz biomasą, liczebnością i bogactwem gatunkowym dżdżownic. Tempo biodegradacji celulozy umieszczonej w martwym drewnie było dużo większe niż w glebie, ale jednocześnie znacznie mniej zróżnicowane między stanowiskami – ma ono bowiem związek wyłącznie z odmiennością mikrosiedlisk, jakie tworzą poszczególne kawałki leżaniny (a nie charakterystyką poszczególnych płatów), przy czym priorytetowe są: klasa rozkładu i wilgotność. Brak jest wyraźnych zależności między tempem rozkładu celulozy a stopniem odkształcenia zbiorowisk, a te domniemane mają raczej charakter koincydencji.

3.3.3. Regulacja temperatury i wilgotności powietrza (2.2.6.2)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do świadczenia usługi regulacja temperatury i wilgotności powietrza oszacowano porównując parametry termiczne i wilgotnościowe zmierzone na powierzchniach badawczych.

Wszystkie z badanych powierzchni znajdują się w dolinie Wisły. Odległość pomiędzy skrajnymi stanowiskami wynosi ponad 150 km. Jeśli porównamy warunki termiczne stanowisk położonych bardziej na północy (Arciechówek, Białobrzegi, Bielino – grupa FV) w stosunku do tych leżących bardziej na południu (Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny – grupa U1), to na powierzchniach leśnych, położonych wewnątrz płatów łęgowych, nie można jednoznacznie wskazać wyraźnych różnic termicznych. Porównując te dwie grupy, ale tylko powierzchnie niezadrzewione, okazuje się, że nieco cieplejsze są te leżące bardziej na południu, średnio o 0,3°C. Wskazuje to na istotną rolę zieleni w kształtowaniu warunków termicznych.

W tabeli 49 przedstawiono średnie wartości temperatury dobowej, minimalnej i maksymalnej oraz ich wartości najwyższe i najniższe. Zakres wahań średniej dobowej temperatury powietrza w poszczególnych miesiącach jest dosyć duży. W sierpniu 2018 r. – najcieplejszym miesiącu badanego okresu – średnia dobowa temperatura powietrza na stanowiskach leśnych wahała się od 12,7 do 25,6°C. W terenie otwartym obserwowany zakres zmian kształtował się od 13,1 do 26,6°C. Najmniejszy zakres zmian wartości średniej temperatury dobowej obserwowany był w listopadzie. Najwyższa w tym miesiącu średnia temperatura dobowa na stanowiskach leśnych zanotowana została w Białobrzegach i Kępie Oborskiej (9,7°C), zaś najniższa w Jabłonnie (-0,2°C). W terenie otwartym w analogicznym okresie najwyższa średnia wartość temperatury dobowej została zanotowana na stanowiskach Arciechówek, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny (9,7°C), zaś najniższa w Jabłonnie (-0,2°C).

O bodźcowości klimatu świadczą również notowane w danym okresie skrajne wartości temperatury powietrza. Im są większe różnice pomiędzy najwyższą i najniższą temperaturą, tym klimat jest bardziej bodźcowy, nie tylko dla człowieka, ale dla wszelkiej przyrody ożywionej. Wymaga to od organizmów większego wysiłku w celu przystosowania do dużych zmian. Na ryc. 131 przedstawiono różnicę pomiędzy najwyższą i najniższą wartością temperatury zanotowaną na wybranych stanowiskach w kolejnych miesiącach.

Największe różnice obserwowano w miesiącach wiosennych, kiedy w dni pogodne notowane są dosyć wysokie wartości temperatury, ale też zdarzają się dni bardzo mroźne. W marcu 2018 r. na stanowiskach leśnych zakres zmian temperatury powietrza wahał się od 31,1°C w Łyczyńskich Olszynach do 32,8°C w Białobrzegach. Na stanowiskach znajdujących się w terenie otwartym obserwowano podobne zmiany. Najmniejsze różnice pomiędzy najwyższą i najniższą zanotowaną wartością temperatury powietrza obserwowano w grudniu (na stanowiskach leśnych od 13,6 do 14,7°C).

Tabela 49. Wartości średnie temperatury dobowej, minimalnej i maksymalnej oraz ich wartości najwyższe i najniższe [°C]

Arciechówek		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	21,5	18,0	28,4	22,6	18,1	29,8
	najniższa	15,2	8,4	19,2	15,6	7,9	20,1
	średnia	18,0	12,5	23,0	18,6	12,5	24,3
Lipiec 2017	najwyższa	22,8	17,2	29,2	24,2	16,9	31,8
	najniższa	12,8	6,9	17,6	13,1	6,5	18,3
	średnia	17,6	12,3	22,4	18,4	12,0	23,9
Sierpień 2017	najwyższa	26,5	18,7	34,0	27,8	18,5	35,5
	najniższa	13,5	6,8	16,0	13,7	6,1	16,4
	średnia	18,3	12,7	23,5	19,0	12,4	25,0
Wrzesień 2017	najwyższa	17,2	14,7	23,3	17,7	14,6	23,8
	najniższa	9,9	4,9	12,4	10,2	4,4	12,9
	średnia	13,5	10,6	16,7	13,9	10,6	17,6
Październik 2017	najwyższa	14,0	11,5	20,5	14,3	11,6	21,2
	najniższa	3,4	0,7	6,7	3,6	0,9	6,7
	średnia	9,8	6,5	13,0	10,0	6,4	13,5
Listopad 2017	najwyższa	9,4	8,4	13,0	9,7	8,7	13,2
	najniższa	0,7	-1,9	2,2	0,8	-2,1	2,3
	średnia	5,0	2,6	7,3	5,0	2,6	7,3
Grudzień 2017	najwyższa	8,7	8,0	10,5	8,9	8,1	10,5
	najniższa	-1,9	-3,1	-1,2	-2,0	-3,2	-1,4
	średnia	2,6	0,4	4,7	2,7	0,4	4,7
Styczeń 2018	najwyższa	7,8	5,2	9,8	7,8	5,4	9,9
	najniższa	-5,9	-7,6	-4,3	-5,9	-7,6	-4,2
	średnia	0,8	-1,6	2,9	0,9	-1,6	3,0
Luty 2018	najwyższa	4,0	2,1	5,5	4,1	2,2	5,5
	najniższa	-12,3	-17,7	-9,2	-12,4	-17,8	-8,9
	średnia	-3,3	-6,2	-0,6	-3,3	-6,2	-0,6
Marzec 2018	najwyższa	9,9	5,0	15,7	9,8	5,8	15,7
	najniższa	-12,3	-16,7	-8,9	-12,3	-16,7	-8,7
	średnia	0,6	-4,0	4,8	0,6	-3,9	4,7
Kwiecień 2018	najwyższa	20,7	13,8	28,6	21,3	13,9	29,5
	najniższa	2,9	-2,7	8,2	2,9	-2,5	8,2
	średnia	12,8	5,0	19,9	13,0	5,1	19,8
Maj 2018	najwyższa	21,8	13,9	28,8	23,0	14,1	30,8
	najniższa	12,1	5,1	17,4	12,3	4,1	18,6
	średnia	16,7	10,2	22,4	17,2	9,5	23,9
Czerwiec 2018	najwyższa	23,0	17,0	31,5	24,2	16,9	32,7
	najniższa	11,6	3,7	16,0	11,8	2,8	16,9
	średnia	17,9	11,2	23,7	18,5	10,7	25,0
Lipiec 2018	najwyższa	24,3	19,1	30,4	25,2	19,7	32,5
	najniższa	14,1	9,8	16,1	14,4	9,0	16,6
	średnia	20,2	15,1	25,3	20,9	14,8	26,8
Sierpień 2018	najwyższa	25,4	19,1	32,4	26,0	19,2	33,2
	najniższa	12,7	6,1	15,3	13,1	5,5	16,7
	średnia	19,3	13,2	25,2	20,1	12,8	26,9
Wrzesień 2018	najwyższa	20,8	14,7	28,5	21,3	14,5	30,3
	najniższa	6,2	-0,8	11,3	6,5	-1,6	12,1
	średnia	14,9	9,1	20,8	15,4	8,8	22,0
Październik 2018	najwyższa	15,9	12,4	21,2	16,1	12,4	23,0
	najniższa	4,9	-0,5	7,2	4,9	-1,0	7,3
	średnia	9,3	4,4	15,3	9,6	4,3	16,1

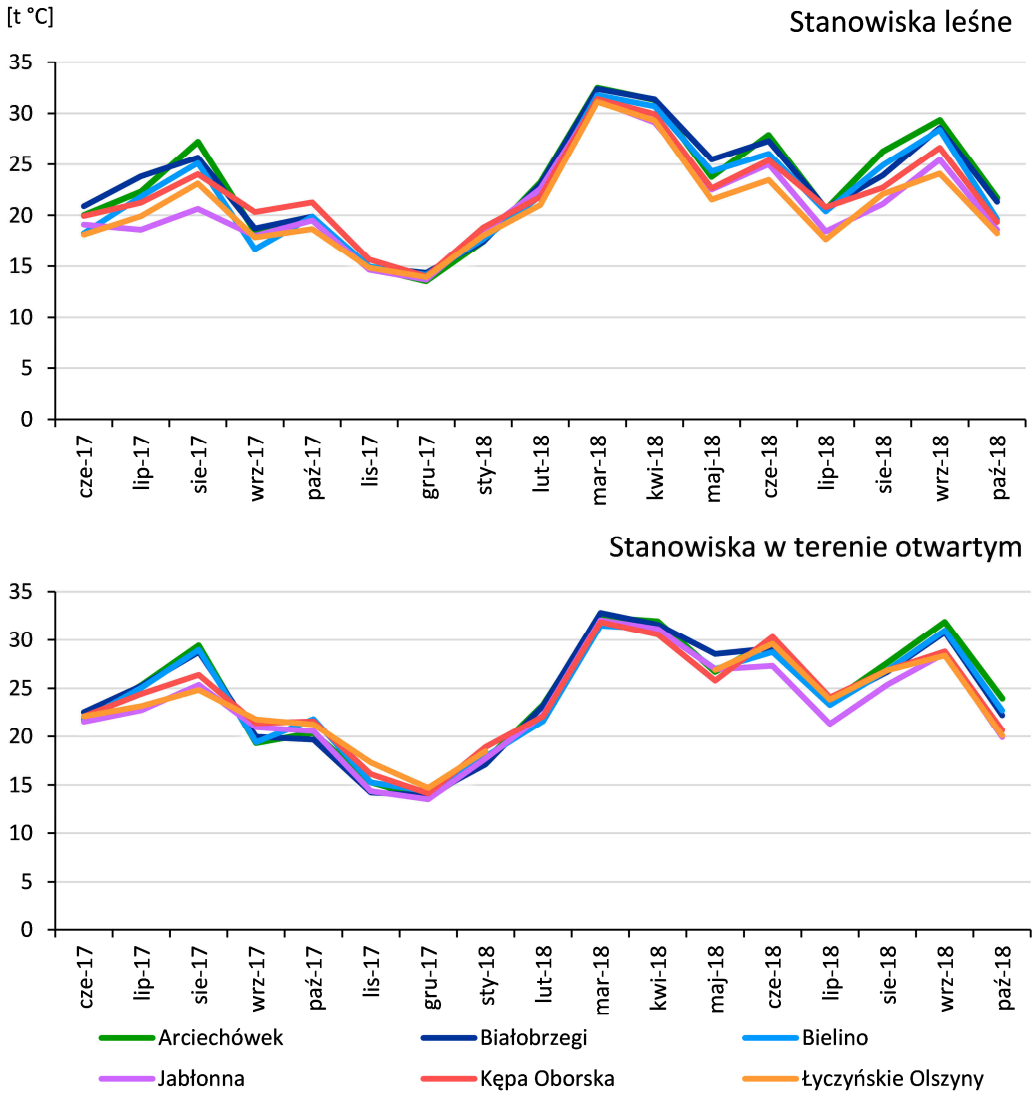
Białobrzegi		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	21,4	16,7	29,1	22,0	16,7	29,7
	najniższa	15,1	8,2	19,5	15,3	7,1	20,1
	średnia	17,9	12,1	23,1	18,3	11,6	24,2
Lipiec 2017	najwyższa	23,3	17,8	30,5	23,9	17,0	31,5
	najniższa	12,4	6,7	17,8	12,7	6,2	20,1
	średnia	17,4	12,0	22,8	18,1	11,2	24,2
Sierpień 2017	najwyższa	25,5	18,5	32,8	27,0	18,6	34,8
	najniższa	13,7	7,1	16,6	13,8	6,1	17,9
	średnia	18,4	12,9	23,9	19,0	12,2	25,1
Wrzesień 2017	najwyższa	16,6	14,5	23,2	17,3	14,3	23,5
	najniższa	10,3	4,5	12,7	10,7	3,6	13,1
	średnia	13,5	10,5	16,8	13,9	10,4	17,6
Październik 2017	najwyższa	14,4	11,4	20,6	14,0	11,3	20,5
	najniższa	3,6	0,7	6,9	3,4	0,8	6,7
	średnia	10,0	6,7	13,3	9,9	6,3	13,4
Listopad 2017	najwyższa	9,7	8,5	12,9	9,3	8,4	12,1
	najniższa	0,9	-2,0	2,4	0,9	-2,2	2,4
	średnia	4,9	2,5	7,3	4,8	2,6	7,0
Grudzień 2017	najwyższa	8,7	8,1	10,5	8,5	7,8	10,1
	najniższa	-2,5	-3,8	-1,3	-2,6	-3,9	-1,3
	średnia	2,4	0,3	4,5	2,3	0,2	4,3
Styczeń 2018	najwyższa	7,9	5,1	9,9	7,5	4,9	9,5
	najniższa	-5,7	-7,5	-3,9	-5,7	-7,7	-4,3
	średnia	0,7	-1,8	2,8	0,6	-1,8	2,6
Luty 2018	najwyższa	3,9	1,4	5,3	3,6	1,2	5,3
	najniższa	-12,7	-17,7	-8,7	-12,8	-17,9	-9,2
	średnia	-3,3	-6,2	-0,6	-3,4	-6,4	-0,7
Marzec 2018	najwyższa	9,6	4,5	15,5	9,8	5,4	15,3
	najniższa	-12,4	-16,9	-8,7	-12,6	-17,5	-8,9
	średnia	0,4	-4,2	4,7	0,4	-4,2	4,6
Kwiecień 2018	najwyższa	20,6	13,7	28,9	20,9	13,6	28,6
	najniższa	2,6	-2,5	8,2	2,4	-3,0	7,8
	średnia	12,7	4,9	20,0	12,8	4,5	19,7
Maj 2018	najwyższa	22,0	13,9	29,4	23,5	13,8	31,8
	najniższa	12,0	3,9	17,9	11,9	3,3	17,5
	średnia	16,9	10,5	23,0	17,3	9,8	23,4
Czerwiec 2018	najwyższa	22,4	16,9	30,6	24,1	17,7	32,2
	najniższa	11,0	3,4	15,1	11,2	3,1	16,1
	średnia	17,8	11,4	23,7	18,5	10,6	25,0
Lipiec 2018	najwyższa	24,3	19,5	31,0	26,0	19,6	32,6
	najniższa	14,1	10,2	16,6	14,3	8,9	17,5
	średnia	20,3	15,2	25,6	21,1	14,6	27,2
Sierpień 2018	najwyższa	24,6	19,5	30,6	26,6	19,3	32,9
	najniższa	12,9	6,7	15,7	13,3	6,2	16,9
	średnia	19,4	13,6	25,1	20,3	12,9	26,8
Wrzesień 2018	najwyższa	20,3	15,8	28,1	21,3	15,9	29,6
	najniższa	6,4	-0,4	11,9	6,1	-1,2	12,7
	średnia	14,9	9,5	20,7	15,3	8,8	21,9
Październik 2018	najwyższa	14,4	10,7	21,4	15,7	12,3	21,7
	najniższa	4,5	0,0	7,2	4,5	-0,5	7,2
	średnia	9,4	4,9	14,9	9,5	4,2	15,6

Bielino		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	21,6	16,7	28,0	22,6	16,4	30,8
	najniższa	15,3	9,7	18,7	15,9	9,0	20,2
	średnia	18,2	13,2	22,8	18,9	12,7	24,7
Lipiec 2017	najwyższa	23,2	18,1	29,3	24,3	17,4	32,2
	najniższa	12,9	7,4	17,5	13,2	7,1	19,3
	średnia	17,8	12,8	22,5	18,5	12,2	24,5
Sierpień 2017	najwyższa	26,3	19,2	33,1	27,5	19,2	36,2
	najniższa	13,7	8,0	16,5	13,9	7,3	17,6
	średnia	18,6	13,5	23,4	19,3	12,9	25,8
Wrzesień 2017	najwyższa	17,1	14,5	22,4	17,7	14,5	24,2
	najniższa	10,7	5,6	13,4	11,1	4,8	13,7
	średnia	13,6	10,9	16,8	14,0	10,7	18,0
Październik 2017	najwyższa	14,2	11,4	20,4	14,0	11,7	22,4
	najniższa	3,6	0,5	6,8	3,9	0,6	7,1
	średnia	10,0	7,0	13,1	10,2	6,9	13,9
Listopad 2017	najwyższa	9,5	8,4	12,5	9,6	8,5	12,7
	najniższa	1,0	-2,5	2,4	1,0	-2,6	2,5
	średnia	5,0	2,9	7,1	5,0	2,8	7,2
Grudzień 2017	najwyższa	8,6	8,0	10,4	8,7	8,2	10,7
	najniższa	-2,7	-3,8	-1,4	-2,6	-3,7	-1,5
	średnia	2,5	0,5	4,5	2,6	0,5	4,5
Styczeń 2018	najwyższa	7,9	5,0	10,1	8,0	5,2	10,2
	najniższa	-5,6	-7,6	-4,1	-5,7	-7,7	-4,1
	średnia	0,8	-1,6	2,7	0,9	-1,6	2,9
Luty 2018	najwyższa	3,8	1,3	5,2	3,9	1,3	5,4
	najniższa	-12,5	-16,7	-8,9	-12,1	-16,2	-8,6
	średnia	-3,2	-5,9	-0,7	-3,1	-5,8	-0,4
Marzec 2018	najwyższa	9,1	4,4	15,2	9,2	3,9	15,0
	najniższa	-12,4	-16,6	-8,6	-12,2	-16,5	-7,9
	średnia	0,6	-3,7	4,5	0,7	-3,6	4,7
Kwiecień 2018	najwyższa	20,6	14,0	28,6	21,2	14,2	28,8
	najniższa	2,7	-2,1	8,1	2,9	-2,3	8,4
	średnia	12,9	5,7	19,5	13,1	5,6	20,0
Maj 2018	najwyższa	22,7	13,6	29,1	23,8	13,6	32,0
	najniższa	11,7	4,8	17,0	12,4	5,0	18,2
	średnia	16,9	10,5	22,2	17,4	10,1	23,9
Czerwiec 2018	najwyższa	22,8	17,5	30,8	23,7	17,3	32,4
	najniższa	11,8	4,7	15,2	12,1	3,7	16,1
	średnia	18,2	11,9	23,4	18,8	11,3	25,4
Lipiec 2018	najwyższa	25,4	19,2	31,3	26,3	19,3	33,5
	najniższa	14,2	10,9	16,2	14,4	10,2	17,1
	średnia	20,5	15,5	25,4	21,1	15,2	27,4
Sierpień 2018	najwyższa	25,6	19,4	32,0	26,2	19,8	33,8
	najniższa	13,3	7,1	15,9	14,2	6,9	17,7
	średnia	20,0	14,1	25,5	20,7	13,8	27,5
Wrzesień 2018	najwyższa	21,0	15,4	28,8	21,9	15,3	31,0
	najniższa	7,4	0,4	11,7	8,0	0,0	12,7
	średnia	15,5	10,0	21,1	16,0	9,6	23,0
Październik 2018	najwyższa	15,0	11,2	20,9	15,3	10,8	23,0
	najniższa	4,7	1,3	7,4	4,9	0,3	7,5
	średnia	9,6	4,9	15,2	9,8	4,6	16,4

Jabłonna		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	22,0	17,6	29,0	22,9	17,6	31,1
	najniższa	15,2	9,9	18,8	16,2	9,5	21,7
	średnia	18,0	13,5	22,6	18,8	13,2	25,1
Lipiec 2017	najwyższa	22,9	18,6	27,8	24,3	18,3	31,4
	najniższa	13,1	9,2	17,4	13,5	8,7	18,9
	średnia	17,5	13,5	21,8	18,3	13,1	24,4
Sierpień 2017	najwyższa	24,3	19,6	29,9	26,2	19,5	34,0
	najniższa	13,0	9,3	15,7	13,3	8,7	16,9
	średnia	18,2	14,2	22,4	19,0	13,8	25,4
Wrzesień 2017	najwyższa	17,5	14,7	22,3	18,1	14,6	24,5
	najniższa	9,2	4,3	12,0	9,3	3,6	12,0
	średnia	13,4	11,0	16,2	13,7	10,6	17,6
Październik 2017	najwyższa	14,5	11,1	21,1	14,5	11,1	21,6
	najniższa	3,6	1,6	6,6	3,5	1,0	6,5
	średnia	9,8	6,9	12,8	9,8	6,6	13,2
Listopad 2017	najwyższa	9,4	8,4	12,9	9,4	8,5	12,3
	najniższa	-0,2	-1,8	1,4	-0,2	-2,1	1,3
	średnia	4,9	2,8	7,1	4,8	2,7	7,0
Grudzień 2017	najwyższa	8,4	7,8	10,6	8,5	7,8	10,4
	najniższa	-1,9	-3,1	-1,0	-1,9	-3,2	-1,0
	średnia	2,6	0,5	4,6	2,4	0,2	4,4
Styczeń 2018	najwyższa	7,5	4,7	9,8	7,4	4,6	9,6
	najniższa	-6,2	-8,5	-5,0	-6,3	-8,1	-5,2
	średnia	0,7	-1,7	2,7	0,5	-1,9	2,6
Luty 2018	najwyższa	4,1	2,1	5,4	4,0	2,1	5,1
	najniższa	-12,0	-17,2	-9,5	-12,1	-17,2	-9,3
	średnia	-3,5	-6,1	-1,0	-3,5	-6,3	-1,0
Marzec 2018	najwyższa	10,1	6,3	15,6	9,9	5,4	15,9
	najniższa	-11,9	-15,7	-8,8	-12,0	-16,2	-8,5
	średnia	0,6	-3,4	4,9	0,6	-3,5	5,2
Kwiecień 2018	najwyższa	20,0	13,8	27,4	20,9	14,2	29,1
	najniższa	2,5	-1,8	6,9	2,6	-2,0	7,2
	średnia	12,9	5,9	19,8	13,2	5,8	20,4
Maj 2018	najwyższa	21,5	15,2	27,9	23,6	15,3	32,3
	najniższa	12,0	5,4	16,6	13,1	5,3	19,4
	średnia	16,3	10,8	21,5	17,5	10,5	24,9
Czerwiec 2018	najwyższa	21,7	16,7	30,6	23,6	16,6	32,6
	najniższa	11,6	5,6	13,9	12,3	5,3	14,7
	średnia	17,8	12,5	22,6	19,0	12,2	25,9
Lipiec 2018	najwyższa	23,3	20,0	29,6	24,7	19,7	32,7
	najniższa	13,3	11,1	14,7	13,6	11,4	15,0
	średnia	19,7	16,0	23,9	20,9	15,9	27,3
Sierpień 2018	najwyższa	24,4	20,5	30,0	26,4	20,7	33,6
	najniższa	13,5	8,9	16,2	13,5	8,2	16,2
	średnia	19,7	15,1	24,6	20,6	14,5	27,3
Wrzesień 2018	najwyższa	20,8	16,7	27,5	21,1	15,4	29,8
	najniższa	7,2	2,0	11,3	7,3	1,2	12,8
	średnia	15,2	10,8	20,3	15,7	10,2	22,6
Październik 2018	najwyższa	16,0	11,6	20,9	16,2	11,5	22,2
	najniższa	5,2	2,3	7,5	5,1	2,2	7,7
	średnia	9,6	5,5	14,8	9,7	5,1	15,8

Kępa Oborska		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	23,5	18,5	29,8	23,8	19,0	30,8
	najniższa	16,4	9,9	20,1	16,8	8,7	21,1
	średnia	19,1	13,6	24,2	19,5	13,1	25,4
Lipiec 2017	najwyższa	24,2	18,3	29,8	24,9	17,7	32,0
	najniższa	13,8	8,6	19,0	14,1	7,6	19,8
	średnia	18,3	13,2	23,4	18,6	12,5	24,6
Sierpień 2017	najwyższa	26,1	20,0	33,6	26,9	20,0	34,2
	najniższa	13,6	9,5	16,4	13,9	7,7	16,7
	średnia	19,0	13,9	24,4	19,2	13,1	25,5
Wrzesień 2017	najwyższa	18,7	15,1	24,6	18,9	15,1	25,3
	najniższa	9,8	4,3	12,1	10,3	3,9	12,1
	średnia	13,8	10,9	17,2	14,0	10,6	17,9
Październik 2017	najwyższa	14,6	11,2	22,0	14,4	11,2	22,3
	najniższa	3,5	0,7	6,3	3,6	0,7	6,3
	średnia	9,9	6,6	13,2	9,9	6,3	13,6
Listopad 2017	najwyższa	9,7	8,7	13,7	9,7	8,9	13,5
	najniższa	0,3	-2,0	0,6	0,3	-2,7	0,7
	średnia	4,8	2,9	7,0	4,8	2,7	7,0
Grudzień 2017	najwyższa	8,5	8,1	11,2	8,6	8,1	11,2
	najniższa	-1,8	-2,8	-1,0	-1,8	-2,9	-0,9
	średnia	2,4	0,4	4,5	2,5	0,2	4,5
Styczeń 2018	najwyższa	8,1	6,0	10,3	8,2	6,1	10,4
	najniższa	-6,3	-8,5	-5,4	-6,3	-8,5	-5,3
	średnia	0,6	-1,8	2,8	0,6	-2,0	2,9
Luty 2018	najwyższa	3,8	2,1	5,2	3,7	2,0	5,2
	najniższa	-12,1	-16,6	-9,8	-12,2	-17,0	-9,4
	średnia	-3,3	-6,0	-0,8	-3,4	-6,3	-0,4
Marzec 2018	najwyższa	10,3	6,9	15,5	10,2	6,2	15,2
	najniższa	-12,0	-15,9	-8,3	-12,1	-16,6	-7,8
	średnia	0,7	-3,3	5,1	0,6	-3,7	5,3
Kwiecień 2018	najwyższa	21,2	14,0	28,4	21,4	13,9	28,4
	najniższa	2,8	-1,5	7,2	2,6	-2,1	7,7
	średnia	13,5	6,1	20,4	13,5	5,6	20,6
Maj 2018	najwyższa	22,6	15,2	29,8	23,4	15,2	32,3
	najniższa	13,3	7,2	15,6	13,8	6,5	18,5
	średnia	17,3	11,3	23,0	17,8	10,3	24,7
Czerwiec 2018	najwyższa	23,1	17,7	31,7	23,6	17,2	34,2
	najniższa	12,0	6,3	15,8	12,4	3,9	17,4
	średnia	18,8	12,9	24,2	19,2	11,7	25,8
Lipiec 2018	najwyższa	24,1	19,4	31,7	25,5	19,3	33,2
	najniższa	13,6	10,9	15,0	13,7	9,1	15,1
	średnia	20,6	16,2	25,6	21,2	15,6	27,5
Sierpień 2018	najwyższa	25,2	19,6	31,6	25,9	19,7	34,1
	najniższa	13,3	8,9	15,5	13,4	7,3	15,2
	średnia	20,2	14,7	25,8	20,4	13,6	27,1
Wrzesień 2018	najwyższa	20,8	14,8	27,8	20,9	14,3	28,9
	najniższa	7,4	1,2	11,3	7,0	0,1	12,3
	średnia	15,5	10,5	20,9	15,6	9,6	22,2
Październik 2018	najwyższa	16,7	11,8	21,6	16,8	11,5	22,0
	najniższa	5,4	2,3	6,6	5,2	1,3	6,8
	średnia	9,6	5,0	15,2	9,3	4,1	15,7

Łyczyńskie Olszyny		Las			Teren otwarty		
		$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}	$t_{śr.}$ dob.	t_{min}	t_{max}
Czerwiec 2017	najwyższa	23,0	17,1	28,8	24,0	17,7	31,2
	najniższa	15,9	10,7	19,2	16,3	9,0	20,4
	średnia	18,8	13,9	23,5	19,3	12,9	25,3
Lipiec 2017	najwyższa	23,7	18,8	29,5	24,3	17,5	31,5
	najniższa	14,1	9,6	18,1	14,4	8,3	19,7
	średnia	18,0	13,5	22,5	18,2	12,4	24,3
Sierpień 2017	najwyższa	26,3	19,8	32,8	25,2	19,3	32,9
	najniższa	13,5	9,7	16,2	13,7	8,1	16,8
	średnia	18,8	14,0	23,4	18,5	12,8	24,8
Wrzesień 2017	najwyższa	17,9	15,0	22,6	18,3	14,9	24,9
	najniższa	10,0	4,7	11,8	8,6	3,1	12,0
	średnia	13,6	11,0	16,7	13,6	10,4	17,2
Październik 2017	najwyższa	14,4	10,6	19,3	14,7	11,5	21,9
	najniższa	3,2	0,7	5,7	3,5	0,7	6,3
	średnia	9,6	6,7	12,5	9,8	6,5	13,2
Listopad 2017	najwyższa	9,4	8,4	12,8	9,7	8,9	13,5
	najniższa	0,2	-2,1	0,4	-0,6	-3,9	0,1
	średnia	4,7	2,7	6,8	4,6	2,5	6,9
Grudzień 2017	najwyższa	8,1	7,6	10,9	8,1	7,7	9,8
	najniższa	-1,9	-3,0	-1,0	-1,9	-5,0	-0,6
	średnia	2,2	0,1	4,2	1,5	-1,0	3,8
Styczeń 2018	najwyższa	7,0	4,6	9,5	7,0	4,8	6,7
	najniższa	-6,4	-8,6	-5,5	-6,3	-11,8	-9,4
	średnia	0,3	-2,0	2,3	0,0	-3,1	-0,7
Luty 2018	najwyższa	3,6	2,0	4,9	-	-	-
	najniższa	-12,0	-16,1	-9,9	-	-	-
	średnia	-3,5	-6,0	-1,1	-	-	-
Marzec 2018	najwyższa	9,9	6,6	14,9	-	-	-
	najniższa	-12,1	-16,2	-8,8	-	-	-
	średnia	0,4	-3,6	4,6	-	-	-
Kwiecień 2018	najwyższa	20,9	13,8	27,7	-	-	-
	najniższa	2,4	-1,6	6,9	-	-	-
	średnia	13,4	6,4	20,1	-	-	-
Maj 2018	najwyższa	22,3	14,8	28,8	23,8	13,6	15,9
	najniższa	13,3	7,2	16,2	14,6	6,1	7,9
	średnia	17,3	11,4	22,7	18,1	10,1	12,1
Czerwiec 2018	najwyższa	22,9	17,7	29,5	23,9	17,3	19,4
	najniższa	11,7	6,1	14,5	12,1	4,1	4,7
	średnia	18,4	13,0	23,1	19,5	11,7	14,0
Lipiec 2018	najwyższa	23,9	19,3	29,8	25,7	19,0	21,1
	najniższa	13,2	12,1	14,1	13,7	10,1	11,2
	średnia	20,1	16,2	24,3	21,5	15,7	17,2
Sierpień 2018	najwyższa	25,3	19,4	31,4	26,0	19,4	22,6
	najniższa	13,2	9,3	15,7	13,3	7,5	8,9
	średnia	19,7	15,0	24,1	20,6	13,7	16,1
Wrzesień 2018	najwyższa	19,7	15,2	25,5	20,9	14,6	20,0
	najniższa	7,1	1,4	10,4	7,4	0,7	2,2
	średnia	15,0	10,6	19,4	15,6	9,8	12,3
Październik 2018	najwyższa	16,7	11,9	21,0	17,0	10,2	13,5
	najniższa	5,4	2,7	6,3	5,4	1,7	1,9
	średnia	9,5	5,3	14,2	9,3	4,4	6,5



Rycina 131. Przebieg różnic najwyższej i najniższej temperatury powietrza (06.2017-10.2018 r.)

Przeprowadzona seria pomiarowa obejmowała wszystkie pory roku, co umożliwiło określenie początku i końca sezonu wegetacyjnego. Okres wegetacyjny jest to część roku, w czasie której roślinność może się rozwijać dzięki odpowiednim wartościom temperatury powietrza i wilgoci panującej w glebie. W umiarkowanych szerokościach geograficznych rozpoczyna się on, gdy średnia temperatura dobowa powietrza przekracza 5°C. W praktyce trwa od ostatnich przymrozków wiosennych do pierwszych przymrozków jesiennych. Długość okresu wegetacyjnego ma zasadnicze znaczenie dla doboru warunków rozwoju roślin (Mager, Kopeć 2010). Od terminu rozpoczęcia sezonu wegetacyjnego zależy przebieg faz rozwojowych roślin. Często, jako początek okresu wegetacyjnego przyjmuje się zakwitanie leszczyny, czy podbiału, a za koniec opadanie liści kasztanowca czy brzozy.

Do określenia daty początku i końca sezonu wegetacyjnego posłużył tylko jeden pełny cykl pomiarowy, można więc na tej podstawie określić czas trwania sezonu wegetacyjnego dla tego konkretnego okresu i miejsca. Przyjmując jako podstawę do określenia początku okresu wegetacyjnego wartość średniej temperatury dobowej powyżej 5°C, jego rozpoczęcie

przypada na 30 lub 31 marca w zależności od stanowiska pomiarowego. Okres wegetacyjny kończy się z chwilą, gdy średnia temperatura dobowa jest niższa niż 5°C. Taka sytuacja miała miejsce na wszystkich stanowiskach w dniu 10 listopada.

W publikacji opisującej zmiany okresów wegetacyjnych Tomczyk i Szyga-Pluta (2016) zwracają uwagę na coraz wcześniejsze się jego rozpoczynanie i późniejsze zakończenie. Według autorów w ostatnich latach w okolicach Warszawy i Torunia sezon wegetacyjny rozpoczynał się już 24 marca, a kończył 11 listopada.

Podsumowanie

Analiza parametrów termicznych i wilgotnościowych pokazała znaczącą rolę roślinności w kształtowaniu warunków topoklimatycznych, łagodzeniu zmian temperatury i wilgotności powietrza, przede wszystkim w okresie wegetacyjnym. Jednak nie zaobserwowano istotnych różnic pomiędzy zbiorowiskami o różnym stopniu odkształcenia.

3.3.4. Kontrola szkodników – gatunków inwazyjnych (2.2.3.1)

Stwierdzono obecność ogółem ośmiu obcych gatunków inwazyjnych – jednego drzewiastego i siedmiu zielnych. W kolejności frekwencji były to:

1. niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* (ryc. 132) – 42 notowania;
2. nawłoć późna *Solidago gigantea* (ryc. 133, 134) – 30 notowań;
3. klon jesionolistny *Acer negundo* – 12 notowań (notowania w różnych warstwach na tej samej powierzchni policzono jako jedno, natomiast w rozbiciu na warstwy było 17 notowań);
4. uczep amerykański *Bidens frondosa* (ryc. 135) – 12 notowań;
5. nawłoć kanadyjska *Solidago canadensis*,
6. niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* (ryc. 136),
7. przymiotno białe *Erigeron annuus*,
8. przymiotno kanadyjskie *Conyza canadensis* – po jednym notowaniu.

Gatunki najczęściej notowane – niecierpek drobnokwiatowy i nawłoć późna – występowały również z najwyższymi wartościami ilościowości, 4 i 5 w skali Braun-Blanqueta, zaś uczep amerykański, trzeci co do frekwencji, osiągnął maksymalnie stopień 3. Pozostałe gatunki występowały pojedynczo lub tylko lokalnie w większych skupieniach (tab. 50).

Łęgi, których stan oceniono jako niezadowalający (U1), charakteryzowały się ogólnie wyższą frekwencją gatunków inwazyjnych niż ich otoczenie, na co istotny wpływ miało masowe występowanie niecierpka drobnokwiatowego w tych lasach, a nienotowanego na terenach otwartych w ich otoczeniu, z racji jego preferencji siedliskowych. Łęgi sklasyfikowane jako FV (stan zadowalający) nie są już tak jednorodne – wprawdzie w Białobrzegach zdecydowanie więcej powierzchni poza płatem niż w płacie było miejscem występowania gatunków inwazyjnych, ale w Arciechówku różnica ta już była niewielka, a w Bielinie proporcje były wręcz odwrotne. W tej grupie łęgów najpowszechniejszym gatunkiem inwazyjnym była nawłoć późna, która wykazuje szersze spektrum zajmowanych siedlisk niż niecierpek drobnokwiatowy, obejmujący zarówno tereny otwarte, jak i prześwietlone lasy (tab.

51). Szczegółowe rozmieszczenie gatunków inwazyjnych w badanych płatach łęgów oraz ich otoczeniu można prześledzić na rycinach 137-142.

Ryc. 132. Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* dominujący w runie łęgu w Jabłonnie (fot. E. Kołaczkowska, 04.08.2017 r.)

Ryc. 134. Nawłoć późna *Solidago gigantea* (z pąkami kwiatowymi) wypełniająca lukę w płacie łęgu w Bielinie, w miejscu nieużytkowanej drogi (fot. Ewa Kołaczkowska, 26.07.2017 r.)

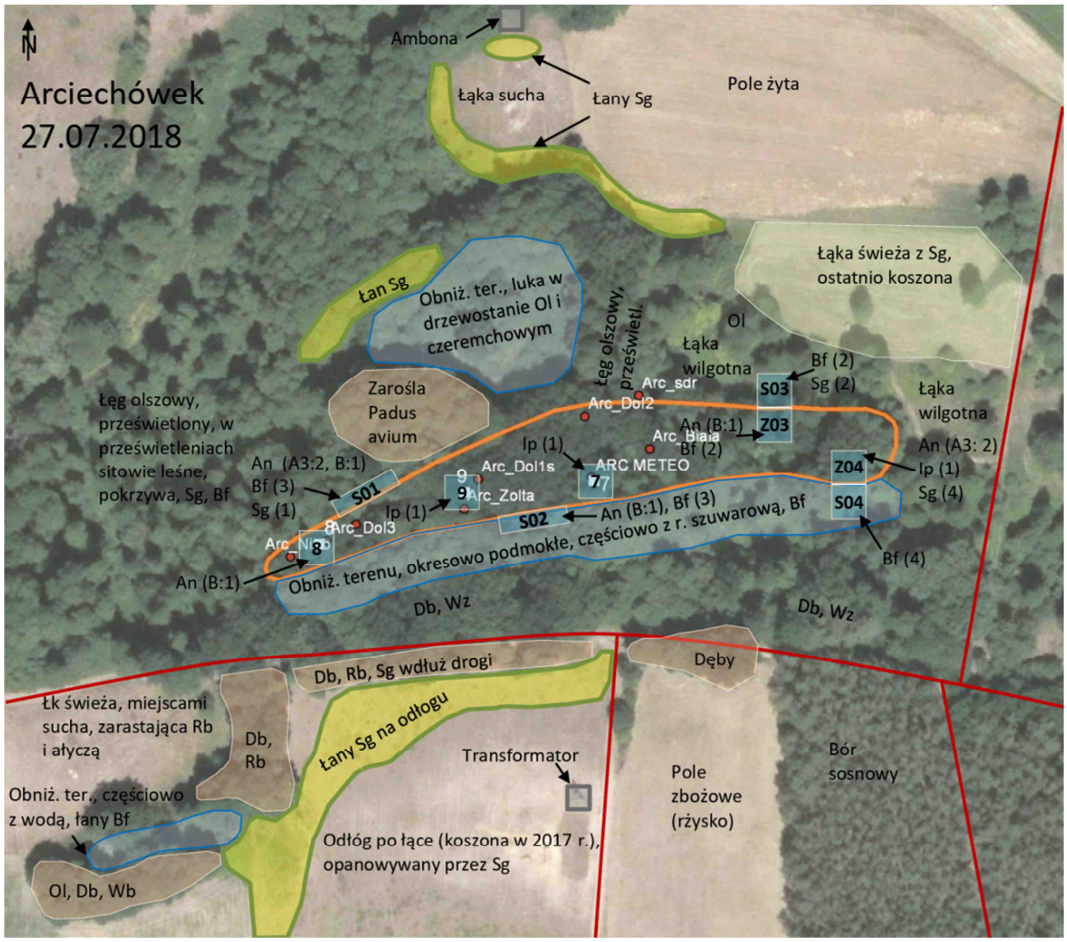
Ryc. 136. Okazała kępa niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* w sąsiedztwie płatu łęgu w Kępie Oborskiej od strony rozlewiska rzeki Wilanówki (fot. E. Kołaczkowska, 01.08.2017 r.)

Ryc. 133. Kwitnący łan nawłoci późnej *Solidago gigantea* (na drugim planie) w Bielinie wzdłuż rowu melioracyjnego (na pierwszym planie) w bliskim sąsiedztwie badanego płatu łęgu (fot. E. Kołaczkowska, 27.07.2018 r.)

Ryc. 135. Uczep amerykański *Bidens frondosa* swobodnie rozprzestrzeniający się w podmokłych zagłębieniach terenu – Arciechówek (fot. E. Kołaczkowska, 27.07.2018 r.)

Tabela 50. Frekwencja gatunków inwazyjnych w łęgach i ich otoczeniu w podziale na stopnie ilościowości

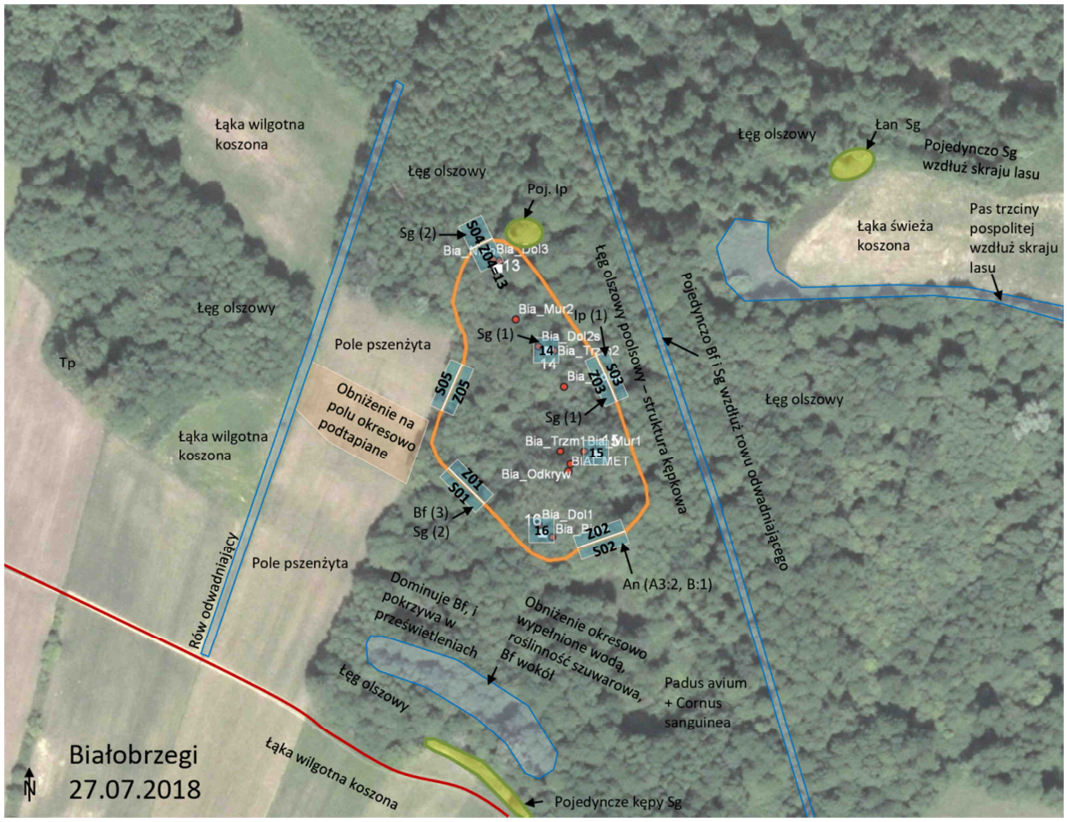
Gatunek inwazyjny (warstwa)	Ilościowość w skali Braun-Blanqueta					
	+	1	2	3	4	5
Klon jesionolistny (A3)	-	1	4	-	-	-
Klon jesionolistny (B)	3	6	1	-	-	-
Klon jesionolistny (C)	1	1	-	-	-	-
Nawłoć kanadyjska (C)	-	1	-	-	-	-
Nawłoć późna (C)	4	11	7	3	4	1
Niecierpek drobnokwiatowy (C)	-	9	12	12	8	2
Niecierpek gruczołowaty (C)	-	-	1	-	-	-
Przymiotno białe (C)	-	1	-	-	-	-
Przymiotno kanadyjskie (C)	-	1	-	-	-	-
Uczep amerykański (C)	5	2	1	3	1	-



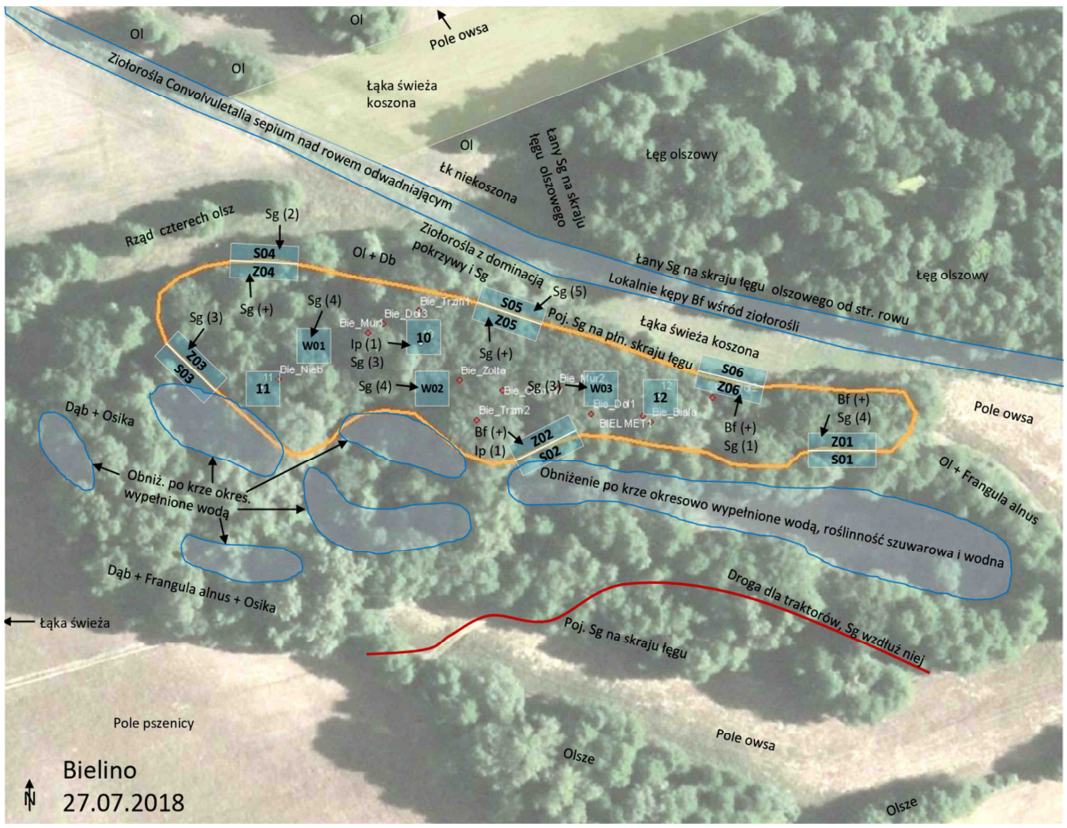
Ryc. 137. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Arciechówku (legenda ryc. 142)

Tabela 51. Liczba powierzchni próbnych z obcymi inwazyjnymi gatunkami roślin w podziale na: zlokalizowane w płatach (powierzchnie wewnętrzne i przygraniczne) i zlokalizowane poza płatami; N – liczba wszystkich powierzchni próbnych, w tym $N_{(i)}$ – liczba powierzchni próbnych z gatunkami inwazyjnymi; pogrubioną czcionką zaznaczono wartości maksymalne w odniesieniu do lokalizacji

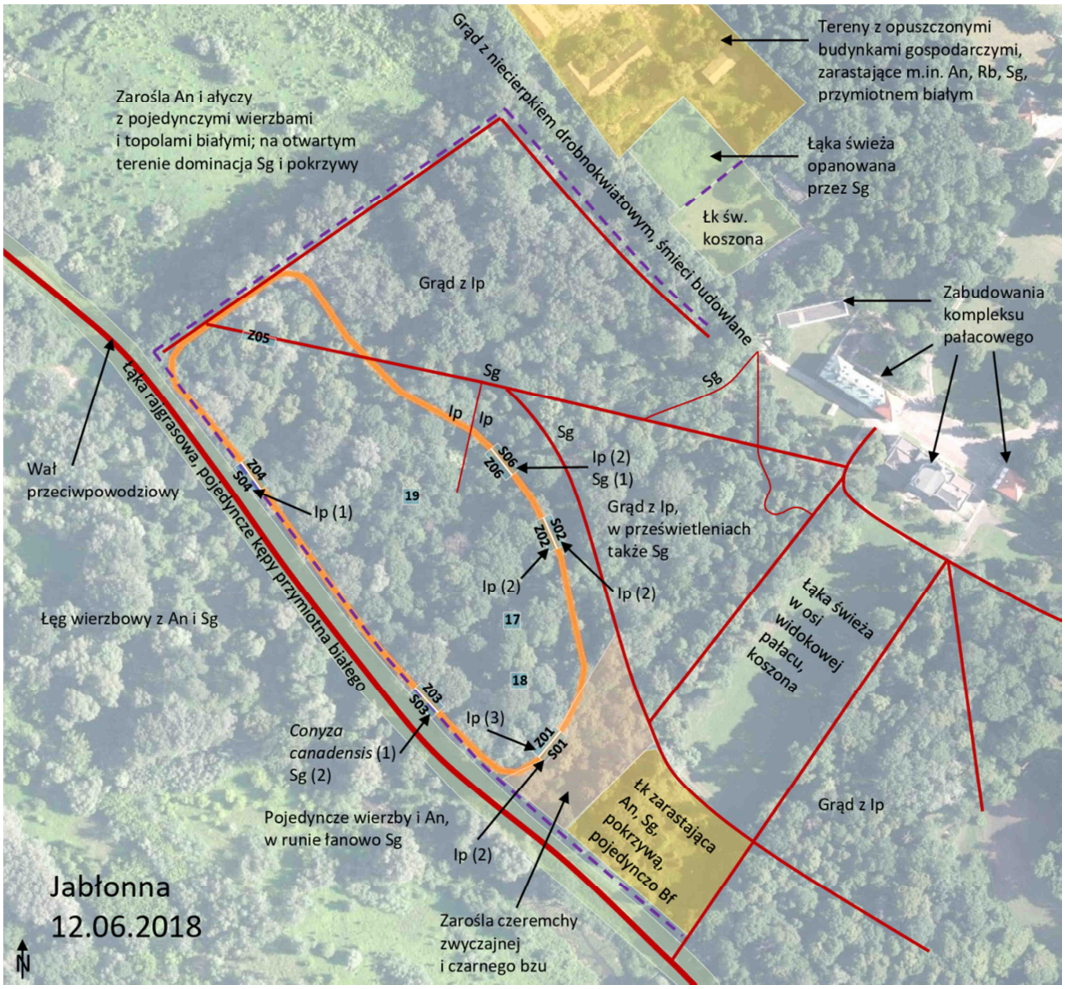
Gatunek inwazyjny (warstwa)	Arciechówek FV		Białobrzegi FV		Bielino FV		Jabłonna U1		Kępa Oborska U1		Łyczyńskie Olszyny U1	
	W płacie N=5 $N_{(i)}$=4	Poza płatem N=4 $N_{(i)}$=4	W płacie N=8 $N_{(i)}$=2	Poza płatem N=5 $N_{(i)}$=4	W płacie N=12 $N_{(i)}$=10	Poza płatem N=6 $N_{(i)}$=2	W płacie N=9 $N_{(i)}$=8	Poza płatem N=5 $N_{(i)}$=5	W płacie N=9 $N_{(i)}$=9	Poza płatem N=4 $N_{(i)}$=3	W płacie N=9 $N_{(i)}$=8	Poza płatem N=6 $N_{(i)}$=5
Klon jesionolistny (A3)	1	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1
Klon jesionolistny (B)	2	2	-	1	-	-	1	-	3	-	-	1
Klon jesionolistny (C)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
Nawłoć kanadyjska (C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Nawłoć późna (C)	1	2	**2**	**2**	**9**	**2**	3	2	4	**3**	-	-
Niecierpek drobnokwiatowy (C)	**3**	-	-	1	2	-	**8**	**4**	**9**	**3**	**8**	**4**
Niecierpek gruczołowaty (C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Przymiotno białe (C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Przymiotno kanadyjskie (C)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Uczep amerykański (C)	-	**4**	-	1	3	-	-	-	-	-	1	3



Ryc. 138. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Białobrzegach (legenda ryc. 142)

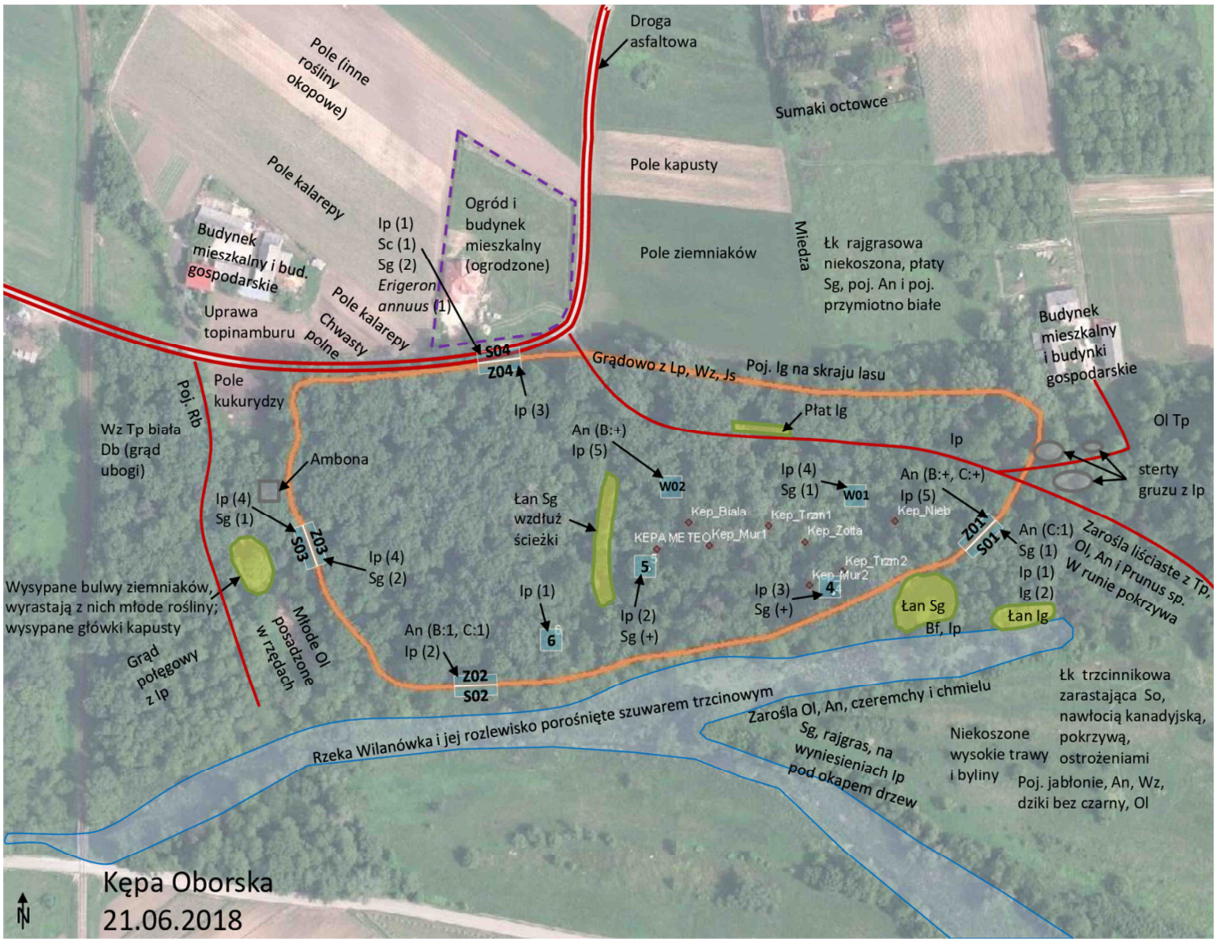


Ryc. 139. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Bielinie (legenda ryc. 142)



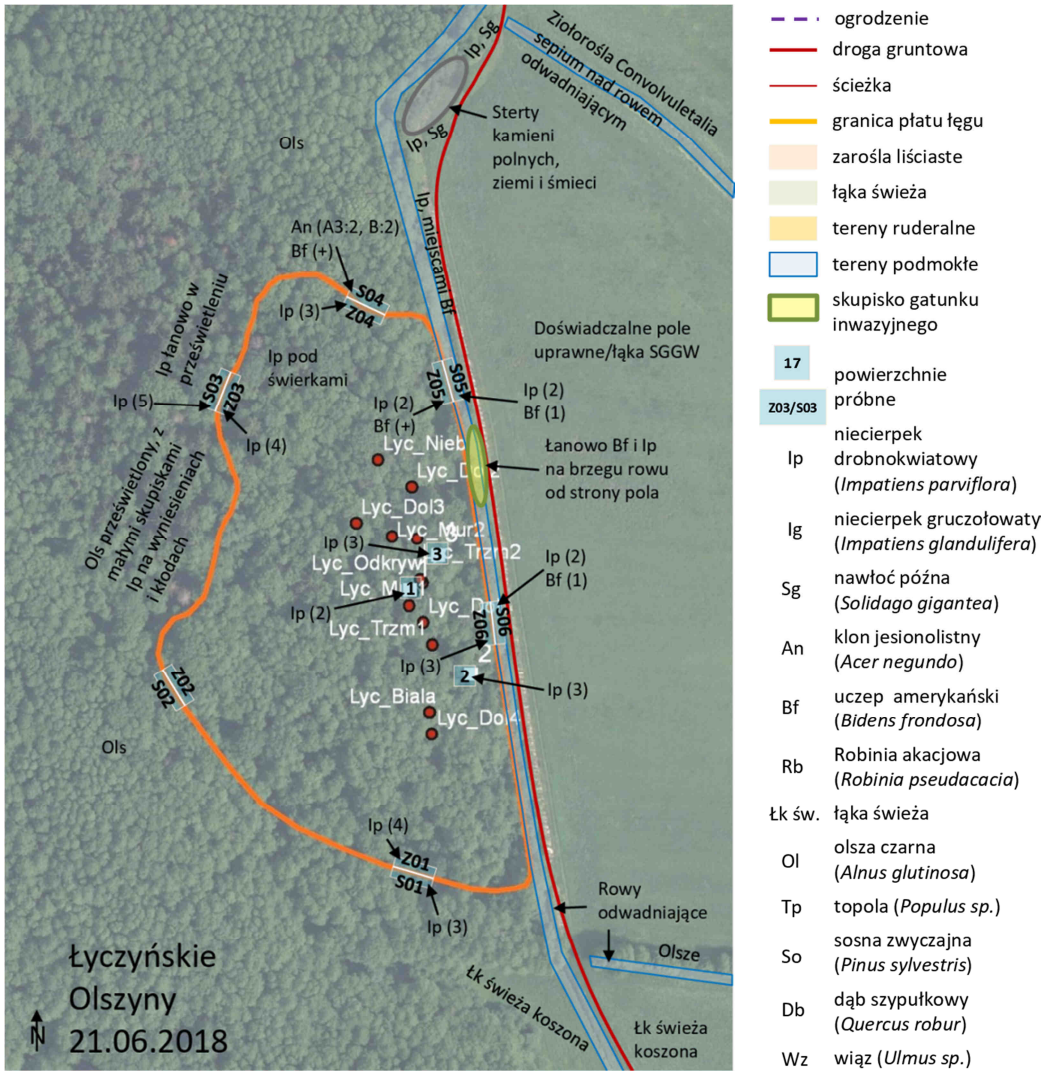
Ryc. 140. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Jabłonnie (legenda ryc. 142)

W odniesieniu do trzech najpowszechniej występujących gatunków inwazyjnych: niecierpka drobnokwiatowego, nawłoci późnej i uczepu amerykańskiego przeprowadzono analizę ich rozmieszczenia względem wymagań ekologicznych współwystępujących z nimi gatunków rodzimych runa (tab. 52-54). Badane gatunki inwazyjne były najczęściej notowane wraz z gatunkami-wskaźnikami stanowisk umiarkowanego cienia i umiarkowanego światła, świeżych i wilgotnych oraz zasobnych w azot (tab. 52a, 53a, 54a). Zaobserwowano zasadnicze przesunięcie preferencji gatunków inwazyjnych w stronę większej intensywności oświetlenia, wyższej wilgotności i żyzności siedliska na powierzchniach zlokalizowanych poza płatami łęgów jesionowo-wiązowych niż w ich wnętrzach. Przesunięcia te dla poszczególnych gatunków były zauważalne w różnym stopniu. Niecierpek w łęgach ma optimum występowania wśród gatunków umiarkowanego cienia (tab. 52b), zaś poza badanymi łęgami towarzyszą mu mniej więcej w równym stopniu gatunki umiarkowanego cienia i umiarkowanego światła. Z kolei nawłoć i uczep wyróżnia to, że poza łęgami znajdują zdecydowanie korzystniejsze warunki wśród gatunków o wyższych wymaganiach świetlnych niż niecierpek (tab. 52c). Podobny schemat powtarza się w odniesieniu do optimów wilgotnościowych (tab. 53bc), natomiast najwyraźniejszą tendencję do występowania pośród gatunków gleb najzasobniejszych w azot poza łęgami wykazuje uczep (tab. 54c), podczas gdy w łęgach wzorem pozostałych dwóch gatunków współwystępuje z rodzimymi gatunkami gleb zasobnych w azot, tj. na poziomie 6-7 w skali N Ellenberga (tab. 54b).



Ryc. 141. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Kępie Oborskiej (legenda ryc. 142)

Potencjał analizowanych lasów łęgowych do regulacji wkraczania gatunków inwazyjnych jest związany z natężeniem dostawy propagul z zewnątrz oraz obecnością otwartych siedlisk (mikrosiedlisk), które sprzyjają osiedlaniu się przybyszów. Miarą potencjalnego natężenia dostawy propagul jest m.in. bliskość zabudowy, występowanie ścieżek i dróg czy nieużytków w otoczeniu, natomiast o potencjalnych siedliskach dla gatunków inwazyjnych świadczą świeże luki w drzewostanie. Gatunki inwazyjne stwierdzone w terenie charakteryzują się różnymi optimami siedliskowymi, zwłaszcza co do wilgotności gleby i nasłonecznienia, a przy tym zakres ich tolerancji jest szeroki, co sprawia, że mogą ze sobą współwystępować w zmiennych proporcjach. Fakt, że badane łęgi mają niewielką powierzchnię, a ich otoczenie jest urozmaicone, powoduje mnogość dogodnych przyczółków dla gatunków inwazyjnych o różnych wymaganiach siedliskowych. Korzystne warunki w sąsiedztwie płatów łęgów znalazły nawłoć późna (na terenach otwartych, szczególnie tych wyłączonych z użytkowania, zwłaszcza odłogi, zarastające łąki), niecierpek drobnokwiatowy (w prześwietlonych lasach) i uczep amerykański (wokół trwałych i na dnie okresowych zbiorników wodnych). Na podstawie przeprowadzonych obserwacji w terenie można uszeregować odporność łęgów na inwazje ww. gatunków wzdłuż gradientów: wilgotnościowego, świetlnego i żyznościowego.



Ryc. 142. Schemat rozmieszczenia inwazyjnych gatunków roślin na tle pokrycia terenu w Łyczyńskich Olszynach

Tabela 52a. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu intensywności oświetlenia (skala L)* z wszystkich powierzchni próbnych, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=31	9,76	3,52	1,80	49,22	32,50	2,95
Nawłoć późna N=24	9,50	0,00	0,00	40,31	43,42	6,45
Uczep amerykański N=12	9,20	1,67	0,00	31,15	53,86	4,12

* gatunki-wskaźniki stanowisk: 1 głębokiego cienia, 2-3 cienia, 4-5 umiarkowanego cienia, 6-7 umiarkowanego światła, 8-9 pełnego światła, 0 gatunki bez wartości wskaźnikowej

Tabela 52b. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu intensywności oświetlenia (skala L) z powierzchni próbnych w łęgu, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=19	7,62	3,11	1,18	55,35	32,73	0,00
Nawłoć późna N=13	8,23	0,00	0,00	55,25	36,52	0,00
Uczep amerykański N=4	0,00	5,00	0,00	66,25	28,75	0,00

Tabela 52c. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu intensywności oświetlenia (skala L) z powierzchni próbnych poza łęgiem, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=12	13,16	4,17	2,78	39,50	32,14	7,61
Nawłoć późna N=11	11,00	0,00	0,00	22,66	51,57	14,07
Uczep amerykański N=8	13,80	0,00	0,00	13,61	66,42	6,18

Tabela 53a. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu wilgotności (skala F)* z wszystkich powierzchni próbnych, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-12
Niecierpek drobnokwiatowy N=31	15,57	0,00	0,27	40,66	37,01	5,61	0,88
Nawłoć późna N=24	11,90	0,00	0,35	32,14	47,06	8,13	0,42
Uczep amerykański N=12	7,60	0,00	0,00	24,56	38,06	25,00	4,77

* gatunki-wskaźniki gleb: 1 skrajnie suchych, 2-3 suchych, 4-5 świeżych, 6-7 wilgotnych, 8-9 mokrych, 10-12 środowisk wodnych, 0 gatunki bez wartości wskaźnikowej

Tabela 53b. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu wilgotności (skala F) z powierzchni próbnych w łęgu, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-12
Niecierpek drobnokwiatowy N=19	14,13	0,00	0,00	44,97	36,52	4,39	0,00
Nawłoć późna N=13	10,97	0,00	0,00	34,48	49,94	4,62	0,00
Uczep amerykański N=4	12,50	0,00	0,00	62,50	25,00	0,00	0,00

Tabela 53c. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu wilgotności (skala F) z powierzchni próbnych poza łęgiem, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9	10-12
Niecierpek drobnokwiatowy N=12	17,85	0,00	0,69	33,85	37,78	7,56	2,27
Nawłoć późna N=11	13,00	0,00	0,76	29,39	43,67	12,28	0,91
Uczep amerykański N=8	5,14	0,00	0,00	5,60	44,59	37,51	7,16

Tabela 54a. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu zawartości azotu w glebie (skala N)* z wszystkich powierzchni próbnych

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=31	6,49	0,00	2,63	6,86	51,42	32,59
Nawłoć późna N=24	6,36	0,00	3,11	6,02	56,92	27,60
Uczep amerykański N=12	9,58	0,00	2,40	6,19	52,85	28,98

* gatunki-wskaźniki gleb: 1 skrajnie ubogich, 2-3 ubogich, 4-5 umiarkowanie zasobnych, 6-7 zasobnych, 8-9 bardzo zasobnych, 0 gatunki bez wartości wskaźnikowej

Tabela 54b. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu zawartości azotu w glebie (skala N) z powierzchni próbnych w łęgu, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=19	6,04	0,00	1,14	9,08	55,01	28,73
Nawłoć późna N=13	1,54	0,00	0,70	4,62	66,45	26,70
Uczep amerykański N=4	0,00	0,00	0,00	5,00	83,75	11,25

Tabela 54c. Średni udział rodzimych gatunków runa w danym stopniu zawartości azotu w glebie (skala N) z powierzchni próbnych poza łęgiem, na których występował dany gatunek inwazyjny

Gatunek	0	1	2-3	4-5	6-7	8-9
Niecierpek drobnokwiatowy N=12	7,21	0,00	5,00	3,35	45,73	38,71
Nawłoć późna N=11	12,06	0,00	5,95	7,68	45,65	28,66
Uczep amerykański N=8	14,37	0,00	3,60	6,79	37,40	37,84

3.3.5. Zapylanie (2.2.2.1)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do świadczenia usługi zapylania szacowano przy pomocy następujących 5 wskaźników przyporządkowanych do dwóch zasadniczych wymiarów potencjału:

1. Potencjał siedliska do bytowania i rozmnażania się owadów zapylających:
    a. przydatność do gniazdowania
        i. dostępność miejsc do gniazdowania
        ii. stopień zasiedlania sztucznych gniazd dla trzmieli i pszczół samotnic
    b. wielkość bazy pokarmowej
2. Potencjał rzeczywiście występujących w lasach łęgowych owadów zapylających do zapylania okolicznych upraw:
    a. zagęszczenie trzmieli (metoda marszrutowa)
    b. liczba odłowionych pszczół na dzień (pułapki barwne)

1.a.i. Dostępność miejsc do gniazdowania

Analizowanymi szczegółowymi miarami pośrednimi dostępności naturalnych miejsc do gniazdowania dla trzmieli był procent ściółki niepokryty roślinnością oraz minimalna w sezonie wegetacyjnym głębokość zwierciadła wód gruntowych. Wyniki wskazują, że największy udział odsłoniętej ściółki odnotowano na powierzchni Jabłonna i Łyczyńskie Olszyny (ok. 30%), a najmniejszy na powierzchni Bielino (10%) (tab. 55). Z kolei w analizowanym okresie najniższy z maksymalnych poziomów wód gruntowych wystąpił na powierzchni Jabłonna (230 cm), a całkowite zalanie gruntu odnotowano na powierzchni Białobrzegi.

Porównanie lasów łęgowych w stanie właściwym z lasami w stanie niezadowalającym wskazuje, że przeciętnie niższym udziałem odsłoniętej ściółki (o 8 punktów procentowych) charakteryzują się lasy łęgowe w stanie właściwym. Także znacznie mniejszą (o 100 cm)

średnią minimalną głębokość wód gruntowych odnotowano na powierzchniach, gdzie stan lasu uznano za właściwy.

Podsumowując uzyskane wyniki można stwierdzić, że lasy łęgowe w stanie niezadowalającym odznaczają się znacznie wyższą dostępnością miejsc do gniazdowania dla trzmieli niż lasy łęgowe w stanie właściwym, co oznacza, że w tym aspekcie potencjał do świadczenia usługi zapylania jest wyższy w łęgach odkształconych.

Tabela 55. Średni udział procentowy odsłoniętej ściółki [%] i minimalna głębokość wody gruntowej [m] na poszczególnych powierzchniach badawczych

	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny	Średnia FV	Średnia U1
Średni udział odsłoniętej ściółki	24	21	10	31	18	30	18	26
Minimalna głębokość wody gruntowej	0,39	0,00	1,51	2,30	1,40	1,15	0,63	1,62

1.a.ii. Stopień zasiedlania sztucznych gniazd

Na 12 pułapek gniazdowych dla trzmieli w żadnej w ciągu dwóch sezonów wegetacyjnych (2017 i 2018 r.) trzmiele nie założyły gniazda. Podczas wielokrotnych kontroli jedynie raz wewnątrz budki natrafiono na samicę z rodzaju *Bombus*, ale obecność ta nie zakończyła się założeniem gniazda. W pierwszym sezonie budki lęgowe zamieszkiwane były głównie przez pająki. W drugim sezonie w kilku budkach swoje gniazda założyli przedstawiciele społecznych osowatych (*Vespidae*) (ryc. 143).

Ryc. 143. Budka lęgowa dla trzmieli zamieszkana przez osy

Również pułapki gniazdowe przeznaczone dla pszczół samotnic nie zostały przez nich zamieszkane. W każdej z 12 rozstawionych pułapek było ok. 150 łodyg trzcinowych, co daje łącznie 1800 miejsc dostępnych do zasiedlenia. Po zakończeniu sezonu wegetacyjnego 2017 r. w każdej z budek lęgowych zliczono łodygi zasklepione (ryc. 144). Ich liczba wahała się od

0 do 16 (tab. 56), co przekłada się na maksymalną efektywność zasiedlania rzędu 10%. Wśród nich jedynie część miała nieuszkodzony zasklep i zawierała żywe larwy. Odnotowano maksymalnie 4 całkowicie zasklepione łodygi na budkę lęgową (Kępa Oborska). Z przewiezionych jesienią do laboratorium łodyg na wiosnę wydostało się kilka osobników os samotnic należących do podrodziny kopułkowatych (*Eumeninae*), najprawdopodobniej z rodzaju *Symmorphus.* Przedstawiciele tego rodzaju byli obserwowani także w trakcie kontroli w terenie w sezonie wegetacyjnym, gdy zakładali gniazda w przygotowanych pustych łodygach (ryc. 145).

Ryc. 144. Łodygi trzcinowe w budkach lęgowych po sezonie wegetacyjnym: z lewej trzy łodygi w pełni zasklepione z żywymi larwami, z prawej 5 łodyg z uszkodzonym zasklepem

Tabela 56. Liczba szczelnych i uszkodzonych zasklepów w każdej budce lęgowej przeznaczonej dla pszczół samotnic

Powierzchnia	Nr budki	Liczba szczelnie zasklepionych łodyg	Liczba uszkodzonych zasklepów
Arciechówek	1	2	3
Arciechówek	2	3	2
Białobrzegi	1	1	3
Białobrzegi	2	0	7
Bielino	1	1	15
Bielino	2	3	0
Jabłonna	1	0	0
Jabłonna	2	0	0
Kępa Oborska	1	4	0
Kępa Oborska	2	0	3
Łyczyńskie Olszyny	1	0	3
Łyczyńskie Olszyny	2	0	0

Podsumowując można stwierdzić, że pod względem gotowości trzmieli i pszczół samotnic do zasiedlania sztucznych gniazd nie ma różnicy między badanymi lasami łęgowymi w stanie właściwym i niezadowalającym. W obu przypadkach odnotowano całkowity brak takiej gotowości.

Ryc. 145. Osa samotnica z rodzaju *Symmorphus* wewnątrz budki lęgowej

1.b. Wielkość bazy pokarmowej

Na podstawie 51 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych na 6 analizowanych powierzchniach badawczych spośród 85 odnotowanych gatunków roślin wskazano 32 gatunki nektarodajne, stanowiące bazę pokarmową owadów zapylających (tab. 57). Na podstawie przeglądu literatury każdemu gatunkowi przypisano określoną wartość wydajności miodowej, wyrażoną w kilogramach miodu możliwego do uzyskania z nektaru kwiatów zwartego łanu danej rośliny. W badanych łęgach roślinami o największej wydajności miodowej są trędownik bulwiasty (700 kg·ha^{-1}) i nawłoć późna (także 700 kg·ha^{-1}), która w analizowanych lasach występuje jako gatunek inwazyjny. Do grupy roślin o wysokiej wydajności miodowej (powyżej 100 kg·ha^{-1}) notowanych w badanych lasach należą także dzięgiel leśny, lipa drobnolistna, czyściec leśny, jasnota plamista, dąbrówka rozłogowa, malina właściwa i klon zwyczajny, jednak wiele z nich nie należy do gatunków charakterystycznych dla łęgów.

Wskazane gatunki mają różne pokrycie w poszczególnych warstwach lasu łęgowego. W warstwie runa zdecydowanie największym pokryciem z roślin miododajnych odznacza się bluszczyk kurdybanek (średnio ok. 11%), następnie jeżyna popielica (ok. 5%) i jasnota plamista (ponad 2%) (ryc. 146).

W warstwie krzewów dominującą rośliną miododajną jest czeremcha zwyczajna (blisko 8% pokrycia). Znacznym udziałem procentowym charakteryzują się także porzeczka czerwona i malina właściwa (po 3%) (ryc. 147).

Czeremcha zwyczajna to także najpopularniejsza roślina miododajna warstwy drzew (ok. 11% pokrycia) (ryc. 148). Z 10 odnotowanych roślin miododajnych sięgających warstwy drzew na uwagę jeszcze zasługuje klon zwyczajny (ponad 2% pokrycia) i głóg jednoszyjkowy (1%).

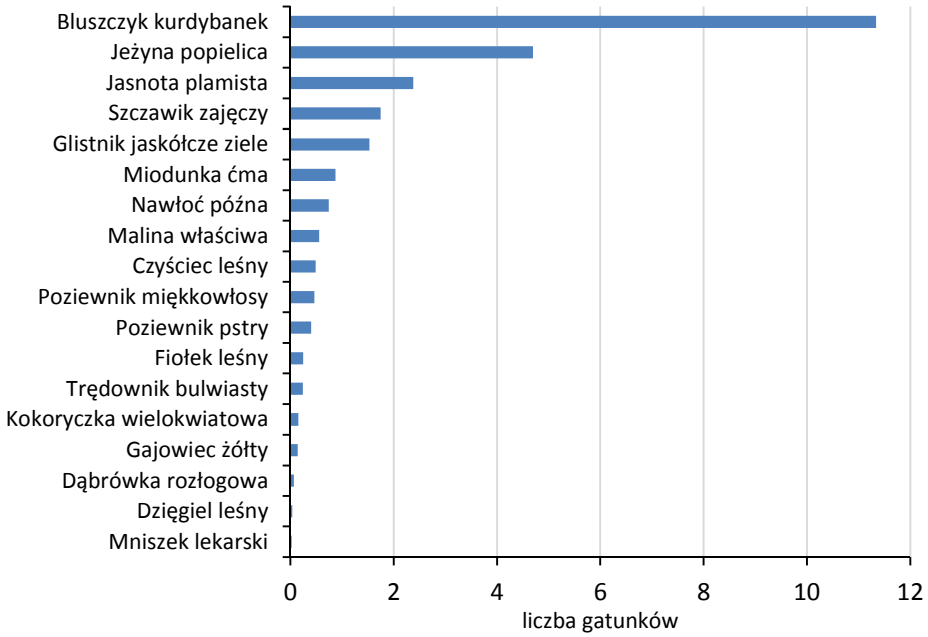
Rozpatrując sumaryczne pokrycie gatunkami miododajnymi poszczególnych warstw lasu na analizowanych powierzchniach badawczych należy stwierdzić, że warstwa runa charakteryzuje się z reguły najwyższym udziałem tych roślin (od 20% na powierzchni Jabłonna do blisko 33% na powierzchni Bielino) (ryc. 149). W warstwie krzewów i drzew wartości te są bardziej zróżnicowane. Jedynie na powierzchni Jabłonna przekraczają 20% i tylko tu ich udział jest

wyższy niż udział w runie. Wiąże się to ze znacznym udziałem tam drzew charakterystycznych dla grądów: klonu zwyczajnego i lipy drobnolistnej. Porównanie lasów łęgowych w stanie właściwym z lasami w stanie niezadowalającym wskazuje, że pokrycie runa gatunkami miododajnymi jest przeciętnie o prawie 10 punktów procentowych większe w lasach w stanie właściwym. Z kolei udział gatunków miododajnych w warstwie krzewów i drzew jest wyższy o 5-8 punktów procentowych w lasach w stanie niezadowalającym.

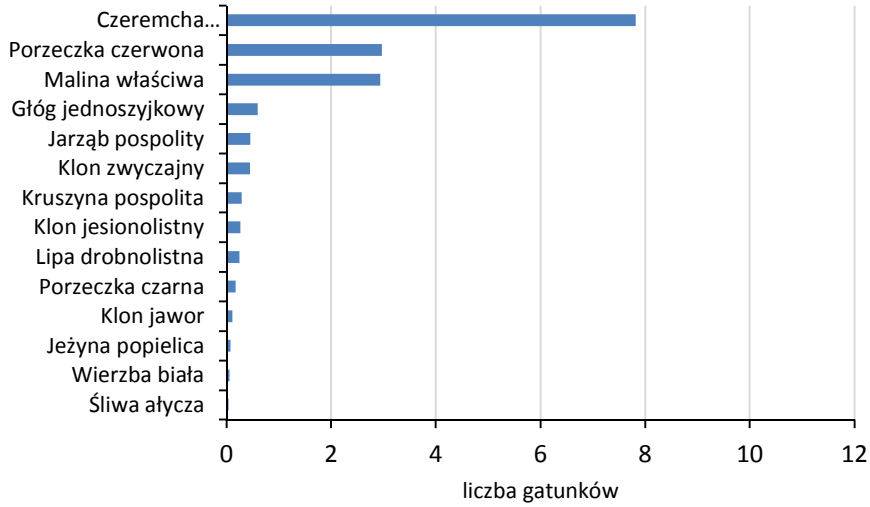
Tabela 57. Lista 32 gatunków nektarodajnych. Średnia wydajność miodowa [kg·ha^{-1}] zwartego łanu danego gatunku w optymalnych warunkach świetlnych i siedliskowych. Kursywą oznaczono gatunki, dla których wydajność miodowa została oszacowana na podstawie danych pośrednich

Gatunek nektarodajny	Wydajność miodowa przy pokryciu 100%
Nawłoć późna	700
Trędownik bulwiasty	700
Dzięgiel leśny	200
Lipa drobnolistna	200
Czyściec leśny	*140*
Jasnota plamista	140
Dąbrówka rozłogowa	120
Malina właściwa	120
Klon zwyczajny	100
Kruszyna pospolita	80
Porzeczka czarna	60
Klon jawor	50
Klon polny	50
Miodunka ćma	35
Klon jesionolistny	*30*
Śliwa ałycza	30
Wierzba biała	30
Gajowiec żółty	20
Jarząb pospolity	20
Jeżyna popielica	20
Mniszek lekarski	20
Jabłoń dzika	15
Głóg jednoszyjkowy	15
Czeremcha zwyczajna	12
Bluszczyk kurdybanek	*10*
Fiołek leśny	10
Glistnik jaskółcze ziele	*10*
Kokoryczka wielokwiatowa	*10*
Porzeczka czerwona	*10*
Poziewnik miękkowłosy	*10*
Poziewnik pstry	*10*
Szczawik zajęczy	*10*

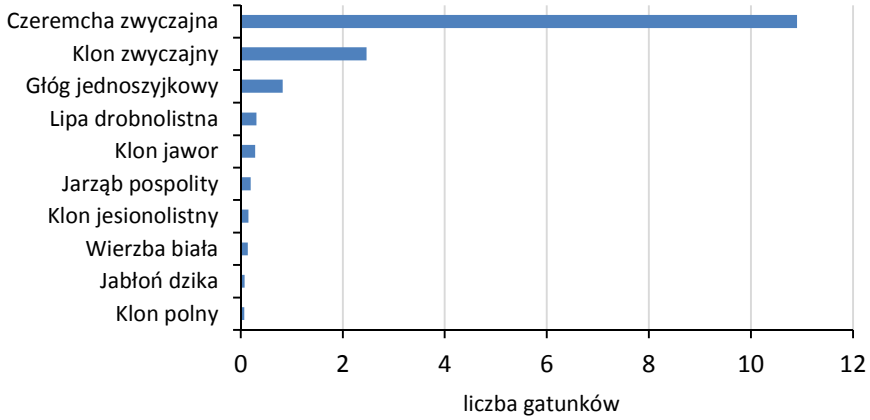
Źródło: Demianowicz i in. (1960); Szklanowska (1979); Ruszkowski i in. (1997); Kołtowski (2006)



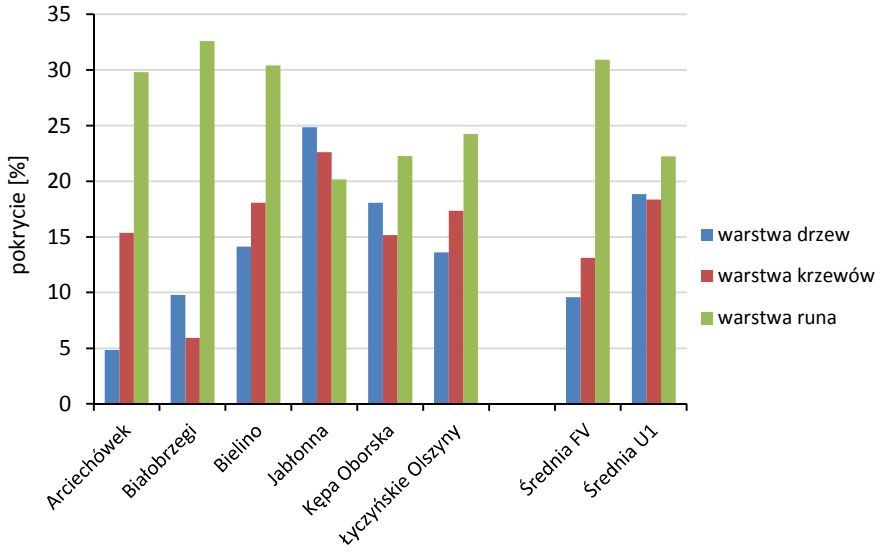
Ryc. 146. Gatunki miododajne (nektarodajne) w warstwie runa lasu łęgowego wg procentowego pokrycia (bez gatunków drzew)



Ryc. 147. Gatunki miododajne (nektarodajne) w warstwie krzewów lasu łęgowego wg procentowego pokrycia



Ryc. 148. Gatunki miododajne (nektarodajne) w warstwie drzew lasu łęgowego wg procentowego pokrycia

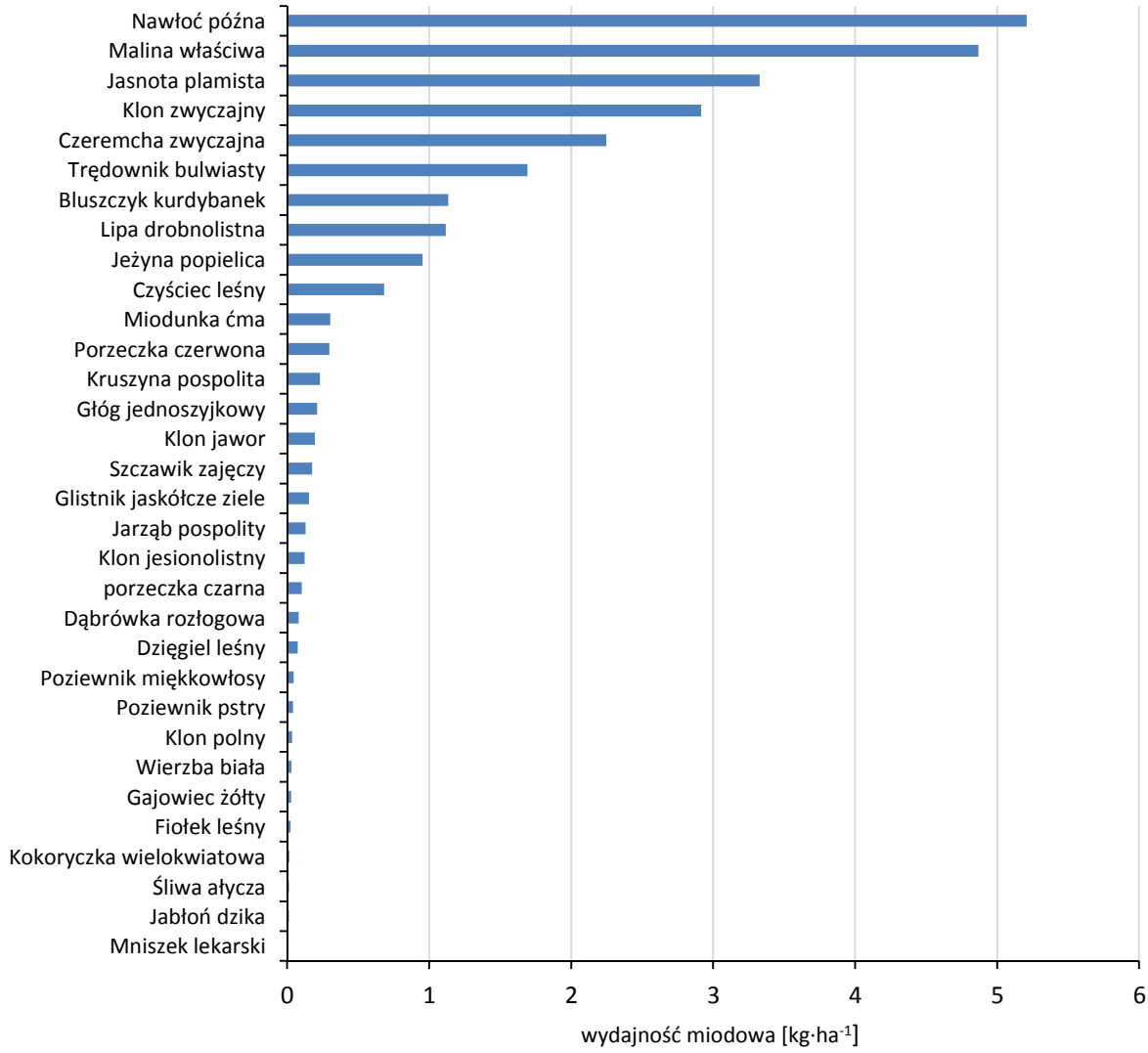


Ryc. 149. Pokrycie gatunkami miododajnymi (nektarodajnymi) w poszczególnych warstwach lasu

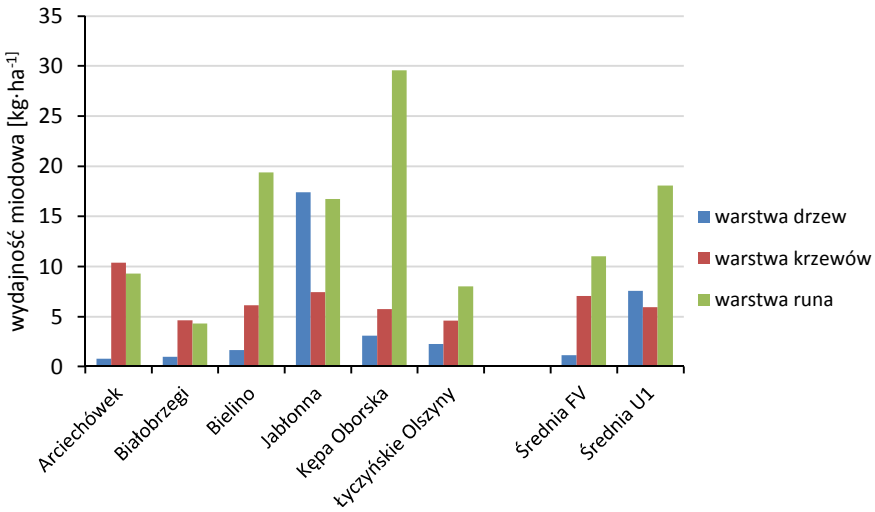
Po uwzględnieniu pokrycia danego gatunku w poszczególnych warstwach lasu największą rzeczywistą wydajnością miodową w przeliczeniu na hektar lasu łęgowego odznaczała się również nawłoć późna (ponad 5 kg·ha^{-1}) (ryc. 150). Mimo jej stosunkowo niewielkiego pokrycia w warstwie runa utrzymała pozycję lidera z uwagi na jedną z najwyższych w Polsce osobniczą wydajność miodową. Niemniej, z uwagi na późną porę kwitnienia (sierpień-wrzesień) nie jest to gatunek, który wchodzi w skład bazy pokarmowej w momencie największego zapotrzebowania owadów zapylających na pokarm. Do kluczowych gatunków tworzących bazę pokarmową zapylaczy należą natomiast kolejne na liście rośliny, czyli malina właściwa, jasnota plamista, klon zwyczajny, czeremcha zwyczajna, czy bluszczyk kurdybanek, uzyskujące efektywną wydajność miodową w ekosystemie lasu łęgowego w granicach 1-5 kg·ha^{-1}.

Rozpatrując sumaryczną wydajność miodową poszczególnych warstw lasu w analizowanych powierzchniach badawczych, należy stwierdzić, że bezwzględnie najwyższą wartością charakteryzuje się warstwa runa na powierzchni Kępa Oborska (blisko 30 kg·ha^{-1}) (ryc. 151). Także na powierzchni Bielino i Łyczyńskie Olszyny warstwa runa jest zasobniejsza w nektar od pozostałych warstw lasu. Odwrotnie sytuacja wygląda na pozostałych powierzchniach, gdzie albo warstwa krzewów (Arciechówek, Białobrzegi), albo warstwa drzew (Jabłonna) jest najzasobniejsza. Porównanie lasów łęgowych w stanie właściwym z lasami w stanie niezadowalającym wskazuje, że przeciętnie warstwa runa i warstwa drzew charakteryzują się wyższą wydajnością miodową w lasach w stanie niezadowalającym, natomiast zasobność warstwy krzewów jest porównywalna.

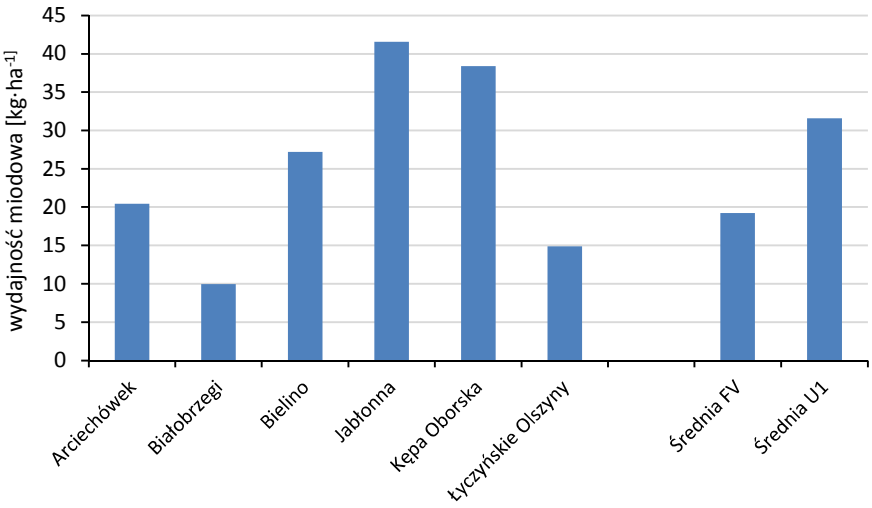
Całkowita wydajność miodowa ekosystemów badanych lasów łęgowych jest dość zróżnicowana i wynosi od 10 kg·ha^{-1} (Białobrzegi) do ponad 40 kg·ha^{-1} (Jabłonna) (ryc. 152). Przeciętnie badane lasy w stanie niezadowalającym charakteryzują się wydajnością miodową o ponad 60% większą od lasów w stanie właściwym (odpowiednio 31 kg·ha^{-1} i 19 kg·ha^{-1}).



Ryc. 150. Wydajność miodowa [kg·ha^{-1}] poszczególnych gatunków lasu łęgowego z uwzględnieniem ich średniego pokrycia



Ryc. 151. Wydajność miodowa poszczególnych warstw lasu łęgowego [kg·ha^{-1}]



Ryc. 152. Wydajność miodowa lasu łęgowego [kg·ha^{-1}]

2.a. Zagęszczenie trzmieli

Zliczanie trzmieli na pasie o powierzchni 200 m^2 i ekstrapolacja otrzymanych liczebności na hektar było podstawową metodą szacowania zagęszczenia tych owadów w badanych lasach łęgowych. Łącznie wykonano 66 takich pomiarów. Maksymalną liczbę 17 osobników odnotowano na jednym z pomiarów w czerwcu na powierzchni Łyczyńskie Olszyny, co w przeliczeniu dawało 850 trzmieli na hektar (tab. 58, 59). Zbliżone wartości uzyskano jeszcze tylko w kwietniu na tej samej powierzchni (14 osobników, 700 osob. na hektar) oraz w kwietniu i maju na powierzchni Kępa Oborska (odpowiednio 16 i 14 osobników, 800 i 700 osob. na hektar). Mimo wysiłków nie zawsze pomiary były możliwe do wykonania w czasie optymalnych warunków pogodowych, z tego względu można się spodziewać, że w pojedynczych przypadkach wartości zagęszczenia są niedoszacowane.

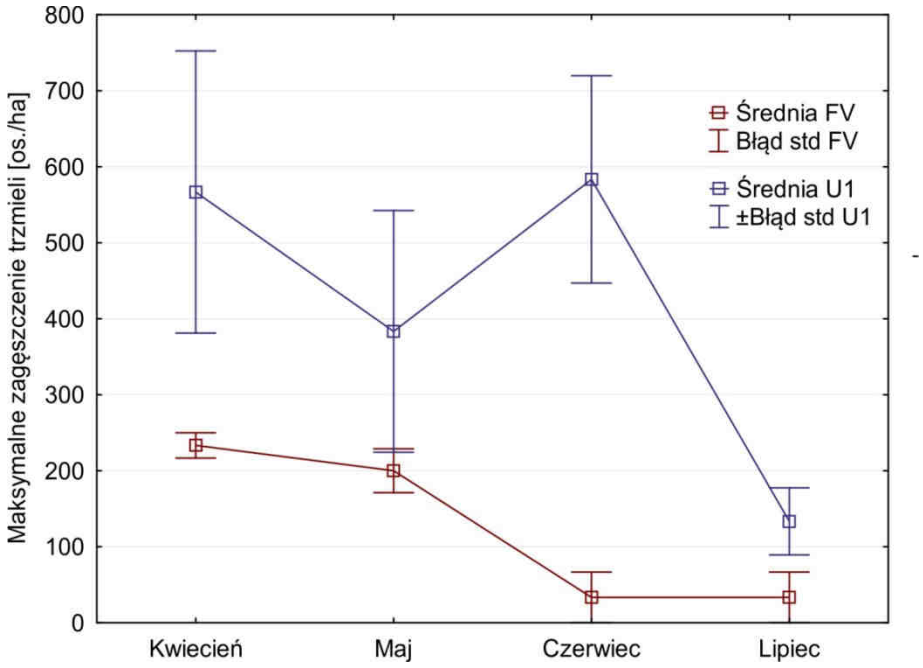
Tabela 58. Maksymalna w danym miesiącu liczebność trzmieli odnotowana w trakcie 20 min. przemarszu na poszczególnych powierzchniach badawczych

	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Kwiecień	5	4	5	4	16	14
Maj	3	4	5	4	14	5
Czerwiec	2	0	0	10	8	17
Lipiec	2	0	0	1	3	4
Sierpień	-	-	-	0	0	0
Wrzesień	-	-	-	1	1	0

Porównanie rozkładów średnich i maksymalnych miesięcznych zagęszczeń trzmieli między lasami łęgowymi w stanie właściwym i niezadowalającym wskazuje, że w każdym miesiącu bez wyjątku więcej osobników zaobserwowano w lasach w stanie niezadowalającym (ryc. 153). Najwyższe wartości średnich (blisko 600 osob. na hektar) uzyskano w kwietniu i czerwcu właśnie w lasach w stanie niezadowalającym. W czerwcu różnica między wartościami średnich jest największa i wynosi ponad 550 osobników na hektar (przebicie dwunastokrotne).

Tabela 59. Maksymalne w danym miesiącu zagęszczenie trzmieli [osobników na hektar] oszacowane na podstawie badań marszrutowych

	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Kwiecień	250	200	250	200	800	700
Maj	150	200	250	200	700	250
Czerwiec	100	0	0	500	400	850
Lipiec	100	0	0	50	150	200
Sierpień	-	-	-	0	0	0
Wrzesień	-	-	-	50	50	0



Ryc. 153. Porównanie średnich z maksymalnych zagęszczeń trzmieli w miesiącach ich największej aktywności w lasach łęgowych w stanie właściwym (FV) i niezadowalającym (U1)

Uzyskane maksymalne wartości zagęszczenia trzmieli zestawiono z przyjętymi w literaturze wartościami zagęszczenia dzikich pszczół w różnowiekowych lasach łęgowych (tab. 60). Porównanie wskazuje, że uzyskane najwyższe wartości (ponad 800 osob. na hektar) znacznie przekraczają wcześniejsze szacunki oparte na badaniach entomologicznych i ekologicznych (do 200 osob. na hektar). Bliższa analiza jednak wskazuje, że w rzeczywistości jedynie w 4 pomiarach na 66 uzyskano zagęszczenie istotnie wykraczające poza przyjęty w literaturze zakres wartości. Można więc przyjąć, uznając wystąpienie pojedynczych wysokich wartości w wybranych próbkach za naturalną cechę zmiennych o charakterze przyrodniczym, że wyniki nie są sprzeczne z wcześniejszymi badaniami, a wręcz je potwierdzają.

Na tle ekosystemów występujących w krajobrazie rolniczym strefy umiarkowanej uzyskane wartości zagęszczenia zapylaczy lokują badane lasy łęgowe w grupie ekosystemów o niskim lub bardzo niskim potencjale do świadczenia usługi zapylanie (wartości od 0 do 3 w skali 0-10) (tab. 61). Gdyby jednak rozpatrywać odnotowane maksymalne wartości zagęszczenia, wówczas należałoby uznać, że potencjał do zapylania jest wysoki (8 na skali 0-

10). W tych pojedynczych sytuacjach należy jednak przyjąć, że odnotowane wówczas trzmiele to w większości nie osobniki na stałe zamieszkujące i gniazdujące w badanych lasach, a jedynie tymczasowo je odwiedzające w wyniku specyficznego i tymczasowego rozkładu przestrzennego bazy pokarmowej w okolicy.

Tabela 60. Przyjęte w literaturze wartości zagęszczenia dzikich pszczół w lesie łęgowym w zależności od wieku drzewostanu

Typ ekosystemu	Liczba dzikich pszczół na hektar
Las łęgowy poniżej 40 lat	100-200
Las łęgowy w wieku 40-80 lat	50-100
Las łęgowy w wieku 80-120 lat	0-50
Las łęgowy powyżej 120 lat	50-100

Źródło: Affek (2018)

Tabela 61. Zagęszczenie dzikich pszczół w przeliczeniu na wielkość potencjału ekosystemów strefy umiarkowanej do świadczenia usługi zapylanie

Liczba dzikich pszczół na hektar	Potencjał ekosystemu
0	0
0-50	1
50-100	2
100-200	3
200-300	4
300-400	5
400-600	6
600-800	7
800-1000	8
1000-1500	9
1500-2000	10

Źródło: Affek (2018)

W podsumowaniu można stwierdzić, że na podstawie wykonanych badań marszrutowych potwierdzono, że lasy łęgowe na tle innych ekosystemów charakteryzują się niskim potencjałem do świadczenia usługi zapylania. Badane łęgi w stanie właściwym odznaczają się niższym potencjałem do świadczenia usługi zapylania, niż lasy łęgowe w stanie niezadowalającym. Rozbieżność ta jest szczególnie dobrze widoczna w czerwcu. Niemniej, przy interpretacji wartości tego wskaźnika należy pamiętać, że są one zależne od wielu czynników, z których nie wszystkie udało się w przeprowadzonych badaniach w pełni kontrolować (np. niepełna standaryzacja pod względem warunków pogodowych).

2.b. Liczba odłowionych pszczół na dzień

Zliczanie odłowionych do pułapek barwnych pszczół (*Apoidea*) było uzupełnieniem szacowania zagęszczenia trzmieli metodą marszrutową na upatrzonego. W ten sposób można było choćby w przybliżeniu określić liczebność innych niż trzmiele reprezentantów nadrodziny pszczół. Łącznie zebrano 144 próbki z 6 powierzchni badawczych. W okresie

szczytowej aktywności badanych owadów (kwiecień-lipiec) odłowiono do misek łącznie 238 pszczół, w tym 35 trzmieli. W sierpniu i wrześniu na trzech powierzchniach badawczych (Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny), na których testowo pozostawiono pułapki, odłowiono jedynie 8 pszczół, w tym żadnego trzmiela. Najwięcej pszczół w przeliczeniu na dzień złapano w kwietniu na powierzchni Arciechówek (0,62 osob. na dzień) (tab. 62), także wówczas na tej powierzchni odłowiono najwięcej trzmieli (0,11 osob. na dzień) (tab. 63). Porównanie rozkładów miesięcznych liczby odłowionych pszczół między lasami łęgowymi w stanie właściwym i niezadowalającym wskazuje, że w każdym miesiącu bez wyjątku więcej pszczół łapało się w lasach w stanie właściwym (ryc. 154). Taka sama prawidłowość wystąpiła w przypadku zliczania jedynie trzmieli (ryc. 155). Wykres rozkładu dla liczebności pszczół jest w obu przypadkach malejący. W kwietniu odłowiono zdecydowanie więcej pszczół niż w pozostałych miesiącach, szczególnie w lasach w stanie właściwym (ponad trzykrotnie więcej niż w lasach w stanie niezadowalającym). Jest to związane z tym, że w tym okresie w lasach kwitną geofity przy braku innych pożytków na terenach otwartych. Również wówczas królowe wielu gatunków trzmieli poszukują miejsca na założenie gniazda i często w tym celu penetrują także kompleksy leśne. W łęgach w stanie właściwym nieco więcej trzmieli odłowiono w maju niż kwietniu. W maju liczba złapanych trzmieli była ponad dwukrotnie większa w lasach w stanie właściwym w porównaniu z lasami w stanie niezadowalającym.

Tabela 62. Liczba pszczół (*Apoidea*) odławianych średnio na dzień na poszczególnych powierzchniach badawczych

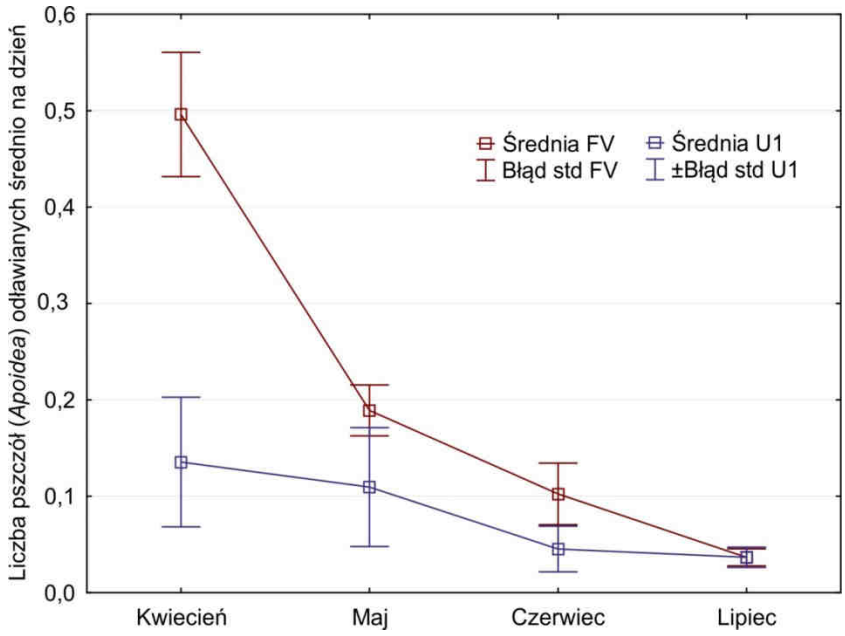
	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Kwiecień	0,62	0,42	0,44	0,01	0,15	0,25
Maj	0,24	0,16	0,16	0,00	0,21	0,12
Czerwiec	0,08	0,06	0,16	0,03	0,09	0,02
Lipiec	0,03	0,03	0,05	0,02	0,05	0,04
Sierpień	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
Wrzesień	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 63. Liczba trzmieli odławianych średnio na dzień na poszczególnych powierzchniach badawczych

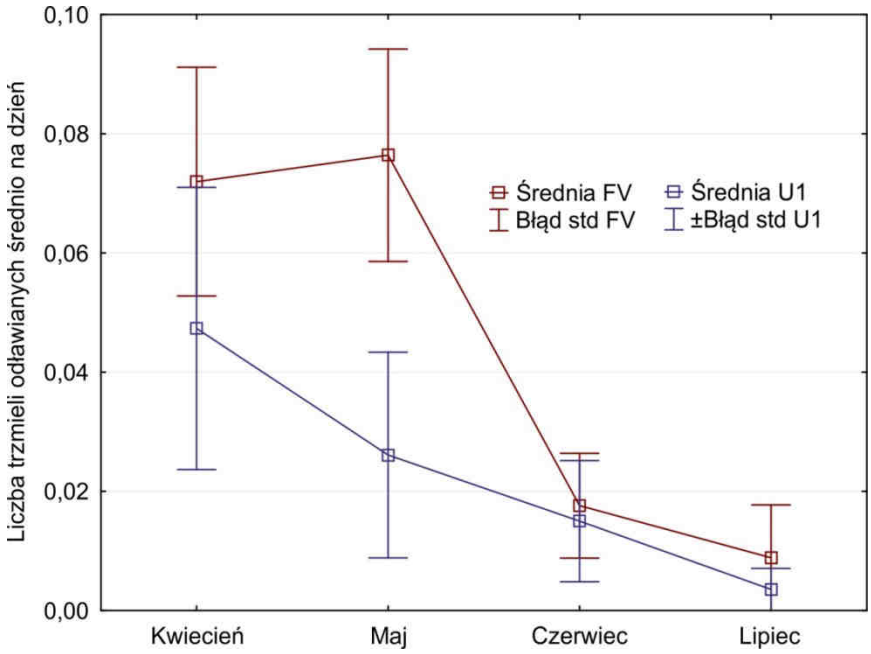
	Arciechówek	Białobrzegi	Bielino	Jabłonna	Kępa Oborska	Łyczyńskie Olszyny
Kwiecień	0,11	0,04	0,07	0,00	0,07	0,07
Maj	0,11	0,05	0,07	0,00	0,06	0,02
Czerwiec	0,03	0,00	0,03	0,01	0,03	0,00
Lipiec	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00
Sierpień	-	-	-	0,00	0,00	0,00
Wrzesień	-	-	-	0,00	0,00	0,00

W podsumowaniu można stwierdzić, że badane lasy w stanie właściwym charakteryzują się wyższym potencjałem do świadczenia usługi zapylania, niż lasy łęgowe w stanie

niezadowalającym. Rozbieżność ta jest szczególnie dobrze widoczna na wiosnę, w kwietniu i maju, i dotyczy zarówno trzmieli, jak i całej nadrodziny pszczół.



Ryc. 154. Porównanie liczby pszczół (*Apoidea*) odławianych średnio na dzień w miesiącach ich największej aktywności w lasach łęgowych w stanie właściwym (FV) i niezadowalającym (U1) (N = 238)



Ryc. 155. Porównanie liczby trzmieli odławianych średnio na dzień w miesiącach ich największej aktywności w lasach łęgowych w stanie właściwym (FV) i niezadowalającym (U1) (N = 35)

Podsumowanie

Podsumowując wyniki badań związane z potencjałem lasów łęgowych do świadczenia usługi zapylania można stwierdzić, że poszczególne wskaźniki nie dają jednoznacznego obrazu wpływu odkształcenia na potencjał (tab. 64). Sześć na jedenaście miar wskazuje na wyższy lub znacznie wyższy potencjał do zapylania wykazywany przez lasy łęgowe w stanie

niezadowalającym, natomiast dwa na wyższy lub znacznie wyższy potencjał lasów łęgowych w stanie właściwym. Uwzględnione wskaźniki niewątpliwie nie są równocenne, ale trudno obiektywnie wskazać, które mają większą lub mniejszą wartość wyjaśniającą. Z pewnością jednak lasy łęgowe nie są ekosystemami o wybitnym potencjale do świadczenia zapylania, jednak w złożonym krajobrazie rolniczym nawet niewielkie płaty łęgów pełnią istotną rolę w zachowaniu różnorodności i liczebności dzikich zapylaczy, szczególnie w okresie wczesnej wiosny, gdy brak jest jeszcze dostępnej bazy pokarmowej na terenach otwartych.

Tabela 64. Porównanie potencjału do świadczenia usługi zapylania między badanymi lasami łęgowymi w stanie właściwym (FV) i niezadowalającym (U1)

Wskaźnik/Miara	Potencjał do zapylania
Udział odsłoniętej ściółki	FV < U1
Minimalna głębokość wody gruntowej	FV << U1
Stopień zasiedlenia sztucznych gniazd dla trzmieli	FV = U1
Stopień zasiedlenia sztucznych gniazd dla pszczół samotnic	FV = U1
Wydajność miodowa warstwy drzew	FV << U1
Wydajność miodowa warstwy krzewów	FV = U1
Wydajność miodowa warstwy runa	FV << U1
Wydajność miodowa ekosystemu	FV << U1
Zagęszczenie trzmieli	FV << U1
Liczebność odłowionych pszczół	FV >> U1
Liczebność odłowionych trzmieli	FV > U1

3.3.6. Cykl hydrologiczny i regulacja przepływu wody (2.2.1.3)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do retencji wody oszacowano za pomocą wskaźnika: zasoby wody całkowitej w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej.

Według klasyfikacji zaproponowanej przez Solona i in. (2017), uwzględniającej podział na trzy kategorie potencjału ekosystemów do dostarczania rozpatrywanej usługi (niski <27 cm, średni 27-48 cm, wysoki >48 cm), badane łęgi jesionowo-wiązowe należą do klasy o małych zapasach wody w stanie polowej pojemności wodnej (tab. 65). Spośród badanych utworów, największy potencjał do magazynowania wody charakteryzuje gleby pylaste i gliniaste, które występowały na stanowiskach: Białobrzegi, Jabłonna oraz Bielino. Dodatkowo do tej kategorii należy również obszar badawczy Arciechówek, w którym znaczącą rolę w podniesieniu zdolności retencyjnych tamtejszych gleb mają charakterystyki poziomu próchnicznego. Uzyskane wyniki nie odzwierciedlają podziału związanego ze stopniem odkształcenia. Obliczone zasoby wody całkowitej są dość wyrównane we wszystkich płatach. W tym przypadku zmiany w zawartości wody należy wiązać głównie z uziarnieniem poziomów powierzchniowych, miąższością oraz zawartością materii organicznej w poziomie próchnicznym.

Uzyskane wartości są relatywnie niskie w porównaniu do oczekiwanych wyników dla siedlisk o dużej wilgotności. W przypadku siedlisk charakteryzujących się znaczną zmiennością poziomu wód gruntowych, istotny wpływ na zasoby wody całkowitej ma moment poboru

próbek, warunkowany przede wszystkim porą roku, ale również pogodą. Próbki do analiz pobierano wiosną 2017 r. Podczas prac terenowych zaobserwowano niski poziom wód gruntowych we wszystkich stanowiskach wahający się od 60 cm (Arciechówek) do poniżej 2,5 m (Jabłonna). Miało to bezpośrednie odzwierciedlenie w uzyskanych wynikach, które są bardziej charakterystyczne dla siedlisk suchych, np. borów (Solon i in. 2017).

Tabela 65. Zasoby wody całkowitej [cm] w badanych glebach w warunkach polowej pojemności wodnej

Stanowisko badawcze	Profil glebowy	Wkopy kontrolne [średnia]
Arciechówek	14,8	11,6
Białobrzegi	21,5	22,9
Bielino	15,7	7,4
Jabłonna	15,5	14,6
Kępa Oborska	8,4	6,5
Łyczyńskie Olszyny	8,4	11,2

3.3.7. Regulacja składu chemicznego wód (2.2.5.1)

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do świadczenia usługi regulacja składu chemicznego wód oszacowano na podstawie analiz jakościowych wód gruntowych – koncentracji związków chemicznych w wodach gruntowych badanych łęgów i obszarów sąsiadujących.

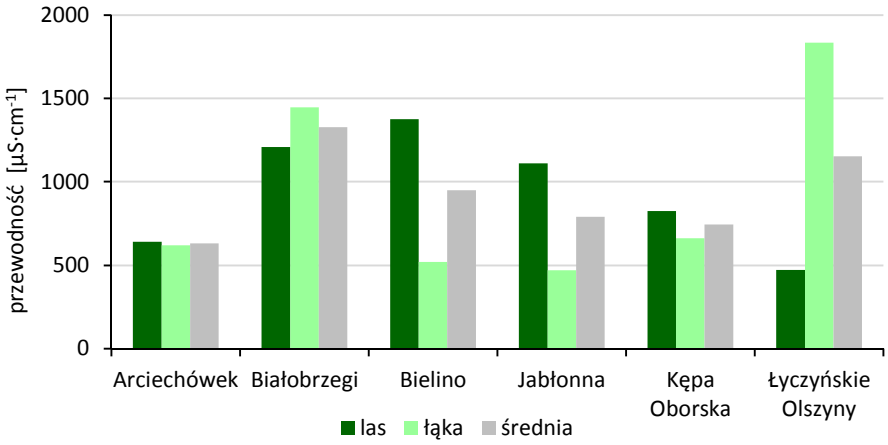
Właściwości chemiczne wód gruntowych są wypadkową składu mineralnego, właściwości struktury i tekstury utworów powierzchniowych, użytkowania terenu, natężenia i rodzaju antropopresji, a także procesów biogeochemicznych, w których uczestniczą wody infiltrujące w głąb profilu glebowego (Zawadzki 1999; Igras, Jadczyszyn 2008). Rozkład substancji organicznej zawartej w glebie przy udziale organizmów glebotwórczych, a także zachodzące w środowisku glebowo-skalnym procesy utleniania lub redukcji są ważną przyczyną transformacji składu chemicznego wód opadowych dokonującej się w czasie ich infiltracji przez strefę aeracji. Duży wpływ na skład chemiczny wód gruntowych ma również jakość opadów atmosferycznych (Macioszczyk, Dobrzyński 2002). Płytkie zaleganie wód gruntowych, a zatem ich słaba zazwyczaj izolacja przed przenikaniem zanieczyszczeń z powierzchni terenu powoduje, że są one dobrym wskaźnikiem poziomu presji na środowisko wodne.

Właściwości chemiczne (odczyn, przewodność elektrolityczna, tlen rozpuszczony)

Odczyn badanych wód nie odbiegał od wartości wyznaczających zakres tła hydrochemicznego (6,50-8,50) i zawierał się w przedziale od 6,54 do 8,26. Średnia wartość pH wszystkich próbek wynosiła 7,54 co oznacza, że według klasyfikacji Pazdro i Kozerskiego (1990) reprezentują one typ słabo zasadowy. Nieznacznie większą zasadowość wykazywały wody piezometrów zlokalizowanych w lasach (7,58) niż na łąkach (7,50). Zróżnicowanie pH między analizowanymi powierzchniami badawczymi było podobne. Najniższą średnią wartość wykazywała woda z piezometrów w Arciechówku (7,20) a

najwyższą w Kępie Oborskiej (7,86). Wartości pH próbek według obowiązujących w Polsce norm mieszczą się w zakresie wyznaczonym dla wód o dobrej jakości (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, Dz.U. 2016 poz. 85).

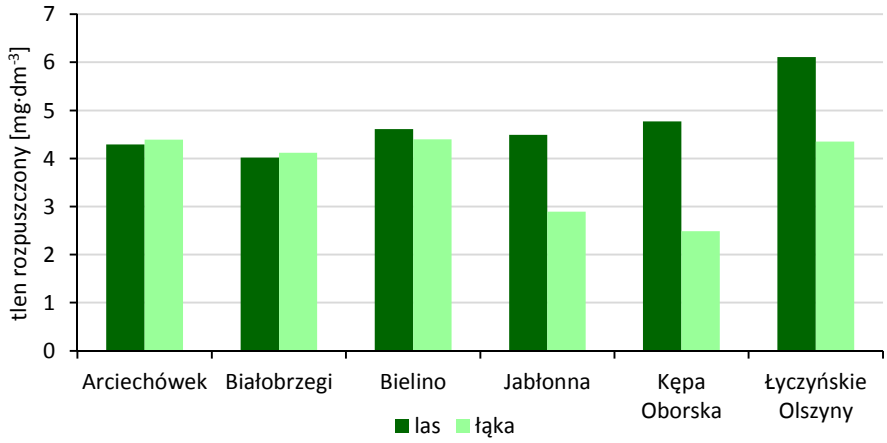
Przewodność elektrolityczna właściwa (PEW) wód gruntowych wynosiła średnio 949 $\mu S \cdot cm^{-1}$. W nisko zmineralizowanych, niezanieczyszczonych wodach podziemnych wynosi ona najczęściej między 100 a 1000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (Macioszczyk, Dobrzyński 2002). Wyniki pomiarów wykazały, że w przypadku 35% analizowanych próbek górna granica tego przedziału została przekroczona. Zakres wartości PEW w wodach gruntowych pod analizowanymi powierzchniami wynosił 325-4520 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Chociaż nieznacznie większym średnim przewodnictwem elektrolitycznym charakteryzowały się wody gruntowe pod łąkami (960 $\mu S \cdot cm^{-1}$) niż pod lasami łęgowymi (938 $\mu S \cdot cm^{-1}$), to w przypadku stanowisk w Bielinie, Jabłonnie i Kępie Oborskiej było odwrotnie. Wyraźnie większe wartości PEW stwierdzono w Białobrzegach, Łyczyńskich Olszynach i Bielinie (ryc. 156). W sąsiedztwie piezometrów znajdujących się w tych lokalizacjach stosowane jest nawożenie organiczne i mineralne występujących tam gruntów ornych i łąk kośnych. Wartości PEW wskazują, że analizowane próbki odpowiadały I i II klasie jakości (Dz.U. 2016 poz. 85). Drugą klasę (700-2500 $\mu S \cdot cm^{-1}$) wykazywały wody Białobrzegach, Kępie Oborskiej oraz pod lasami w Jabłonnie i Bielinie. Drugą i niższą, bo IV i V klasą charakteryzowały się wody gruntowe pod łąką w Łyczyńskich Olszynach.



Ryc. 156. Średnie wartości przewodności elektrolitycznej właściwej w wodach gruntowych

Średnie natlenienie badanych wód kształtowało się na poziomie 4,3 $mg \cdot dm^{-3}$, a zakres koncentracji tlenu rozpuszczonego w wodzie zawierał się między 0,6 a 9,9 $mg \cdot dm^{-3}$. Lepszymi warunkami tlenowymi charakteryzowały się wody gruntowe pod powierzchniami leśnymi (średnio 4,7 $mg \cdot dm^{-3}$) niż pod łąkami (3,8 $mg \cdot dm^{-3}$). Związane to było z wyraźnie gorszym natlenieniem wód gruntowych pod łąkami w Jabłonnie, Kępie Oborskiej i Łyczyńskich Olszynach (ryc. 157). Wyższe wartości koncentracji tlenu obserwowano w lutym, a w niektórych punktach pomiarowych również w listopadzie. Jest to związane z niższą temperaturą płytkich wód gruntowych, która jest korzystniejsza z punktu widzenia rozpuszczalności tlenu. Ze względu na wielkość koncentracji tlenu rozpuszczonego badane

wody reprezentują I klasę jakości z wyjątkiem dwóch prób w Kępie Oborskiej, gdzie ich jakość odpowiadała II klasie według obowiązujących norm (Dz.U. 2016 poz. 85).



Ryc. 157. Średnie wartości koncentracji tlenu rozpuszczonego w wodach gruntowych

W uśrednionym składzie jonowym dominuje kation wapnia, którego średnia koncentracja wynosi 144,7 mg·dm^{-3} w wodach gruntowych pod lasem i 153,1 mg·dm^{-3} pod łąkami. Na kolejnych miejscach są kationy magnezu, sodu i potasu. Tutaj większe stężenia stwierdzono w wodzie pod lasami. Stężenia anionów układające się w szereg malejący HCO_3<SO_4<Cl wykazywały wyższe stężenia również pod lasami (tab. 66). Od takiego układu jonów podstawowych, który jest charakterystyczny dla wód podziemnych płytko występujących w strefie hipergenezy (Macioszczyk, Dobrzyński 2002), występuje szereg odstępstw (tab. 66). Zróżnicowanie składu jonowego analizowanych wód dobrze przedstawia położenie poszczególnych próbek na diagramie Pipera (ryc. 158). Wynika z niego, że skład jonowy różnicuje przede wszystkim zmienność zawartości anionów.

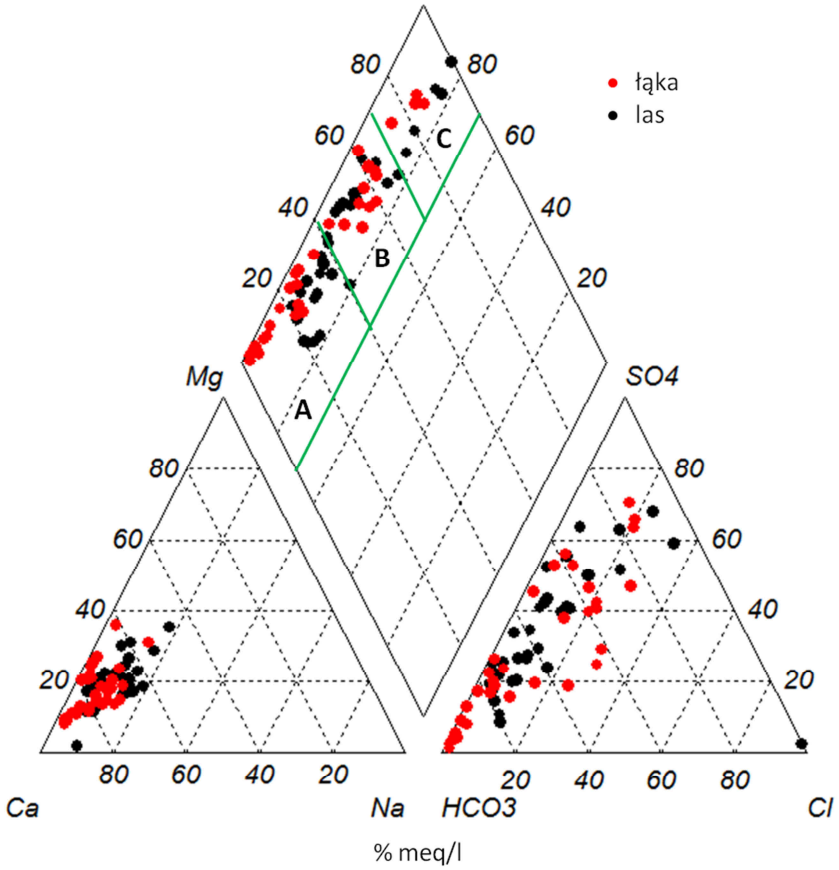
Przeprowadzona na podstawie rozmieszczenia próbek na diagramie Pipera typologia wód z wykorzystaniem klasyfikacji Deutsch (1997) potwierdziła przewagę charakterystycznych dla analizowanego środowiska wód typu wapniowo-wodorowęglanowego (A). Drugą pod względem liczebności grupę stanowią wody typu wapniowo-wodorowęglanowo-chlorkowego (B) i wapniowo-chlorkowego (C). W przypadku stanowisk w Kępie Oborskiej oraz Jabłonnie wszystkie próbki reprezentują nieprzekształcony antropogenicznie typ wapniowo-wodorowęglanowy (A). W Białobrzegach występują tylko przekształcone antropogenicznie wody typu B i C. W dwóch pozostałych stanowiskach stwierdzono występowanie wszystkich trzech typów hydrochemicznych wody.

Wielkości stężeń jonów głównych w większości próbek wody spełniają kryteria dobrego stanu wody w świetle obowiązujących w Polsce przepisów (Dz.U. 2016 poz. 85) (tab. 67). Osiągają najczęściej I lub II klasę czystości. Na pogorszenie stanu jakości wody wpływają wysokie stężenia anionu wodorowęglanowego, siarczanowego oraz kationu wapnia (tab. 67). Wody o obniżonej jakości stwierdzono na trzech powierzchniach badawczych: Białobrzegi, Bielino oraz Łyczyńskie Olszyny, przy czym w przypadku ostatniego obszaru odnosi się to do wód gruntowych pod łąkami. Obecność wymienionych wyżej substancji jonowych związana jest ze stosowanymi w wymienionych lokalizacjach nawozami azotowymi i fosforowymi, które w swoim składzie zawierają, jako substancje domieszkowe węglany, związki wapnia i

siarki. Na antropogeniczne pochodzenie silnie powiązanych ze sobą jonów siarczanowych i azotanowych w wodach podziemnych wskazywała również Mazurek (2008).

Tabela 66. Średnie wartości [mg·dm^{-3}] i współczynniki zmienności cv [%] stężeń jonów głównych

Stanowisko badawcze			HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
Tło hydrogeochemiczne			60-360	2-60	5-60	1-60	0,5-10	0,5-30	2-200
Arciechówek	las	śr.	303,5	11,0	95,0	9,1	0,9	10,5	119,2
		cv	11,4	56,1	53,9	22,6	35,7	14,6	16,7
	łąka	śr.	92,7	41,2	222,3	20,4	2,0	11,9	104,8
		cv	67,6	126,2	141,5	126,4	56,1	110,2	110,0
Białobrzegi	las	śr.	161,0	110,9	422,8	49,0	0,7	29,6	187,2
		cv	50,1	64,0	53,8	38,6	57,6	40,8	42,8
	łąka	śr.	394,7	92,4	347,0	41,0	1,4	41,0	232,5
		cv	11,1	52,5	23,8	17,7	82,9	17,6	26,4
Bielino	las	śr.	523,4	37,4	384,4	20,3	3,3	37,9	249,6
		cv	21,6	42,2	19,2	17,8	13,3	18,2	14,4
	łąka	śr.	155,6	5,0	54,7	3,1	0,8	6,1	95,9
		cv	27,1	70,2	98,3	11,7	81,0	27,1	29,8
Jabłonna	las	śr.	448,6	32,2	136,2	25,2	15,1	26,6	125,4
		cv	32,9	60,7	37,3	24,2	36,4	27,9	43,6
	łąka	śr.	285,2	2,4	36,6	5,5	7,3	13,5	75,8
		cv	8,1	40, 8	68,2	69,1	31,3	18,3	22,4
Kępa Oborska	las	śr.	404,6	27,3	84,7	23,8	2,2	30,5	112,1
		cv	7,3	38,1	45,1	24,8	54,5	23,7	19,5
	łąka	śr.	386,9	2,8	19,5	3,1	2,0	18,5	97,4
		cv	43,3	68,7	37,5	56,2	48,7	36,5	40,8
Łyczyńskie Olszyny	las	śr.	92,5	12,2	56,4	8,5	1,2	6,9	74,6
		cv	42,0	70,4	57,4	42,3	28,0	39,8	42,0
	łąka	śr.	483,1	144,5	208,1	31,6	1,6	36,0	312,4
		cv	100,8	147,2	133,3	118,3	63,0	112,2	83,9
Łącznie	las	śr.	322,3	38,5	196,6	22,6	3,9	23,7	144,7
	łąka	śr.	299,7	48,0	148,0	17,4	2,5	21,2	153,1



Ryc. 158. Rozmieszczenie próbek wody na diagramie Pipera z typami hydrogeochemicznymi wód wg klasyfikacji Deutsch (1997). A – typ wapniowo-wodorowęglanowy, B – wapniowo-wodorowęglanowo-chlorkowy, C – typ wapniowo-chlorkowy

Tabela 67. Klasy jakości wody według wielkości stężeń jonów głównych na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. 2016 poz. 85)

Parametr		Klasy jakości wody						
		I	II	III	dobry stan	IV	V	zły stan
HCO_3^-	las	10	8	10	28	5	-	5
	łąka	14	6	7	27	3	1	4
Cl^-	las	29	2	2	32	-	-	-
	łąka	23	6	1	30	-	1	1
SO_4^{2-}	las	6	17	-	23	7	2	9
	łąka	16	9	-	25	4	2	6
Na^+	las	31	1	-	32	-	-	-
	łąka	29	2	-	31	-	-	-
K^+	las	29	-	-	29	2	1	3
	łąka	30	-	1	31	-	-	-
Mg^{2+}	las	20	12	-	32	-	-	-
	łąka	23	7	-	30	1	-	1
Ca^{2+}	las	-	12	12	24	8	-	8
	łąka	3	9	12	24	5	2	7

Substancje biogeniczne: azot i fosfor

Składnikami biogenicznymi, decydującymi o produktywności ekosystemów są zawarte w płytkich wodach gruntowych łatwo przyswajalne związki azotu i fosforu. Naturalnym źródłem azotu w wodach gruntowych jest azot atmosferyczny. Asymilowany przez rośliny, podlega on przemianom biogeochemicznym, w wyniku których przekształca się w formy mineralne: azotany(V), azotany(III), a także amoniak i jony amonowe. Jeszcze do niedawna proces biologicznego wiązania azotu atmosferycznego był największym źródłem azotu biogennego w biosferze. Jednak od lat 60. XX w. nastąpił bardzo szybki wzrost produkcji azotu antropogenicznego i obecnie jest on zasadniczym źródłem przyswajalnej formy azotu w biosferze (Martyniuk 2008). Mimo dobrej rozpuszczalności mineralne formy azotu występują w wodach podziemnych w niewielkich ilościach. Wynika to między innymi z intensywnego wiązania azotu przez roślinność oraz aktywny udział niektórych jego form w procesach sorpcyjnych (Macioszczyk, Dobrzyński 2002). Charakterystyczną cechą przemian związków azotowych jest ich przechodzenie w określonych warunkach tlenowych i przy udziale mikroorganizmów z jednej formy w drugą w procesach nitryfikacji, denitryfikacji i amonifikacji.

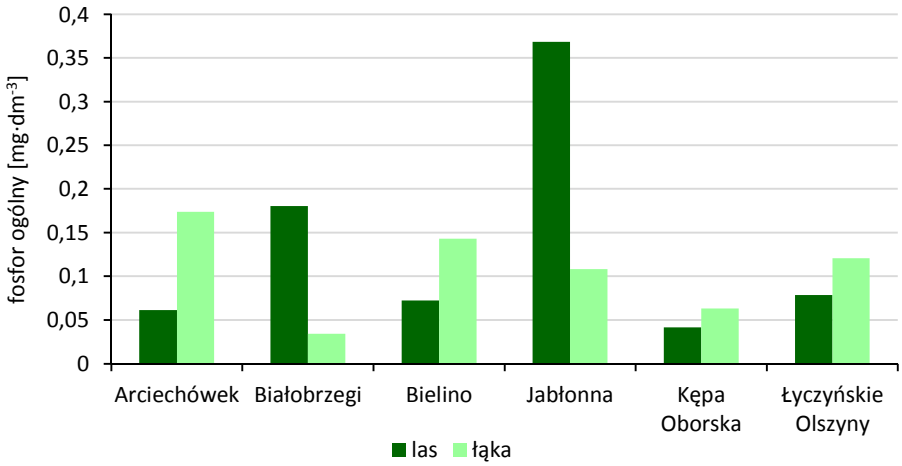
Spośród obecnych w wodach podziemnych mineralnych form azotu największe znaczenie mają azot amonowy oraz azotany i azotyny. Jony amonowe tworzą się w warunkach beztlenowych w procesach redukcji azotynów i azotanów oraz rozkładu materii organicznej. Podstawową formą azotu mineralnego w wodach podziemnych są najczęściej azotany(V). Są one produktem końcowej fazy rozkładu materii organicznej przebiegającej w warunkach dobrego natlenienia wód podziemnych oraz wynikiem ługowania z nawozów naturalnych lub sztucznych. Występujące w mniejszych stężeniach azotany(III) są przejściową i zazwyczaj mało trwałą formą przemian azotu mineralnego.

Naturalnym źródłem fosforu w wodach podziemnych są produkty wietrzenia chemicznego materiału skalnego. Dostawa z tego źródła odpowiada jednak za niewielką część rozpuszczonych w wodzie fosforanów. Na obszarach podlegających presji człowieka wody podziemne wzbogacone są przede wszystkim w fosfor antropogeniczny. Ważnym jego źródłem są zanieczyszczenia związane z hodowlą zwierząt oraz uprawą roślin (nawozy fosforowe, środki owadobójcze) (Igras, Jadczyszyn 2008).

Wyniki przeprowadzonych analiz wykazały, że w zakresie stężeń fosforanów badane próbki wody nie przekraczały wartości 0,1 $mg \cdot dm^{-3}$. Oznacza to, że nie osiągnęły one w żadnym przypadku wartości granicznej 0,5 $mg \cdot dm^{-3}$, która odpowiada I klasie czystości (Dz.U. 2016 poz. 85). W większości przypadków, tj. w 87% przeanalizowanych próbek, stężenia fosforanów były poniżej poziomu wykrywalności metody. Nieznacznie wyższą jego zawartość stwierdzono w próbkach charakteryzujących obszary leśne. Maksymalną koncentrację fosforu ogólnego wynoszącą 0,84 $mg \cdot dm^{-3}$ stwierdzono w próbce reprezentującej siedlisko leśne w Jabłonnie w czerwcu 2018 r. Na taki ogólny wynik wpłynęły wyraźnie wyższe stężenia fosforu ogólnego w próbkach pochodzących z obszarów leśnych w Białobrzegach i Jabłonnie. W przypadku pozostałych lokalizacji wyższe stężenia stwierdzono w piezometrach zlokalizowanych na łąkach (tab. 68, ryc. 159).

Tabela 68. Średnie i ekstremalne wartości stężeń fosforu ogólnego oraz współczynniki zmienności (cv) jego stężeń w okresie badawczym

Obszar badań		Średnia	Min	Max	cv
		mg·dm^{-3}			%
Arciechówek	las	0,062	0.017	0,144	91,6
	łąka	0,174	0,049	0,333	67,1
Białobrzegi	las	0,180	0,010	0,459	98,0
	łąka	0,034	0,007	0,071	73,1
Bielino	las	0,072	0,042	0,106	37,2
	łąka	0,143	0,021	0,307	79,8
Jabłonna	las	0,368	0,073	0,838	85,5
	łąka	0,108	0,024	0,286	111,9
Kępa Oborska	las	0,042	0,018	0,110	81,9
	łąka	0,063	0,040	0,107	43,5
Łyczyńskie Olszyny	las	0,079	0,020	0,149	64,6
	łąka	0,121	0,063	0,211	44,0



Ryc. 159. Średnie wartości koncentracji fosforu ogólnego w wodach gruntowych

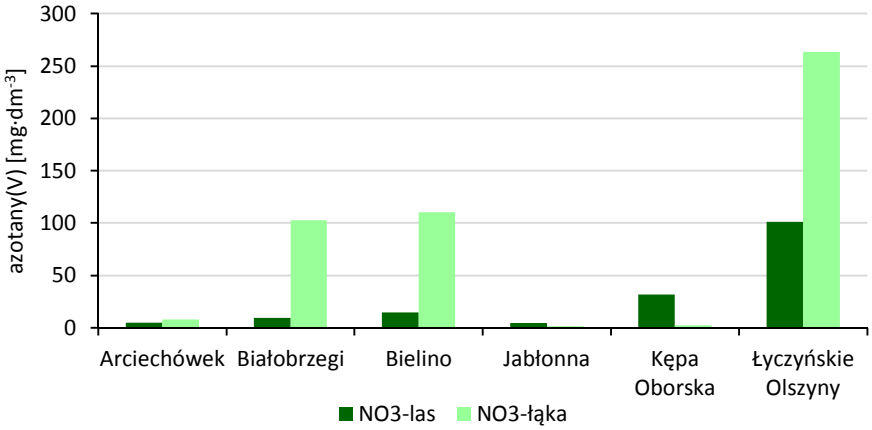
W przebiegu sezonowym zmienność stężeń fosforu ogólnego nie wykazuje jednoznacznych prawidłowości. Niskie stężenia występowały zarówno w okresie wegetacji roślin, jak i w miesiącach zimowych, a maksima koncentracji pojawiały się w czerwcu i listopadzie.

Główną formą azotu mineralnego występującą w natlenionych wodach gruntowych są azotany(V). Tak jest również w analizowanych próbkach wody, z wyjątkiem powierzchni badawczej w Jabłonnie (tab. 69). Ich stężenia wykazują duże zróżnicowanie zarówno między analizowanymi obszarami, jak i typami użytkowania terenu (ryc. 160). W czterech spośród sześciu stanowisk badawczych wyższe wartości średnich stężeń azotanów(V) stwierdzono w wodach podziemnych zalegających pod łąkami. O ile w przypadku stanowiska Arciechówek przewaga ta jest niewielka (około 3 mg·dm^{-3}), to w przypadku stanowisk w Białobrzegach, Bielinie i Łyczyńskich Olszynach wielkości stężeń anionu NO_3^- w wodach pobranych pod łąkami są znacząco większe niż w wodach zalegających pod lasami (ryc. 160). Na taki wynik

wpływa migracja do wód gruntowych części azotanów uwalnianych z nawozów naturalnych i sztucznych, którymi nawożone są łąki kośne w wymienionych wyżej lokalizacjach.

Tabela 69. Średnie i ekstremalne wartości stężeń mineralnych form azotu, współczynniki zmienności (cv) jego stężeń w okresie badawczym oraz klasa jakości wody wg wielkości ich stężeń na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. 2016 poz. 85)

Obszar badań		Średnia	Min	Max	cv	Liczba próbek w klasie jakości				
		$mg \cdot dm^{-3}$			%	I	II	III	IV	V
NO_3^- azotany(V)										
Arciechówek	las	4,827	2,306	8,012	49,9	4	-	-	-	-
	łąka	7,969	1,016	14,785	69,5	3	2	-	-	-
Białobrzegi	las	9,513	4,692	28,242	97,7	5	-	1	-	-
	łąka	102,577	26,781	131,471	42,3	-	-	1	-	4
Bielino	las	14,575	2,935	50,464	138,1	4	-	-	1	-
	łąka	110,347	15,051	185,034	56,1	-	1	-	-	4
Jabłonna	las	4,633	1,615	6,994	45,2	5	-	-	-	-
	łąka	1,465	0,823	2,001	39,0	4	-	-	-	-
Kępa Oborska	las	31,931	2,300	77,909	91,2	1	2	1	2	-
	łąka	2,525	1,142	5,887	68,8	6	-	-	-	-
Łyczyńskie Olszyny	las	101,157	83,398	123,817	16,0	-	-	-	3	3
	łąka	263,435	21,292	609,106	74,3	-	1	-	-	5
NO_2^- azotany(III)										
Arciechówek	las	0,068	0,049	0,095	30,1	-	4	-	-	-
	łąka	0,134	0,062	0,299	70,1	-	4	1	-	-
Białobrzegi	las	0,495	0,099	1,629	117,0	-	1	3	1	1
	łąka	0,470	0,095	0,972	68,5	-	1	2	2	-
Bielino	las	1,210	0,059	5,222	186,2	-	3	-	1	1
	łąka	0,663	0,430	0,861	29,7	-	-	2	3	-
Jabłonna	las	0,604	0,079	1,550	96,2	-	1	2	1	1
	łąka	0,104	0,053	0,141	42,5	-	4	-	-	-
Kępa Oborska	las	0,718	0,033	2,972	160,1	-	3	1	1	1
	łąka	0,149	0,059	0,457	102,1	-	5	1	-	-
Łyczyńskie Olszyny	las	0,424	0,118	1,018	73,9	-	1	4	-	1
	łąka	0,925	0,378	1,537	53,3	-	-	2	1	3
NH_4^+ jon amonowy										
Arciechówek	las	1,510	0,909	2,550	48,7	-	1	2	1	-
	łąka	1,139	0,145	2,782	68,7	1	-	3	1	-
Białobrzegi	las	4,509	0,787	9,808	78,6	-	1	-	1	4
	łąka	0,949	0,544	1,777	53,3	-	3	1	1	-
Bielino	las	1,860	1,150	2,614	36,9	-	-	2	3	-
	łąka	2,533	0,726	5,422	69,5	-	1	-	3	1
Jabłonna	las	20,160	1,417	51,414	96,5	-	-	1	-	4
	łąka	1,699	0,985	3,129	57,2	-	1	2	-	1
Kępa Oborska	las	0,972	0,315	1,970	65,5	1	3	1	1	-
	łąka	1,663	0,293	4,186	83,2	1	1	2	1	1
Łyczyńskie Olszyny	las	1,526	0,238	3,864	88,3	1	2	-	2	1
	łąka	1,574	0,319	3,529	72,8	1	1	1	2	1



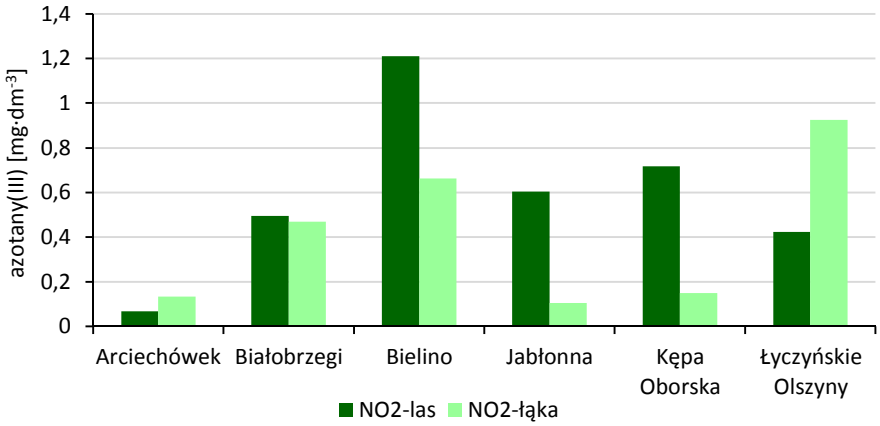
Ryc. 160. Średnie wartości koncentracji azotanów(V) w wodach gruntowych

Nawożenie łąk i przylegających gruntów ornych jest najważniejszym czynnikiem obniżającym jakość wód gruntowych ze względu na ich zanieczyszczenie azotanami(V) (tab. 67). Ich stężenia w wodach gruntowych pod łąkami w Białobrzegach, Bielinie i Łyczyńskich Olszynach w większości przeanalizowanych próbek przekraczały wartość 100 mg·dm^{-3}, która jest graniczną dla wód V klasy czystości. Wysokie stężenia azotanów (IV-V klasa) w wodach pod powierzchnią leśną w Łyczyńskich Olszynach, to najprawdopodobniej skutek podziemnego drenażu z kierunku nawożonych łąk. Okresowo niższą jakością (IV-V klasa) charakteryzowała się woda z piezometru „leśnego" na stanowisku Kępa Oborska. Stężenia azotanów w pozostałych próbkach wody reprezentujących zarówno powierzchnie leśne, jak i łąki, z wyjątkiem pojedynczych pomiarów (lipiec 2017 r.), mieściły się przedziale odpowiadającym I klasie jakości.

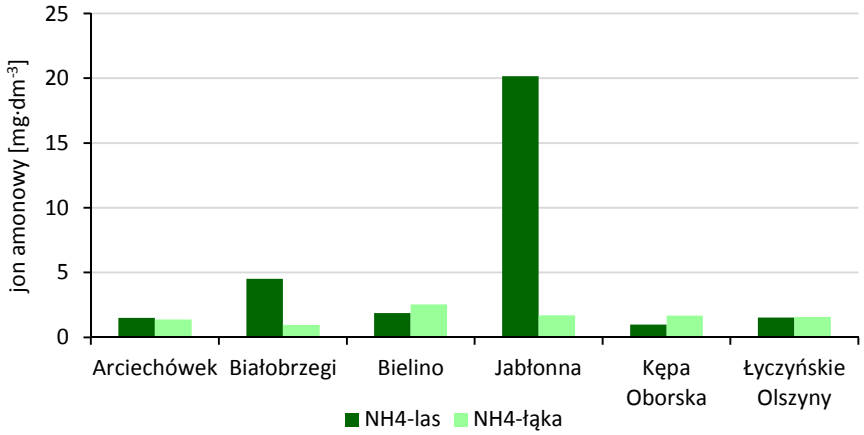
W przypadku azotanów(III) wpływ nawożenia łąk na ich zawartość w wodach gruntowych nie jest tak oczywisty. W Białobrzegach i w Bielinie wyższe stężenia NO_2^- zostały stwierdzone pod powierzchniami leśnymi (tab. 69). Podobnie było w Jabłonnie i Kępie Oborskiej. Większa średnia koncentracja azotynów pod powierzchniami łąkowymi występowała tylko w Arciechówku i Łyczyńskich Olszynach (ryc. 161). Charakterystyczne jest również duże zróżnicowanie stężeń między próbkami reprezentującymi wody spod powierzchni leśnych i łąkowych, z wyjątkiem stanowiska w Białobrzegach (ryc. 161). Uwzględniając wartości graniczne dla klas jakości, wody według rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. 2016 poz. 85) reprezentują dobry stan chemiczny (II i III klasa). Tylko w 28% próbek stwierdzono stężenia azotanów(III) odpowiadające klasie IV i V (tab. 69).

Stężenia jonu amonowego charakteryzowały się dużo mniejszym zróżnicowaniem niż azotanów (tab. 69). Mniejsze były również jego stężenia. Wynika to najprawdopodobniej z jego stosunkowo małej zdolności migracyjnej, spowodowanej włączaniem go, wymiennie lub niewymiennie, do kompleksu sorpcyjnego gleby. Większe stężenia amonu występowały tylko w próbach pobranych z piezometrów położonych na powierzchniach leśnych w Jabłonnie i Białobrzegach. Na pozostałych stanowiskach nie stwierdzono istotnych różnic stężeń między powierzchniami leśnymi i łąkami (ryc. 162). Ze względu na obecność jonu amonowego analizowane próbki reprezentowały bardzo zróżnicowany stan jakości. Jednak aż 46% z nich wykazało stężenia większe od 1,5 mg·dm^{-3} co oznacza, że charakteryzowały się one złym

stanem chemicznym. Nieco gorszą jakość stwierdzono w próbkach wody spod powierzchni leśnych. Szczególnie niską była ona w przypadku próbek z piezometrów w Jabłonnie i Białobrzegach, gdzie większość próbek została zaliczona do V klasy jakości (tab. 69).

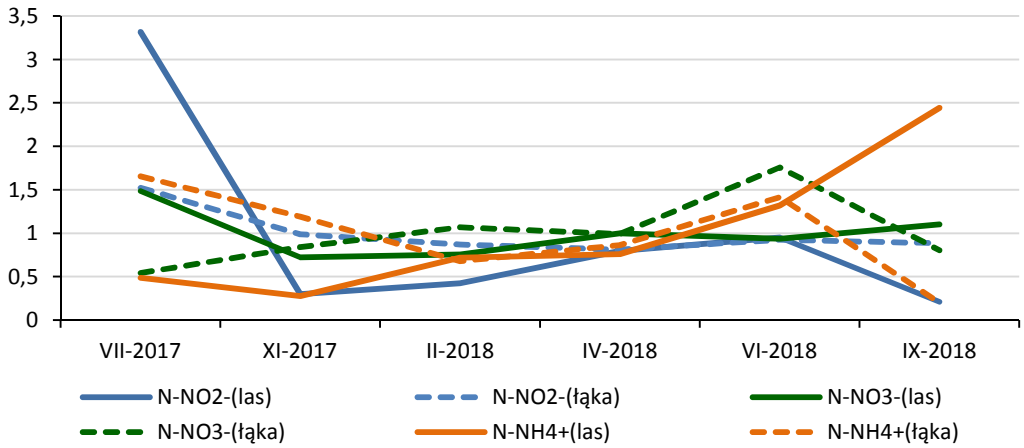


Ryc. 161. Średnie wartości koncentracji azotanów(III) w wodach gruntowych



Ryc. 162. Średnie wartości koncentracji jonu amonowego w wodach gruntowych doliny Wisły

Zmienność stężeń poszczególnych form azotu mineralnego nie wykazywała prawidłowości. Ogólnie jednak, w ich przebiegu zaznaczył się okres nieco niższych wartości w miesiącach chłodniejszych (listopad, luty i kwiecień) oraz wyższych w miesiącach letnich (ryc. 163). Nie można w tym przypadku wykluczyć, że wynika to z większej wydajności procesów mineralizacji materii organicznej oraz przemian azotu w glebie w wyższej temperaturze (por. Zbierska i in. 2011). Z niższym poziomem wody gruntowej w miesiącach letnich wiążą się korzystniejsze warunki do mineralizacji i uwalniania rozpuszczalnych form azotu i fosforu (Sapek 2010). Nie stwierdzono typowej sytuacji charakteryzującej się zmniejszeniem koncentracji stężeń azotanów w okresie wegetacyjnym (Sapek 1995; Józefczyk i in. 2001; Jaszczyński i in. 2006; Zbierska i in. 2011). Może to oznaczać, że azot nie jest na badanych powierzchniach pierwiastkiem limitującym rozwój roślinności. Wzrost stężenia jonów amonowych w okresie letnim może wynikać z największej aktywności mikroorganizmów glebowych, rozkładających masę organiczną w okresie wysokich temperatur (Józefczyk i in. 2001; Jaszczyński i in. 2006).



Ryc. 163. Zmienność standaryzowanych wielkości stężeń mineralnych form azotu w wodach gruntowych pod łąkami i pod lasami (07.2017-09.2018 r.)

W przypadku analizowanych wód głównym źródłem dostawy substancji biogenicznych są zanieczyszczenia rolnicze. Tak jest niewątpliwie w przypadku próbek pochodzących z piezometrów zlokalizowanych na łąkach w Białobrzegach, Bielinie i Łyczyńskich Olszynach, gdzie stwierdzono duże stężenia azotanów. W przypadku łąk nienawożonych, o mniejszej produktywności stężenia azotanów są bardzo niskie. Jest to zgodne z obserwacjami na innych obszarach (Sapek 2010; Burzyńska 2014). Mniejsze koncentracje azotanów pod powierzchniami leśnymi są najprawdopodobniej wynikiem ich intensywnego pobierania przez roślinność leśną (por. Groffman i in. 1992; Sánchez-Pérez, Trémolieres 1997; Murat-Błażejewska i in. 2003). Innym równie ważnym źródłem biogenów są produkty mineralizacji glebowej materii organicznej (Sapek 1997; Sapek, Sapek 2002). Zawarty w materii organicznej, nawozach naturalnych i sztucznych, a niewykorzystany w produkcji rolnej, azot i fosfor trafia do wód podziemnych w wyniku procesów ługowania i infiltracji. Wymywaniu mineralnych form azotu z profilu glebowego sprzyja piaszczysty charakter podłoża, na którym wykształciły się gleby na badanych obszarach oraz niewielka miąższość strefy aeracji (por. Łabętowicz 1995; Sykut 2000; Czajkowska 2010). Duża czasowa i przestrzenna zmienność stężeń mineralnych form azotu w badanych próbkach wody wynika z dynamicznych reakcji przejścia jednych form azotu w inne, zależnie od warunków utleniająco-redukcyjnych oraz aktywności mikroorganizmów (Hillel 2003). Relatywnie duża obecność wszystkich form azotu w badanych próbkach wskazuje na trwałe zanieczyszczenie wody azotem (Forrest i in. 2006). Niskie stężenia fosforu ogólnego i fosforanów w badanych próbkach wynikają z jego ograniczonych właściwości migracyjnych w profilu glebowym (Filipek 2002; Igras, Jadczyszyn 2008).

Ogólny węgiel organiczny

Występowanie substancji organicznych w wodach podziemnych nadaje im specyficzne właściwości oraz wpływa na migrację innych pierwiastków. Proces mineralizacji substancji organicznej w obecności tlenu wpływa na jego szybki deficyt, co w konsekwencji przyczynia się do redukcyjnego charakteru wód podziemnych. Kwasy organiczne będące składnikiem materii organicznej obniżają wartość pH wody podziemnej. W efekcie stabilność określonych

form pierwiastków w wodach podziemnych zależy od wielkości zasobów, rodzaju materii organicznej oraz charakteru przemian, którym ona podlega. Substancje organiczne zarówno te pochodzenia naturalnego, jak i antropogenicznego bardzo często obniżają jakość płytkich wód podziemnych. Do naturalnych substancji organicznych obecnych w wodzie zaliczane są między innymi: związki humusowe, produkty przemiany materii mikroorganizmów oraz substancje pochodzące z rozkładu martwych roślin i zwierząt (Gomółka, Szaynok 1997). Najważniejsze zanieczyszczenia antropogeniczne to fenole, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), chlorowane związki organiczne, pestycydy oraz związki ropopochodne. Źródłem dostawy tych substancji są ścieki oraz nawozy i środki ochrony roślin (Kiryluk i in. 2014).

Wskaźnikiem określającym sumę wszystkich organicznych zanieczyszczeń wody jest ogólny węgiel organiczny – OWO (ang. *total organic carbon* TOC). Jest to całkowita zawartość węgla w rozpuszczonej i nierozpuszczonej materii organicznej (Raczyk-Stanisławiak i in. 2003). Zawartość OWO w wodzie zależy między innymi od temperatury powietrza, zasolenia, wartości pH, aktywności mikrobiologicznej oraz użytkowania zlewni. Niższą naturalnie zawartością węgla organicznego charakteryzuje się woda w zlewniach o mniejszej produktywności biologicznej. Wysokie koncentracje stwierdzane są natomiast w płytkich wodach gruntowych (zaskórnych), co jest wynikiem bezpośredniego i szybkiego przenikania do nich zanieczyszczeń organicznych z przypowierzchniowych warstw gleby (Min i in. 2007) (tab. 70). Szczególnie wysokie koncentracje OWO w tym typie wód stwierdzano w wodzie krążącej w obszarach bagiennych i wodzie intensywnie użytkowanych pastwisk (Kiryluk 2006).

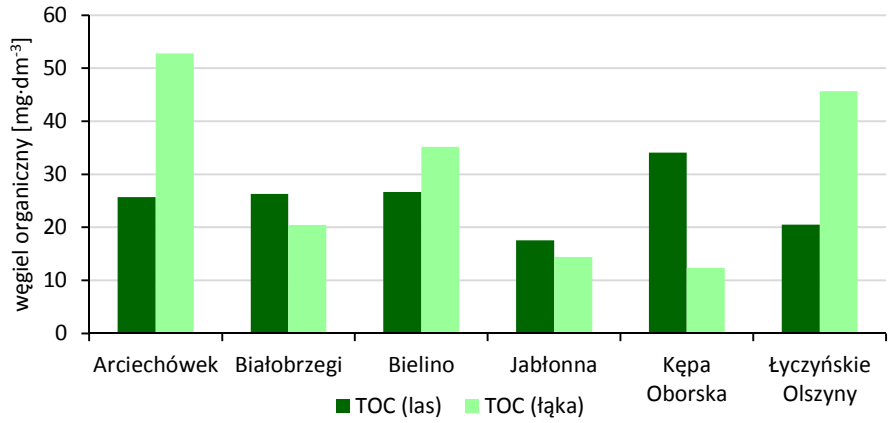
Tabela 70. Wartości węgla organicznego [mg·dm^{-3}] występujące w różnych typach wód

Typ wody	OWO
Rzeki	0,8-78
Jeziora	8,3-24,1
Woda gruntowa	22,6-101,7
Woda podziemna	0,3-36
Woda deszczowa	0,3-41,1

Źródło: Pietrzyk, Papciak (2016)

Wielkość stężeń ogólnego węgla organicznego oznaczonego w badanych próbkach wynosiła od 3,4 do 113,2 mg·dm^{-3}. Oznacza to, że wartości te mieszczą się w zakresie stężeń charakterystycznych dla tego typu wody (por. tab. 70). Aż w 57,2% próbek stwierdzono wartości przekraczające 20 mg·dm^{-3}, która jest wartością graniczną dla wody V klasy (Dz.U. 2016 poz. 85). W kolejnych 24,3% próbek stwierdzono stężenia odpowiadające wodzie IV klasy. Stężenia mieszczące się w zakresie od 0-10 mg·dm^{-3}, czyli odpowiadające klasom I-III stwierdzono w 13 próbkach, co stanowi 18,5% wszystkich próbek. Oznacza to, że aż 57 próbek (81,5%) reprezentuje wodę o złym stanie chemicznym ze względu na zawartość ogólnego węgla organicznego.

Średnie wartości koncentracji OWO wskazują, że bardziej zanieczyszczona substancją organiczną była woda w piezometrach zlokalizowanych na obszarze łąk. Średnia koncentracja OWO wynosiła tam 30,1 $mg \cdot dm^{-3}$. Na taką wartość wpłynęły relatywnie wysokie stężenia OWO w piezometrach zlokalizowanych na obszarze łąk w Arciechówku i Łyczyńskich Olszynach (ryc. 164). Wynosiły one tam odpowiednio 52,8 i 45,6 $mg \cdot dm^{-3}$. Nie oznacza to jednak, że wyższe stężenia OWO występowały zawsze w wodach gruntowych pod łąkami. Na trzech obszarach tj. w Białobrzegach, Jabłonnie były one nieznacznie, a w Kępie Oborskiej wyraźnie wyższe w piezometrach ujmujących wodę pod powierzchniami leśnymi. W Arciechówku i Łyczyńskich Olszynach oraz w Kępie Oborskiej stwierdzono największe zróżnicowanie zawartości OWO między stanowiskami położonymi na łąkach i na powierzchniach leśnych. Jednak o ile w Arciechówku i Łyczyńskich Olszynach wyższe koncentracje OWO stwierdzano w piezometrach zlokalizowanych na łąkach, to w przypadku Kępy Oborskiej w lesie. Bardziej stabilna, z wyjątkiem stanowisk w Arciechówku i Łyczyńskich Olszynach, była koncentracja OWO w piezometrach zlokalizowanych na obszarze łąk (ryc. 165).

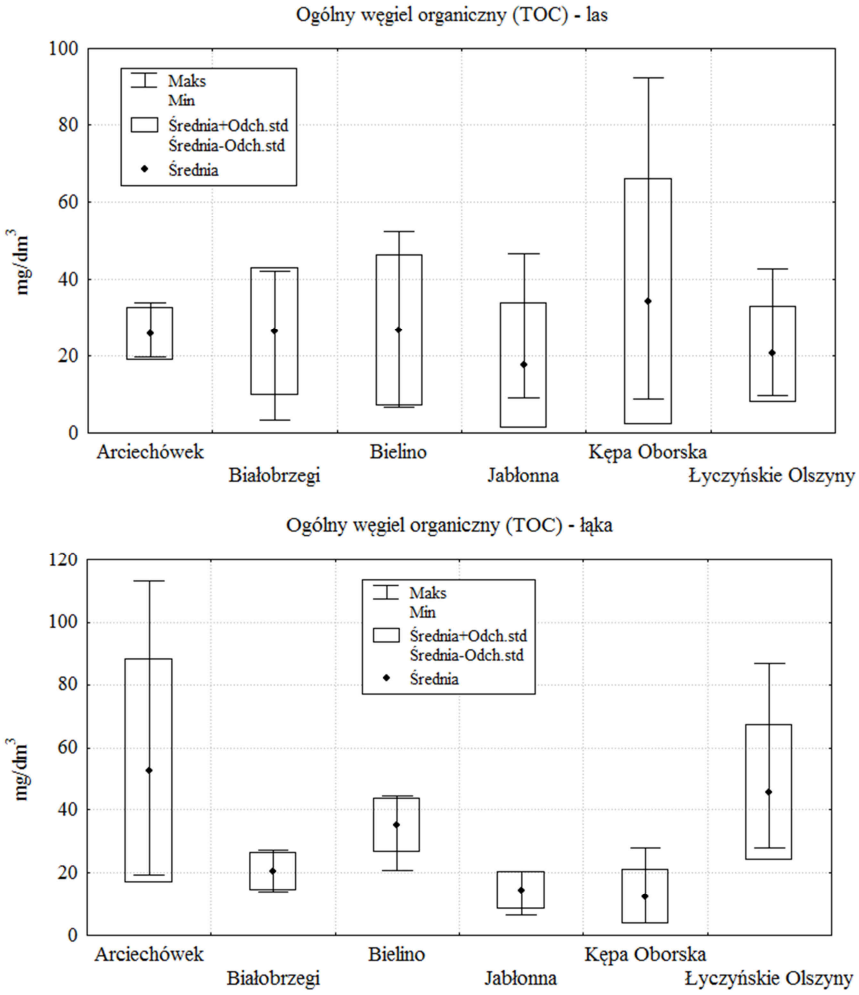


Ryc. 164. Średnie wartości koncentracji ogólnego węgla organicznego (TOC) w wodach gruntowych

Udział organicznej formy węgla w całkowitej jego zawartości w badanych próbkach wody wynosił średnio 26,3% w wodzie gruntowej pod lasami i 31,4% pod łąkami. Przewagę tej formy węgla stwierdzono tylko w przypadku stanowiska Arciechówek-łąka, gdzie w lipcu 2017 r. wynosiła ona nawet 72% zasobów węgla całkowitego i Bielino-łąka, gdzie w tym samym miesiącu jej udział wynosił 63,6%.

Charakter zróżnicowania koncentracji ogólnego węgla organicznego w badanych próbkach wody nie pozwala na określenie jego jednoznacznych uwarunkowań. Nie stwierdzono wyraźnego wpływu użytkowania terenu (las – łąka) na wielkość koncentracji OWO. Nie potwierdziła się również znana z literatury (Kiryluk 2006) prawidłowość, że wody gruntowe pod intensywnie użytkowanymi łąkami charakteryzują się większą zawartością materii organicznej. Świadczy o tym między innymi porównanie koncentracji OWO w wodzie z piezometrów Arciechówek-łąka i Łyczyńskie Olszyny. W obu przypadkach stwierdzono wysokie oraz charakteryzujące się dużą zamiennością stężenia OWO mimo zupełnie innego sposobu użytkowania łąk. Łąka w Arciechówku to łąka sucha, koszona, nienawożona, podczas gdy łąka w Łyczyńskich Olszynach jest łąką intensywnie uprawianą i nawożoną.

Rozpatrywane stanowiska nie różnią się istotnie ze względu na charakterystykę litologiczną. W obu przypadkach piezometry zostały założone w dobrze przepuszczalnych utworach piaszczystych. W przypadku Łyczyńskich Olszyn w stropowej części profilu materiał osadowy ma nieco bardziej pylasty charakter.



Ryc. 165. Zmienność koncentracji ogólnego węgla organicznego (TOC) w wodach gruntowych

4. PODSUMOWANIE

4.1. Ocena stanu badanych lasów łęgowych

Wszystkie badane zbiorowiska łęgowe położone są w części równiny zalewowej chronionej wałami przeciwpowodziowymi i od kilkudziesięciu lat nie podlegają zalewom wodami rzecznymi. Tereny w okolicach Warszawy, na których znajdują się łęgi z grupy U1 (Jabłonna, Kępa Oborska, Łyczyńskie Olszyny) zostały obwałowane ok. 20 lat wcześniej w porównaniu do łęgów z grupy FV (Arciechówek, Białobrzegi, Bielino). Zanik procesu zalewania tych obszarów wpłynął na brak lub jedynie częściowo zaznaczone warstwowanie poziome charakterystyczne dla gleb terenów zalewowych. Jego ślady odnotowano tylko na dwóch powierzchniach z grupy U1 w Jabłonnie i Kępie Oborskiej, położonych najbliżej koryta Wisły.

Właściwości gleb badanych łęgów wpływające na ich żyzność i aktywność biologiczną uwarunkowane są korzystnymi właściwościami poziomu próchnicznego i skały macierzystej oraz składem granulometrycznym poszczególnych poziomów genetycznych i ich wilgotnością. Sklasyfikowane typy gleb wskazują, że kierunek ich rozwoju w badanych łęgach w dużej mierze determinowała wysokość zwierciadła wód gruntowych powodujących uruchomienie procesu glejowego w dolnych częściach profili. Średnia głębokość wód gruntowych wahała się w okresie badań w zakresie 0,46-1,96 m w zbiorowiskach grupy FV oraz 1,38-2,85 m w grupie U1. To pokazuje, że generalnie wyżej położone jest zwierciadło wód gruntowych w łęgach o stanie właściwym FV. Na dwóch powierzchniach wahania wód gruntowych były wyraźnie regulowane poprzez działanie rowów odwadniających. Pogłębienie rowu w Bielinie spowodowało spadek poziomu wód gruntowych, z kolei tama zbudowana przez bobry blokująca odpływ wody z rowu w Łyczyńskich Olszynach wpłynęła na podniesienie zwierciadła wód w łęgu. Nie bez znaczenia dla jakości wód gruntowych jest także nawożenie aplikowane na obszarach rolniczych otaczających łęgi.

Zasadniczo, na wszystkich badanych powierzchniach, w drzewostanie, podszycie i runie przeważają gatunki typowe dla łęgów jesionowo-wiązowych. Drzewostany są wielogatunkowe i zróżnicowane pod względem struktury pionowej i poziomej. Dominują wiązy, dąb szypułkowy i czeremcha zwyczajna. Niestety dość rzadko występuje w nich jesion wyniosły, choć nie zaobserwowano zamierania tego gatunku (Kowalski 2012) w przeciwieństwie do wielu stanowisk badanych w ramach monitoringu siedlisk przyrodniczych (*Sprawozdanie*… 2018). Jesion pojawia się natomiast dość licznie w nalocie, przede wszystkim w łęgach z grupy FV. Jest to wielokrotnie obserwowana prawidłowość – w

drzewostanach zdominowanych przez dęby i wiązy, jesion panuje w odnowieniach i podroście wypełniając luki po śmierci starych drzew dominujących gatunków (Danielewicz, Pawlaczyk 2004). Na wszystkich powierzchniach odnotowano obcą ekologicznie olszę czarną, ale zazwyczaj jest gatunkiem domieszkowym. Natomiast tylko na jednej powierzchni (najbardziej prześwietlonej) stwierdzono występowanie gatunku obcego geograficznie – klonu jesionolistnego. Jest to gatunek światłożądny, dlatego jego obecność w łęgu należy uznać za przejściową. Zacienienie przez zwartą warstwę koron drzew powinno skutkować ograniczeniem wzrostu, uniemożliwieniem produkcji nasion i eliminacją tego gatunku z drzewostanu. Tym bardziej, że na wszystkich powierzchniach większość typowych dla łęgów gatunków drzew odnawia się naturalnie. Również podszyt w badanych łęgach jest silnie rozwinięty i bogaty w gatunki charakterystyczne dla tych lasów, choć sporadycznie występują także gatunki obce ekologicznie (grab zwyczajny, lipa drobnolistna). Ich liczniejsze pojawienie się (powierzchnia w Jabłonnie) może być przejawem procesu grądowienia zbiorowiska.

W runie badanych zbiorowisk występuje wiele gatunków i daje się zauważyć bardzo wyraźną zmienność aspektów sezonowych. Wiosną dominują liczne geofity, choć na żadnej powierzchni nie odnotowano charakterystycznych dla łęgów gatunków z rodzaju *Corydalis* (kokorycze). W aspekcie letnim runo tworzą przede wszystkim zróżnicowane pod względem wysokości zioła. Warstwa mszaków jest słabo rozwinięta. Co ciekawe, większe bogactwo i obfitość mchów występuje w łęgach z grupy U1. Z kolei, w obu grupach, na powierzchniach położonych dalej od rzeki, pojawiają się gatunki, które zazwyczaj częściej występują w podtypie łęgu jesionowo-wiązowego śledziennicowego *Ficario-Ulmetum minoris chrysosplenietosum*, zajmującego siedliska poza dolinami wielkich rzek (dąbrówka rozłogowa, kopytnik pospolity, szczawik zajęczy, konwalijka dwulistna i in.).

W większości przypadków badane powierzchnie są częścią niewielkich płatów lasów położonych wśród obszarów rolniczych. Na ich miejscu jeszcze w pierwszej połowie XX w. występowały przede wszystkim podmokłe łąki z pojedynczymi drzewami, mimo to znaczącą część składu gatunkowego ich runa stanowią gatunki starych lasów. Świadczy to o możliwości przetrwania ich nasion w glebie, choć tylko nieliczne z nich tworzą trwały bank nasion (Bossuyt, Hermy 2001) lub o szybkiej regeneracji żyznych zbiorowisk łęgowych, do których docierały propagule tych gatunków z sąsiednich ekosystemów leśnych (por. Matuszkiewicz i in. 2013).

Pomimo sąsiedztwa z przewagą terenów otwartych i synantropijnych, apofity w badanych zbiorowiskach są nieliczne i nie wykazują tendencji ekspansywnych. Natomiast w zbiorowiskach z grupy U1 stwierdzono wyraźne przejawy inwazji dwóch gatunków obcych: niecierpka drobnokwiatowego i nawłoci późnej. Oba gatunki wystąpiły także w łęgach z grupy FV, ale ich udział był znacznie mniejszy – nie należały do gatunków dominujących.

Niecierpek drobnokwiatowy ma dość szeroką amplitudę ekologiczną. Może rosnąć zarówno w pełnym świetle, jak i silnym ocienieniu, w dość szerokim zakresie odczynu gleby, dobrze znosi także ugniatanie (Godefroid, Koedam 2010). Rozprzestrzenianiu niecierpka sprzyjają zaburzenia wierzchniej warstwy gleby, takie jak wykroty i buchtowiska dzików, które tworzą mikrosiedliska dogodne do kiełkowania nasion i dalszego rozwoju siewek; może on również kolonizować powalone pnie drzew (Piskorz, Klimko 2001). Pomimo

stwierdzonych oddziaływań alleopatycznych (Vrchotová i in. 2011) niecierpek wydaje się być raczej wskaźnikiem degradacji siedliska niż jej przyczyną (Chmura, Sierka 2006). W badaniach prowadzonych w łęgach Lasu Bielańskiego w Warszawie (Obidziński, Symonides 2000) stwierdzono istotną negatywną korelację pomiędzy bogactwem gatunkowym i pokryciem runa a frekwencją i ilościowością niecierpka. Gatunek ten szybko wnika do odkształconych i zubożonych florystycznie zbiorowisk, natomiast gęste runo stanowi skuteczną barierę dla jego ekspansji. Wyniki monitoringu łęgów jesionowo-wiązowych prowadzonego w latach 2016-2018 pokazują, że niecierpek jest obecny w ponad 75% badanych stanowisk (*Sprawozdanie*… 2018); inwazja niecierpka jest więc dość powszechna w tych zbiorowiskach.

Rzadziej wśród monitorowanych zbiorowisk obserwowano nawłoć późną (5% stanowisk). Ten gatunek charakteryzuje się szybkim oraz intensywnym wzrostem (Nowak, Kącki 2009). Rozmnaża się zarówno generatywnie, jak i wegetatywnie, przy czym cechuje ją bardzo szybki wzrost klonalny (Sudnik-Wójcikowska 2011). Długowieczność klonów oraz znaczna alokacja biomasy w część podziemną sprzyja szybkiemu rozprzestrzenianiu się tego gatunku. Również wczesne przystępowanie do reprodukcji zwiększa szanse na szybką ekspansję. Rośliny zapylane są najczęściej przez owady, ale możliwe jest również samozapylanie. Nawłoć cechuje się ogromną liczbą produkowanych nasion, które są efektywnie rozsiewane głównie za pomocą wiatru, rzadziej zwierząt (Nowak, Kącki 2009). Odznacza się także łatwą adaptacją do różnych warunków siedliskowych i odpornością na skrajne warunki (Jezierska-Domaradzka, Domaradzki 2012). Zasiedla różne typy siedlisk. Najczęściej są to miejsca zaburzone w wyniku działania czynników naturalnych, np. powodzi w dolinach rzecznych, lub z przyczyn antropogenicznych, np. zniszczenia pokrywy glebowej i roślinnej w wyniku działań gospodarczych lub zaniechania użytkowania. Generalnie są to przede wszystkim siedliska wilgotne (Nowak, Kącki 2009). Badania prowadzone na terenie Dolnego Śląska wykazały, że wzrost pokrycia nawłoci późnej w płacie roślinności powoduje istotne zmniejszanie się różnorodności biologicznej (Szymura, Szymura 2011). W zwartych zbiorowiskach nawłoci rodzime gatunki są stopniowo wypierane poprzez oddziaływanie na drodze allelopatii lub przez zagłuszanie. Ekspansja nawłoci prowadzi do zubożenia bioróżnorodności nie tylko rodzimej szaty roślinnej, ale także fauny, zwłaszcza zapylaczy będących wąskimi specjalistami pokarmowymi – dzikich pszczół, bzygów, motyli dziennych. Obecność nawłoci powoduje również zmiany w środowisku glebowym. Akumulacja toksycznych allelopatyn oraz spadek makro- i mikroelementów prowadzi do zmian fizykochemicznych gleby (Jezierska-Domaradzka, Domaradzki 2012).

Wnikaniu obu gatunków do badanych łęgów sprzyja obserwowane rozluźnienie drzewostanu, zaburzenia wierzchniej warstwy gleby związane z pozyskiwaniem drewna (Kępa Oborska) oraz żerowaniem dzików (przede wszystkim Jabłonna i Łyczyńskie Olszyny), występowanie ścieżek i dróg przechodzących przez płaty oraz zaśmiecanie lasów (razem z odpadkami z gospodarstw przydomowych przenoszone są nasiona). W przypadku niecierpka drobnokwiatowego czynnikiem sprzyjającym może być także osuszenie siedliska, bowiem ten gatunek preferuje wyraźnie miejsca świeże nad wilgotnymi.

W żadnym z badanych łęgów nie jest prowadzona typowa gospodarka leśna. Zbiorowiska z grupy FV są własnością prywatną. Podczas badań nie odnotowano w nich śladów po

świeżych wycinkach drzew, jednak wiele drzew zostało powalonych podczas letnich wichur. Zniszczenia runa i gleby związane z pozyskiwaniem drewna obserwowano w Kępie Oborskiej (grupa U1). Dwa pozostałe zbiorowiska z grupy U1 są wyłączone z użytkowania z powodu ochrony rezerwatowej (rezerwat Łyczyńskie Olszyny) lub parkowej (park przypałacowy w Jabłonnie). Ekstensywne użytkowanie badanych łęgów powoduje, że zasoby martwego drewna są w nich znaczne i przekraczają wartość progową ustaloną dla stanu właściwego. Jest to pozytywna właściwość, ponieważ martwe drewno stanowi kluczowy dla różnorodności biologicznej element struktury ekosystemu leśnego. Obumarłe części roślin drzewiastych i krzewiastych w różnych stadiach rozkładu tworzą pewnego rodzaju mikrosiedliska niezbędne do bytowania licznej grupy organizmów, stanowiąc dla nich środowisko życia, miejsce schronienia lub źródło pokarmu (Bujoczek 2015).

W ostatnich latach w Polsce stosunek do zalegającego na dnie lasów martwego drewna uległ znaczącej zmianie, co postulowali m.in. Solon i Wolski (2005). Wielu naukowców, w tym także część leśników, przyznaje, że związana z obecnością martwego drewna działalność szkodników wtórnych czy możliwość rozprzestrzeniania się ognia nie stanowią tak dużego zagrożenia dla stanu sanitarnego drzewostanów, jak uważano przez ostatnie dziesięciolecia. Leżaninę zaczęto postrzegać jako składnik dynamiczny, powiązany z cechami strukturalnymi drzewostanu, pojawiający się i zanikający w sposób nierównomierny w czasie i przestrzeni (Bobiec 2002). Jednak czy pomierzona na sześciu stanowiskach łęgowych ilość leżaniny jest optymalna dla tych ekosystemów? Czy taką ilość można w ogóle jednoznacznie i arbitralnie ustalić? Zdaniem Czerepko i in. (2014), kontrowersyjne i sprzeczne z ideą zrównoważonego rozwoju jest ustalanie wskaźnika ilości martwego drewna z założonymi z góry ilościami, bez poszukiwania związku z konkretnymi gatunkami, zmiennością w czasie i przestrzeni wynikającą z naturalnych zmian sukcesyjnych oraz bez brania pod uwagę skutków finansowych.

Pierwsze próby takiego szacunku związane były z określaniem potrzeb życiowych populacji poszczególnych gatunków ptaków, zwłaszcza dzięciołów (Maser i in. 1979; Thomas i in. 1979). Rozwiązania te trudno jednak uznać za uniwersalne, bowiem obejmują jedynie dziuplaste drzewa stojące i dotyczą tylko określonej grupy zwierząt o dosyć specyficznych zapotrzebowaniach i wąskich wymaganiach siedliskowych (gatunki stenotopowe), zaś w planowaniu ochrony powinno się raczej uwzględniać zestawy gatunków (por. Ciach 2011). W każdym jednak przypadku zastosowania indykatorów zoologicznych do oszacowania minimalnej ilości martwego drewna należy uwzględnić „progi wymierania" poszczególnych gatunków, zwłaszcza organizmów saproksylicznych i parasolowych, których ochrona korzystnie oddziałuje na znaczną liczbą naturalnie współwystępujących taksonów.

WWF sugeruje pozostawiać w lasach naszej strefy klimatycznej ok. 20-30 $m^3 \cdot ha^{-1}$ martwego drewna (Dudley, Vallauri 2004). Podobne wielkości zaproponowane zostały w projekcie *BioSoil*, w którym określono, że przy ilości nekromasy drzewnej na poziomie 20-30 $m^3 \cdot ha^{-1}$ lub ponad 30 $m^3 \cdot ha^{-1}$ warunki zachowania różnorodności biologicznej organizmów saproksylicznych są odpowiednio dobre lub bardzo dobre (Czerepko 2008). Gutowski z zespołem (2004) sugeruje natomiast, aby w lasach ochronnych, zawierających cenne fragmenty rodzimej przyrody, martwe drewno stanowiło 15-20% miąższości drzewostanu,

przy czym musi to być nie mniej niż 10 grubych rozkładających się całych kłód lub martwych drzew stojących o średnicy powyżej 40 cm na 1 hektar oraz jak najwięcej drzew dziuplastych.

Z badań prowadzonych w ramach projektu *BioSoil* wynika, że średnia ilość martwego drewna w polskich lasach wynosi 9,6 $m^3 \cdot ha^{-1}$, z czego drewno leżące stanowi 4,2 $m^3 \cdot ha^{-1}$ (reszta to posusz stojący i pniaki) (Czerepko 2008). Informacji o miąższości i strukturze martwego drewna na poziomie kraju dostarczają także pomiary wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu (BULiGL 2010). Z obserwacji prowadzonych w latach 2005-2009 wynika, że przeciętna miąższość martwego drewna w polskich lasach wynosi około 5,7 $m^3 \cdot ha^{-1}$, z czego ok. 3,4 $m^3 \cdot ha^{-1}$ to leżanina. Zasób w lasach europejskich oszacowano natomiast na 20,5 $m^3 \cdot ha^{-1}$, przy czym bez uwzględnienia drzewostanów w Federacji Rosyjskiej wielkość ta maleje do 10 $m^3 \cdot ha^{-1}$ (Bujoczek i in. 2018). Na tle tych średnich badane łęgi jesionowo-wiązowe prezentują się więc bardzo korzystnie. Pamiętać jednak należy o fakcie, że pomiary wykonywane są za pomocą różnych metod (Russell i in. 2015) i obejmują zazwyczaj drewno wielkowymiarowe, a nie drobnicę – przykładowo w ramach wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu są to martwe drzewa stojące o pierśnicy ≥7 cm w korze oraz martwe drewno leżące o średnicy w grubszym końcu ≥10 cm w korze (Czerepko i in. 2014). Przy takim założeniu miąższość grubizny na stanowiskach Kępa Oborska (4,05 $m^3 \cdot ha^{-1}$), Bielino (5,10 $m^3 \cdot ha^{-1}$) i Arciechówek (9,11 $m^3 \cdot ha^{-1}$) nieznacznie tylko przekracza średnią krajową i jest wyraźnie niższa od średniej europejskiej.

Podsumowując, wybrane do badań łęgi reprezentują bogate gatunkowo zbiorowiska leśne, przy czym co ważne większość gatunków stanowią taksony o charakterze łęgowym. Nawet powierzchnie o stanie niezadowalającym U1 cechują się znaczącym bogactwem gatunkowym, choć w ich składzie znalazło się więcej gatunków obcych, które zajmują także większą powierzchnię. Nie potwierdza to spostrzeżeń z badań prowadzonych w łęgach nadodrzańskich (Stefańska-Krzaczek 2013; Kawałko i in. 2015; Stefańska-Krzaczek, Podgrudna 2015), w których odcięcie od zalewów rzecznych spowodowało znaczne zubożenie składu gatunkowego.

Obserwowane zmiany siedliskowe mają największy wpływ na strukturę i skład gatunkowy runa badanych zbiorowisk. Nie stwierdzono znaczących odkształceń w ich drzewostanach i podszycie. Długowieczne drzewa są najbardziej trwałymi formami roślin, dlatego skład drzewostanu ulega przeobrażeniom wolniej niż kompozycja gatunkowa runa.

Co więcej, proces grądowienia, zwykle mocno zaawansowany w łęgach odciętych od zalewów wodami rzeki (wały przeciwpowodziowe) i osuszanych (rowy melioracyjne) jest raczej ograniczony, przynajmniej jeśli chodzi o roślinność, choć dość liczne są gatunki preferujące siedliska świeże nad wilgotnymi. Tylko na jednej powierzchni, o najniższym poziomie wód gruntowych (Jabłonna) jego symptomy są silniejsze, tam też zachodzi proces brunatnienia gleby.

Jednakże osuszenie siedlisk zdaje się sprzyjać inwazji gatunków obcych (por. Kurowski 2007), choć na ten proces mogą się składać także inne oddziaływania antropogeniczne (zaśmiecanie, intensywna penetracja i wydeptywanie oraz wycinka powodująca prześwietlenie drzewostanu).

4.2. Wpływ degradacji lasów łęgowych na podaż świadczeń regulacyjnych

Wyniki analizy związków pomiędzy stopniem przekształcenia badanych łęgów a ich potencjałem do świadczenia usług regulacyjnych nie są jednoznaczne. Przystępując do realizacji projektu zakładaliśmy, że degradacja lasów łęgowych ogranicza podaż świadczeń regulacyjnych. Rezultaty badań pokazały jednak, że wpływ obserwowanych odkształceń nie zawsze jest negatywny.

W przypadku badanych zbiorowisk degradacja odzwierciedlała się przede wszystkim w inwazji gatunków obcych, której sprzyjało osuszenie siedliska (brak zalewów rzecznych, obniżenie poziomu wód gruntowych) oraz zmianach w strukturze roślinności wywołanych presją antropogeniczną (wycinka drzew, wydeptywanie, zaśmiecanie).

Odkształcenie zbiorowisk związane było przede wszystkim z inwazją gatunków wchodzących do runa leśnego. Biomasa runa łęgów o stanie niewłaściwym jest niższa, co powoduje niższą akumulację węgla organicznego w tej warstwie roślinności. Również w tej grupie zbiorowisk niższy jest zapas węgla zgromadzony w glebie, który zależy w dużej mierze od właściwości poziomu próchnicznego, na które z kolei ma duży wpływ materiał organiczny dostający się do ściółki, będący prekursorem glebowej materii organicznej.

Nie zaobserwowano istotnego związku między stopniem odkształcenia a zapasem węgla w pozostałych warstwach roślinności (drzewostanie, podszycie) i w martwym drewnie. W ich przypadku na ilość biomasy → węgla organicznego wpływa wiek drzewostanu oraz natężenie presji związanej z pozyskaniem drewna.

Potencjał gleb do akumulacji metali ciężkich uzależniony jest od uziarnienia i wilgotności. Zawartość metali ciężkich w glebach badanych zbiorowisk nie przekracza dopuszczalnych norm. Większą zawartość odnotowano w glebach łęgów o stanie niewłaściwym, co na swój sposób potwierdza ich odkształcenie od stanu naturalnego, ale może być również świadectwem zwiększonej emisji tych pierwiastków do atmosfery w rejonie Warszawy.

Procesy dekompozycji i wiązania nie zostały zaburzone w badanych zbiorowiskach. Gleby w łęgach obu grup charakteryzują się wysoką aktywnością biologiczną uwarunkowaną właściwościami skały macierzystej, próchnicy, uziarnieniem poszczególnych poziomów genetycznych, odczynem i innymi parametrami.

Badane zbiorowiska przyczyniają się bezsprzecznie do poprawy warunków termicznych i wilgotności powietrza w porównaniu do terenów otaczających. Ich wpływ jest oczywiście większy podczas okresu wegetacyjnego, przy pełnym rozwoju roślinności. Nie obserwowano istotnych różnic pomiędzy zbiorowiskami o różnym stopniu odkształcenia. Temperatura i wilgotność powietrza były mierzone na wysokości 2 m. Warunki klimatu na tej wysokości są kształtowane przede wszystkim przez drzewostan i podszyt, które w badanych zbiorowiskach nie uległy znaczącemu odkształceniu.

Na potencjał badanych zbiorowisk do kontroli gatunków inwazyjnych ma przede wszystkim wpływ struktura roślinności w łęgu (obecność luk, które tworzą mikrosiedliska sprzyjające osiedlaniu się gatunków inwazyjnych) oraz natężenie dostawy propagul z zewnątrz uwarunkowane bliskością siedlisk, z których te gatunki mogą się rozprzestrzeniać

(zabudowania, nieużytki, pobocza dróg). Badane łęgi mają niewielką powierzchnię, a ich otoczenie jest urozmaicone, co powoduje mnogość dogodnych przyczółków dla gatunków inwazyjnych o różnych wymaganiach siedliskowych. Bardziej sprzyjające warunki dla wkraczania gatunków inwazyjnych odnotowano w zbiorowiskach o stanie niewłaściwym.

W przypadku zapylania poszczególne wskaźniki nie dają jednoznacznego obrazu wpływu odkształcenia na potencjał badanych łęgów. Większość z nich wskazuje, że większy potencjał mają przekształcone zbiorowiska o stanie niewłaściwym. Związane jest to przede wszystkim z przydatnością łęgów do gniazdowania i wielkością bazy pokarmowej roślin miododajnych, które są korzystniejsze w lasach o zaburzonej strukturze (z lukami, prześwietleniami, mniej obfitym runem).

Potencjał ekosystemów lasów łęgowych do retencji wody jest relatywnie niski w porównaniu do oczekiwanych wyników dla siedlisk o dużej wilgotności. Uzyskane wyniki nie odzwierciedlają podziału związanego ze stopniem odkształcenia. Obliczone zasoby wody całkowitej są dość wyrównane we wszystkich płatach. Zmiany w zawartości wody należy wiązać głównie z uziarnieniem poziomów powierzchniowych, miąższością oraz zawartością materii organicznej w poziomie próchnicznym.

Badane zbiorowiska przyczyniają się bez wątpienia do regulacji składu chemicznego wód. Jest to szczególnie widoczne w przypadku powierzchni sąsiadujących z terenami rolniczymi, na których stosowane jest nawożenie organiczne i mineralne. Trudno jednoznacznie stwierdzić czy potencjał do realizacji tego świadczenia różnicuje się pomiędzy grupami łęgów o stanie właściwym i niezadawalającym, jednak w przypadku wielu parametrów, zbiorowiska bardziej przekształcone charakteryzują się gorszą jakością wody gruntowej.

4.3. Wytyczne do działań, koniecznych do utrzymania lub odbudowy różnorodności oraz prawidłowych funkcji ekologicznych i biologicznych badanych łęgów

Podstawą ochrony łęgów jesionowo-wiązowych powinna być ochrona warunków siedliskowych, przede wszystkim wodnych, w których te ekosystemy funkcjonują. Oznacza to konieczność zachowania okresowych zalewów wodami rzecznymi. W przypadku badanych łęgów położonych w dolinie obwałowanej Wisły, przywrócenie zalewów jest raczej niemożliwe, ale należy zadbać o utrzymanie wysokiego poziomu wód gruntowych, które zagwarantują odpowiednią wilgotność siedliska. Dobrym sposobem jest zapewnienie stałego poziomu wód poprzez regulowanie odpływu z rowów melioracyjnych specjalnymi zastawkami (Żelazo, Popek 2002).

Aby ograniczyć inwazję gatunków obcych oprócz zapewnienia odpowiednich warunków wilgotnościowych należy przywrócić naturalną strukturę roślinności (przede wszystkim drzewostanów) ograniczając presję antropogeniczną. Przy braku ingerencji człowieka (korzystania z dróg przechodzących przez płaty lasu, uszkadzania pokrywy roślinnej i górnej warstwy gleby w czasie ścinki oraz zaśmiecania) bardzo szybko „unaturalnia się" struktura zbiorowisk, w których obserwowane jest naturalne odnowienie większości gatunków drzew charakterystycznych dla łęgów. Ważną kwestią jest także właściwe użytkowanie terenów

sąsiadujących z łęgami, bowiem na odłogi, niekoszone łąki i nieużytki szybko wkraczają preferujące zaburzone miejsca kenofity.

Zwalczanie gatunków inwazyjnych jest bardzo żmudnym procesem – kosztownym i czasochłonnym, trudnym do zastosowania w lasach prywatnych. Próby usuwania tych gatunków prowadzi się obecnie na terenach chronionych. W przypadku niecierpka drobnokwiatowego zaleca się głównie eliminację mechaniczną przez wyrywanie lub wykopywanie roślin z całym systemem korzeniowym przed wydaniem owoców oraz utylizację zebranego materiału przez spalanie. W przypadku nawłoci późnej, na początku ekspansji skuteczne jest punktowe wyrywanie lub wykopywanie roślin. Efektywnym sposobem eliminacji jest też regularne koszenie (przynajmniej dwa razy w roku). Bardzo dobrą metodą jest również zalewanie stanowisk nawłoci na okres dłuższy niż 10 dni oraz przyspieszenie sukcesji roślin drzewiastych, ponieważ zwarcie roślinności zwiększa ocienienie i pogarsza warunki siedliskowe dla tego gatunku. Skutecznym rozwiązaniem może być również wieloletni, intensywny wypas bydła (Obidziński i in. 2016).

SPIS LITERATURY

Aber J.D., Botkin D.B., Melillo J.M., 1978, *Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods*, Canadian Journal of Forest Research, 8: 306-315.

Affek A., 2012, *Kalibracja map historycznych z zastosowaniem GIS*, Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego, 16: 48-62.

Affek A., 2018, *Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production*, Ecological Indicators, 94, 2: 33-45.

Alberti G., Marelli A., Piovesana D., Peressotti A., Zerbi G., Gottardo E., Bidese F., 2006, *Carbon stocks and productivity in forest plantations (Kyoto forests) in Friuli Venezia Giulia (Italy)*, Forest@, 3: 488-495.

B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, 2000, *Vegetation Resources Inventory Ground Sampling Procedures*, Resources Inventory Branch, BC Ministry of Forests, Victoria.

B.C. Ministry of Forests and Range, B.C. Ministry of Environment, 2010, *Field Manual for Describing Terrestrial Ecosystems. 2nd Edition*, Land Management Handbook, 25, British Columbia, Victoria.

Banaszak J., 1991, *Metody określania liczebności pszczół (Hymenoptera, Apoidea)*, Wiadomości Entomologiczne, 10: 113-118.

Barley K.P., 1961, *The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture*, Advances in Agronomy, 13: 249-268.

Barredo J.I., Bastrup-Birk A., Teller A., Onaindia M., Fernández de Manuel B., Madariaga I., Rodríguez-Loinaz G., Pinho P., Nunes A., Ramos A., Batista M., Mimo S., Cordovil C., Branquinho C., Grêt-Regamey A., Bebi P., Brunner S.H., Weibel B., Kopperoinen L., Itkonen P., Viinikka A., Chirici G., Bottalico F., Pesola L., Vizzarri M., Garfì V., Antonello L., Barbati A., Corona P., Cullotta S., Giannico V., Lafortezza R., Lombardi F., Marchetti M., Nocentini S., Riccioli F., Travaglini D., Sallustio L., Rosário I., von Essen M., Nicholas K.A., Máguas C., Rebelo R., Santos-Reis M., Santos-Martín F., Zorrilla-Miras P., Montes C., Benayas J., Martín-López B., Snäll T., Berglund H., Bengtsson J., Moen J., Busetto L., San-Miguel-Ayanz J., Thurner M., Beer Ch., Santoro M., Carvalhais N., Wutzler T., Schepaschenko D., Shvidenko A., Kompter E., Ahrens B., Levick S.R., Schmullius Ch., 2015, *Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES*, EUR 27751 EN, European Union.

Bastian O., 2013, *The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites*, Ecological Indicators, 24: 12-22.

Bednarek R., 2004a, *Właściwości sorpcyjne gleb* (w:) R. Bednarek, H. Dziadowiec, U. Pokojska, Z. Prusinkiewicz (red.), Badania ekologiczno-gleboznawcze, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 186-197.

Bednarek R., 2004b, *Ekologiczna rola próchnicy* (w:) R. Bednarek, H. Dziadowiec, U. Pokojska, Z. Prusinkiewicz (red.), Badania ekologiczno-gleboznawcze, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 168-173.

Bertrand M., Barot S., Blouin M., Whalen J., de Oliveira T., Roger-Estrade J., 2015, *Earthworm services for cropping systems: a review*, Agronomy for Sustainable Development, 35, 2: 553-567.

Bieńkowski P., 1990, *The rate of cellulose decomposition in soils of Spitsbergen tundra*, Polish Polar Research, 11, 1/2: 39-45.

Binet F., Fayolle L., Pussard M., 1998, *Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity*, Biology and Fertility of Soils, 27, 1: 79-84.

Błażejczyk K., Kunert A., 2011, *Zróżnicowanie temperatury powietrza w skali lokalnej w różnych typach krajobrazu Polski*, Przegląd Geograficzny, 83, 1: 69-90.

Bobiec A., 2002, *Living stands and dead wood in the Bialowieza Forest: suggestions for restoration management*, Forest Ecology and Management, 165, 1/3: 125-140.

Bobiec A., Stachura-Skierczyńska K., 2007, *Stare drzewa i martwe drewno w ekosystemach leśnych polski – założenia, metodyka i wstępne rezultaty projektu*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 9, 2/3, 16: 370-379.

Borek S., 1983, *Niektóre właściwości fizyczne gleb Rezerwatu Granica w Kampinoskim Parku Narodowym* (w:) Wpływ działalności człowieka na środowisko glebowe w Kampinoskim Parku Narodowym, Wyd. SGGW-AR, Warszawa: 73-80.

Bossuyt B., Hermy M., 2001, *Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review*, Ecography, 24: 225-238.

Bouché M.B., 1972, *Lombriciens de France. Écologie et Systématique*, Annales de Zoologie-Ecologie Animale, 72-2, Institut National de la Recherche Agronomique, Paris.

Bouche´ M.B., 1977, *Strategies Lombriciennes*, Ecological Bulletins, 25: 122-132.

Braun-Blanquet J., 1964, *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, Springer-Verlag, Wien.

Breymeyer A., 2002, *Tempo dekompozycji ściółki leśnej ze szczególnym uwzględnieniem frakcji zdrewniałej* (w:) Podstawy trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów w Leśnych Kompleksach Promocyjnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Las.

Brown J.K., 1974, *Handbook for inventorying downed woody material*, General Technical Report INT–16, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden.

Brożek S., Zwydak M., 2010, *Atlas gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Bujoczek L., 2012, *Dekompozycja obumarłych drzew w ekosystemach leśnych ze szczególnym uwzględnieniem świerka, buka i jodły*, Sylwan, 156, 3: 208-217.

Bujoczek L., 2015, *Problematyka pomiarów oraz określania miąższości martwego drewna na kołowych powierzchniach próbnych*, Sylwan, 159, 10: 795-803.

Bujoczek L., Szewczyk J., Bujoczek M., 2018, *Deadwood volume in strictly protected, natural, and primeval forests in Poland*, European Journal of Forest Research, 137: 401-418.

BULiGL, 2010, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki I cyklu (lata 2005-2009)*, Sękocin Stary.

Bunnell F.L., Boyland M., Wind E., 1999, *How Should We Distribute Dying and Dead Wood in Space?* The Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests. November 23, 1999, Reno, Nevada, Abstracts.

Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014, *Ecosystem service potentials, flows and demand – concepts for spatial localisation, indication and quantification*, Landscape Online, 34: 1-32.

Burzyńska I., 2014, *Zróżnicowane użytkowanie łąki a jakość wód gruntowych*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 14, 3, 47: 5-18.

Caza C.L., 1993, *Woody Debris in the Forests of British Columbia: A Review of the Literature and Current Research*, Land Management Report, 78, B.C. Ministry of Forest, Research Branch, Victoria.

Chao K.-J., Phillips O.L., Baker T.L., 2008, *Wood density and stocks of coarse woody debris in a northwestern Amazonian landscape*, Canadian Journal of Forest Research, 38: 795-805.

Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R., 2001, *Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals*, Environmental Pollution, 111: 367-375.

Chmura D., Sierka E., 2006, *Relation between invasive plant Impatiens parviflora and species richness in forest floor vegetation*, Polish Journal of Ecology, 54, 3: 417-428.

Chrzan A., Marko-Worłowska M., Łaciak T., 2009, *Heavy metals in the soil and in the organisms of the invertebrates inhabiting the soil*, Ecological Chemistry and Engineering A, 16, 9: 1101-1105.

Ciach M., 2011, *Martwe i zamierające drzewa w ekosystemie leśnym – ilość, jakość i zróżnicowanie*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 13, 2, 27: 186-199.

Cierjacks A., Kleinschmit B., Babinsky M., Kleinschroth F., Markert A., Menzel M., Ziechmann U., Schiller T., Graf M., Lang F., 2010, *Carbon stock of soil and vegetation on Danubian floodplains*, Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 173, 5: 644-653.

Czajkowska A., 2010, *Stopień zanieczyszczenia związkami biogennymi płytkich wód podziemnych w zagospodarowanej rolniczo części zlewni Bierawki*, Górnictwo i Geologia, 5, 4: 91-103.

Czerepko J., 2008, *Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. Synteza wyników uzyskanych w ramach realizacji projektu BioSoil Forest Biodiversity*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.

Czerepko J., Hilszczański J., Jabłoński M., 2014, *Martwe drewno – żywy problem*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 16, 41, 4: 36-45.

Danielewicz W., Pawlaczyk P., 2004, *Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario-Ulmetum)* (w:) J. Herbich (red.), Lasy i Bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, Tom 5, Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 242-258.

Davis G., Nemec A., 2002, *An Operational Trial to Evaluate the Effectiveness of Using Modified Bucking/Yarding Practices in Coastal Old-Growth Stands to Maximize Coarse Woody Debris Levels in the Setting: Establishment Report*, Technical Report TR–017, Vancouver Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo.

Davis M.A., 2003, *Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?* Bioscience, 53: 481-489.

Davis R.J., 1998, *Inventory Results on Coarse Woody Debris (Preliminary Findings)*, Little River Adaptive Management Area, U.S. Fish and Wildlife Service/Bureau of Land Management/U.S. Forest Service.

de Groot R.S., Alkemade J.R.M., Braat L., Hein L.G., Willemen L.L.J.M., 2010, *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision-making*, Ecological Complexity, 7: 260-272.

de Vries P.G., 1973, *A general theory on line intersect sampling: with application to logging residue inventory*, Med. Landbouw Hogeschool: 73-11.

Degórski M., 2002, *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, Prace Geograficzne, 182, IGiPZ PAN, Warszawa.

Degórski M., 2005, *Wpływ sposobu użytkowania lasu na zapasy węgla organicznego w glebie*, Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce, 6: 75-83.

Degórski M., Breymeyer A., 2000, *Sprawność ekologiczna biotopów nadrzecznych* (w:) J.M. Matuszkiewicz, E. Roo-Zielińska (red.), Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica–Narew), Dokumentacja Geograficzna, 19, IGiPZ PAN, Warszawa: 133-145.

Demianowicz Z., Hłyń M., Jabłoński B., Maksymiuk I., Podgórska J., Ruszkowska B., Szklanowska K., Zimna J., 1960, *Wydajność miodowa ważniejszych roślin miododajnych w warunkach Polski. Część I*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 4: 87-104.

Deutsch W.J., 1997, *Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination*, CRC Press, Boca Raton.

Dominati E., 2013, *Natural capital and ecosystem services of soils* (w:) J. Dymond (red.), Ecosystem services in New Zealand – Conditions and trends, Manaaki Whenua Press, Lincoln: 132-142.

Domínguez J., Aira M., Gómez-Brandón M., 2010, *Vermicomposting: Earthworms Enhance the Work of Microbes* (w:) H. Insam, I. Franke-Whittle, M. Goberna (red.), Microbes at Work, Springer, Berlin, Heidelberg.

Donnelly P.K., Entry J.A., Crawford D.L., Cromack K. Jr., 1990, *Cellulose and lignin degradation in forest soils: Response to moisture, temperature, and acidity*, Microbial Ecology, 20, 1: 289-295.

Drake J., di Castri F., Groves R., Kruger F., Mooney H., Rejmánek M., Williamson M. (red.), 1989, *Biological Invasions: a Global Perspective*, Wiley, Chichester.

Drewnik M., 2000, *Ectohumus horizons and the rate of organic matter decomposition in the Carpathian soils*, Prace Geograficzne, 105: 391-401.

Drewnik M., 2006, *The effect of environmental conditions on the decomposition rate of cellulose in mountain soils*, Geoderma, 132: 116-130.

Ducey M.J., Gove J.H., 2000, *Downed Wood as Seedbed: Measurement and Management Guidelines* (w:) K.A. McManus, K.S. Shields, D.R. Souto (red.), Proceedings: symposium on sustainable management of hemlock ecosystems in eastern North America, General Technical Report NE-267, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, Newtown Square.

Dudley N., Vallauri D., 2004, *Deadwood – living forests*, Wide Fund For Nature, Gland, Switzerland.

Dziadowiec H., 1987, *The decomposition of plant litter fall in an oak-linden-hornbeam forest and an oak-pine mixed forest of Białowieża National Park*, Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 56, 1: 169-185.

Ecke F., Löfgren O., Hörnfeldt B., Eklund U., Ericsson P., Sörlin D., 2001, *Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors*, Ecological Bulletins, 49: 165-171.

Edwards C.A., Bohlen P.J., 1996, *Biology of Earthworms*, Chapman and Hall, London.

Ekspertyza na temat ekonomicznych i ekologicznych zysków wypływających z Programu Lesistości Miasta pod kątem absorpcji CO2 – Gmina Wrocław, 2010, LEMITOR Ochrona Środowiska, Wrocław.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D., 1992, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, Scripta Geobotanica, 18, Göttingen.

Entry J.A., 2000, *Influence of nitrogen on cellulose and lignin mineralization in blackwater and redwater forested wetland soils*, Biology and Fertility of Soils, 31, 5: 436-440.

Essl F., Hulme P.E., Jeschke J.M., Keller R., Pyšek P., Richardson D.M., Saul W.-Ch., Bacher S.,

Dullinger S., Estévez R.A., Kueffer C., Roy H.E., Seebens H., Rabitsch W., 2017, *Scientific and normative foundations for the valuation of alien-species impacts: thirteen core principles*, Bioscience, 67: 166-178.

Filipek T., 2002, *Zarządzanie zasobami fosforu w środowisku rolniczym*, Nawozy i Nawożenie, 4, 13: 247-259.

Forey E., Barot S., Decaëns T., Langlois E., Laossi K.R., Margerie P., Scheu S., Eisenhauer N., 2011, *Importance of earthworm-seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review*, Acta Oecologica, 37, 6: 594-603.

Forrest F., Rodvang J., Reedyk S., Wuite J., 2006, *A survey of nutrients and major ions in shallow groundwater of Alberta's agricultural areas*, Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton.

Franklin J.F., Shugart H.H., Harmon M.E., 1987, *Tree death as an ecological process: the causes, consequences, and variability of tree mortality*, BioScience, 37, 8: 550-556.

French D.D., 1988, *Seasonal patterns in cotton strip decomposition in soils* (w:) A.F. Harrison, P.M. Latter, D.W.H. Walton (red.), Cotton strip assay: an index of decomposition in soils, ITE Symposium, 24, Natural Environment Research Council, Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands: 46-49.

Gałka B., Karczewska A., Popielas K., Dzięcielski M., Cuske M., 2012. *Suitability of selected extracting agents for assessing the uptake of Zn and Cu by lettuce (Lactucasativa) from polluted soils*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo 103, 589: 59-70.

Gazda A., Miścicki S., Chwistek K., 2015, *Tree species diversity and above-ground biomass of natural temperate forest: montane versus lowland forest*, Dendrobiology, 73: 3-10.

Geiger R., 1969, *Topoclimates* (w:) H.E. Landsberg, H. Flohn (red), World Survey of Climatology, 2, General Climatology, 2, Elsevier, Amsterdam-London-New York: 105-138.

Giese L.A.B., Aust W.M., Kolka R.K., Trettin C.C., 2003, *Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests*, Forest Ecology and Management, 180, 1/3: 493-508.

Godefroid S., Koedam N., 2010, *Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: Impatiens parviflora and I. noli-tangere*, Plant Ecology and Evolution, 143, 2: 119-127.

Gomółka E., Szaynok A., 1997, *Chemia wody i powietrza*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

Gore J.A., Patterson III W.A., 1986, *Mass of downed wood in northern hardwood forests in New Hampshire: potential effects of forest management*, Canadian Journal of Forest Research, 16: 335-339.

Grabińska B., 1982, *Ocena funkcjonowania ekosystemów terenu osiedli mieszkaniowych w Białołęce Dworskiej w Warszawie na podstawie tempa rozkładu ściółki i celulozy*, Człowiek i Środowisko, 6, 3/4: 423-434.

Greenleaf S.S., Williams N.M., Winfree R., Kremen C., 2007, *Bee foraging ranges and their relationship to body size*, Oecologia, 153: 589-596.

Gregory I.N., Ell P.S., 2007, *Historical GIS: techniques, methodologies and scholarship*, Cambridge University Press, Cambridge.

Grodzińska K., Szarek G., Godzik B., 1990, *Heavy metal deposition in Polish National Parks – changes during ten years*, Water, Air and Soil Pollution, 49: 409-419.

Groffman P.M., Gold A.J., Simmons R.C., 1992, *Nitrate dynamics in riparian forests: Microbial*

studies, Journal of Environmental Quality, 21, 4: 666-671.

Gryziak G., 2011, *Wzajemne relacje dżdżownic, roślin i mechowców*, Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych, 60, 1/2: 95-102.

Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, 1996, Intergovernmental Panel on Climate Change.

Gutowski J.M. (red.), Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K., 2004, *Drugie życie drzewa*, WWF Polska, Warszawa–Hajnówka.

Gworek B., Degórski M., 2000, *Borówka (Vacciniummyrtillus) oraz igły sosny (Pinussylvestris) wskaźnikami zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi w wybranych siedliskach borowych na obszarze Polski*, Roczniki Gleboznawcze, 51, 1/2: 79-86.

Haines-Young R.H., Potschin M.B., 2018, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. and Guidance on the Application of the Revised Structure*, Nottingham.

Hamburg S.P., Zamolodchikov D.G., Korovin G.N., Nefedjev V., Utkin A.I., Gulbe T., 1997, *Estimating the carbon content of Russian forests: a comparison of phytomass/volume and allometric projections*, Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2: 247-265.

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001, *PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis*, Palaeontologia Electronica, 4, 1: art. 4.

Harmon M.E., Cromack K. Jr., Smith B.G., 1987, *Coarse woody debris in mixed-conifer forests, Sequoia National Park, California*, Canadian Journal of Forest Research, 17: 1265-1272.

Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K. Jr., Cummins K.W., 1986, *Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems*, Advances in Ecological Research, 15: 133-302.

Harmon M.E., Sexton J., 1996, *Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems*, US LTER Publication No. 20. U.S. LTER Network Office, College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington.

Harrison A.F., Latter P.M., Walton D.W.H. (red.), 1988, *Cotton strip assay: an index of decomposition in soils*, ITE Symposium, 24, Natural Environment Research Council, Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands.

Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Garcia-Llorente M., Geamănă N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L., Turkelboom F., 2014, *Linkage between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review*, Ecosystem Services, 9: 191-203.

Hefting M., Beltman B., Karssenberg D., Rebel K., van Riessen M., Spijker M., 2006, *Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands*, Environmental Pollution, 139: 143-156.

Hefting M.M., Clement J.-Ch., Bienkowski P., Dowrick D., Guenat C., Butturini A., Topa S., Pinay G., Verhoeven J.T.A., 2005, *The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe*, Ecological Engineering, 24, 5: 465-482.

Hickman Z.A., Reid B.J., 2008, *Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants*, Environment International, 34, 7: 1072-1081.

Hillel D., 2003, *Introduction to Environmental Soil Physics*, Academic Press, Burlington.

Hood W.G., Naiman R.J., 2000, *Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants*,

Plant Ecology, 148: 105-114.

Igras J., Jadczyszyn T., 2008, *Zawartość azotanów i fosforanów w płytkich wodach gruntowych w Polsce*, Problemy Inżynierii Rolniczej, 2: 91-101.

Ilnicki P., 2002, *Torfowiska i torf*, Akademia Rolnicza, Poznań.

Instrukcja urządzania lasu. Część I. Instrukcja sporządzania projektu planu urządzenia lasu dla nadleśnictwa, 2012, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

IPCC, 2006, *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.

Jabłoński B., 2002, *Notes on the method to investigate nectar secretion rate in flowers*, Journal of Apicultural Science, 46: 117-125.

Jackowiak B., 1999, *Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych*, Phytocoenosis, 11, (N.S.) Seminarium Geobotanicum, 6: 4-16.

Jakubczyk H., 1978, *Changes in the decomposition rate of cellulose in meadow soils* (w:) T. Traczyk (red.), Matter cycling in meadow ecosystems in relation to intensive mineral fertilization, Polish Ecological Studies, 4, 1: 179-208.

Janowska E., Czępińska-Kamińska D., 1983, *Kształtowanie się właściwości sorpcyjnych ektopróchnicy niektórych gleb KPN* (w:) Wpływ działalności człowieka na środowisko glebowe w Kampinoskim Parku Narodowym, Wyd. SGGW, Warszawa: 47-58.

Janyszek S., Deptuła M., 2011, *Przegląd informacji literaturowych dotyczących akumulacji węgla w runie ekosystemów leśnych* (w:) Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomasie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski", Część II, Przegląd literatury, Poznań: 13-24.

Jaszczyński J., Chrzanowski S., Sapek A., 2006, *Jakość wód gruntowych pod użytkami zielonymi różnie użytkowanymi*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 6, 2, 18: 111-127.

Jelonek T., Tomczak A., 2011, *Gęstość drewna* (w:) Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomasie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski", Część II, Przegląd literatury, Poznań: 31-88.

Jezierska-Domaradzka A., Domaradzki K. 2012, *Solidago canadensis L. jako potencjalny gatunek energetyczny – zagrożenia dla środowiska przyrodniczego oraz ocena naturalnych zasobów surowca na przykładzie wybranych odłogowanych pól w powiecie wołowskim na Dolnym Śląsku*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo C, 584: 43-52.

Jönsson M.T., Jonsson B.G., 2007, *Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: Implications for conservation and management*, Forest Ecology and Management, 242: 363-373.

Józefczyk D., Leśny J., Wandelt W., 2001, *Zmienność czasowa i przestrzenna biogenów w wodzie gruntowej na terenie gospodarstwa Manieczki*, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, 329, Melioracje, 21: 87-93.

Jóźwiak M., Kozłowski R., Sykała E., 2009, *Przestrzenny rozkład węgla i azotu w poziomie mineralnym gleb (0-10 cm) w centralnej części Gór Świętokrzyskich*, Rocznik Świętokrzyski, Ser. B Nauki Przyrodnicze, 30: 29-37.

Kapler A., Dobrzyński P. Marciszewska K., 2017, *Założenie parkowo-pałacowe w Jabłonnie* (w:) A. Obidziński, K. Marciszewska (red.), Roślinność warszawskiego odcinka Wisły. Od namulisk na wyspach do parków miejskich, Sesja terenowa Oddziału Warszawskiego Polskiego Towarzystwa Botanicznego. Przewodnik terenowy, Warszawa, 24 czerwca 2017: 15-17.

Karczewska A., Szopka K., Bogacz A., Kabała C., Duszyńska D., 2007, *Rozważania nad metodyką*

monitoringu gleb strefy leśnej Karkonoskiego Parku Narodowego (KPN) – w świetle zróżnicowania właściwości tych gleb (w:) J. Śtursa, R. Knapik (red.), Geoekologické problémy Krkonoš, Opera Corcontica, 44, 1: 95-105.

Kasprzak K., 1986, *Skąposzczety glebowe III, Rodzina Dżdżownice (Lumbricidae), Klucz do oznaczania bezkręgowców Polski*, PWN, Warszawa.

Kawałko D., Halarewicz A., Kaszubkiewicz J., Jezierski P., 2017, *Tempo dekompozycji opadu organicznego podczas przemian siedlisk łęgowych*, Sylwan, 161, 7: 565-572.

Kawałko D., Halarewicz A., Pruchniewicz D., 2015, *Stan roślinności nadodrzańskich lasów łęgowych w okolicach Wołowa*, Sylwan, 159, 3: 220-226.

Keller R., 1975, *Gospodarka wodami gruntowymi* (w:) K. Buchwald, W. Engelhardt (red.), Kształtowanie krajobrazu a ochrona przyrody, PWRiL, Warszawa.

Kiryluk A., 2006, *Stężenie ogólnego węgla organicznego w wodzie ekosystemów pobagiennych różnie użytkowanych*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 6, 1, 16: 173-181.

Kiryluk A., Leszczyński J., Łukowski A., Miłaszewski R., Piekutin J., Siemieniuk A., Skorbiłowicz E., Skorbiłowicz M., Szczykowska J., Wiater J., Żebranowicz E., 2014, *Źródło zanieczyszczeń wód powierzchniowych i wybrane metody ich oczyszczania*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska, 5: 49-57.

Klein A.-M., Vaissiere B.E., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke T., 2007, *Importance of pollinators in changing landscapes for world crop*, Proceedings of the Royal Society, B 274: 303-313.

Knowles A.K., 2008, *Placing history: how maps, spatial data, and GIS are changing historical scholarship*, ESRI Press, Redland

Kołtowski Z., 2006, *Wielki Atlas Roślin Miododajnych*, Przedsiębiorstwo Wydawnicze Rzeczpospolita SA, Warszawa.

Kondras M., Czępińska-Kamińska D., Osiński M., Osińska E., 2010, *Zapas węgla organicznego oraz właściwości fizykochemiczne gleb w kompleksie leśnym „Dąbrowy Krotoszyńskie"*, Roczniki Gleboznawcze, 61, 4: 113-122.

Korboulewsky N., Perez G., Chauvat M., 2016, *How tree diversity affects soil fauna diversity? A review*, Soil Biology and Biochemistry, 94: 94-106.

Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 2002, *Geografia roślin*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Kowaliński S., Gonet S., 1999, *Materia organiczna gleb* (w:) S. Zawadzki (red.), Gleboznawstwo, PWRiL, Warszawa: 237-263.

Kowalkowski A., Swałdek M., 1994, *Analiza podstawowych chemicznych właściwości gleb z elementami analityki*, WSP, Kielce.

Kowalski P.P., 2008, *Niemcy z Bielina w latach 1924-1945: cz. I*, Notatki Płockie 53/3, 216: 13-21.

Kowalski T., 2012, *Zamieranie jesionu – aspekty taksonomiczne sprawcy choroby*, Sylwan, 156, 4: 262-269.

Krankina O.N., Treyfeld R.F., Harmon M.E., Spycher G., Povarov E.D., 2001, *Coarse woody debris in the forests of the St. Petersburg region, Russia*, Ecological Bulletins, 49: 93-104.

Kriaučiūnienė Z., Velička R., Raudonius S., 2012, *The influence of crop residues type on their decomposition rate in the soil: a litterbag study*, Agriculture, 99, 3: 227-236.

Kruys N., Jonsson B.G., 1999, *Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden*, Canadian Journal of Forest Research, 29: 1295-1299.

Kucharczyk M., 2003, *Analysis of distribution of antropophytes in the Vistula River valley* (w:) A.

Zając, M. Zając, B. Zemanek (red.), Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants, Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow: 295-300.

Kueffer C., 2017, *Plant invasions in the Anthropocene*, Science, 358, 6364: 724-725.

Kurka A.M., 2001, *The use of cellulose strips to study organic matter decomposition in boreal forested soils*, Boreal Environment Research, 6: 9-17.

Kurowski J.K., 2007, *Procesy syndynamiczne w zbiorowiskach leśnych wywołane odwodnieniem siedlisk*, Leśne Prace Badawcze, 68, 2: 27-44.

Kwasowski W., Chojnicki J., Okołowicz M., Kozanecka T., 2000, *Metale ciężkie w glebach powierzchni wzorcowych (GPW) w Puszczy Białej*, Roczniki Gleboznawcze, 51, 3/4: 85-95.

Łabętowicz J., 1995, *Skład chemiczny roztworu glebowego w zróżnicowanych warunkach glebowych i nawozowych*, Wyd. Fundacja „Rozwój SGGW", Warszawa.

Lal R., 2004, *Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security*, Science, 304, 5677: 1623-1627.

Lal R., 2005, *Forest soils and carbon sequestration*, Forest Ecology and Management, 220, 1/3: 242-258.

Lautenbach S., Seppelt R., Liebscher J., Dormann C.F., 2012, *Spatial and temporal trends of global pollination benefit*, PLoS ONE, 7.

Lavelle P, Martin A., 1992, *Small-scale and large-scale effects of endogeic earthworms on soil organic matter dynamics in soils of the humid tropic*, Soil Biology and Biochemistry, 24, 12: 1491-1498.

Lavelle P., Spain A.V., 2001, *Soil ecology*, Kluwer Scientific, Amsterdam.

Lee K., 1985, *Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*, Academic Press, New York.

Lee R., 1978, *Forest Microclimatology*, Columbia University Press, New York.

Lehtonen A., Makipaa R., Muukkonen P., Peltoniemi M., 2004, *Biomass estimates in national carbon inventories*, Carbon budget of Finnish forests 1920-2000, Tieteidentalo.

Lemtiri A., Colinet G., Alabi T., Cluzeau D., Zirbes L., Haubruge E., Francis F., 2014, *Impacts of earthworms on soil components and dynamic: A review*, Biotechnology, Agronomy, Society and Environment, 18, 1: 121-133.

Liski J., Westman C., 1997, *Carbon storage in forest soil of Finland. Effect of thermoclimate*, Biogeochemistry, 36: 239-260.

Lofroth E., 1998, *The dead wood cycle* (w:) J. Voller, S. Harrison (red.), Conservation biology principles for forested landscapes, UBC Press, Vancouver: 185-214.

Lubbers I.M., Pulleman M.M., Van Groenigen J.W., 2017, *Can earthworms simultaneously enhance decomposition and stabilization of plant residue carbon?* Soil Biology and Biochemistry, 105: 12-24.

Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002, *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.N., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A., 2000, *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*, Ecological Applications, 10: 689-710.

Maes J., Paracchini M.L., Zulian G., Dunbar M.B., Alkemade R., 2012, *Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*, Biological Conservation, 155: 1-12.

Maes J., Teller A., Erhard M., Grizzetti B., Barredo J.I., Paracchini M.L., Condé S., Somma F., Orgiazzi A., Jones A., Zulian A., Vallecilo S., Petersen J.E., Marquardt D., Kovacevic V., Abdul Malak D., Marin A.I., Czúcz B., Mauri A., Loffler P., Bastrup-Birk A., Biala K., Christiansen T., Werner B., 2018,

Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition in EU, European Union, Luxembourg.

Maes J., Teller, A., Erhard M., Liquete C., Braat L., Berry P., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Schägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.I., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., RoyoGelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire, C., Zal N., Achilleos E., Rubin A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G., 2013, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, European Union, Luxembourg.

Mager P., Kopeć M., 2010, *Okres wegetacyjny w Polsce i w Europie w dobie obserwowanego ocieplenia* (w:) E. Bednorz, L. Kolendowicz (red.), Klimat Polski na tle klimatu Europy. Zmiany i ich konsekwencje, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 49-63.

Majewski M., Tillinger T., 1932, *Roboty regulacyjne na Wiśle Środkowej od r. 1919 do 1931 r.* (w:) M. Majewski, T. Tillinger (red.), Wisła Środkowa; referaty na I Narodowy Kongres Żeglugi, Księgarnia Techniczna Przeglądu Technicznego, Warszawa: 3-43.

Makovníková J., Kanianska R., Kizeková M., 2017, *The ecosystem services supplied by soil in relation to land use*, Hungarian Geographical Bulletin, 66, 1: 37-42.

Maksymiuk I., 1960, *Nektarowanie lipy drobnolistnej Tilia Cordata Mill. w Rezerwacie Obrożyska koło Muszyny*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 4: 105-125.

Marshall P.L., Davis G., 2002, *Measuring the Length of Coarse Woody Debris*, Forest Research Extension Note EN–011, Vancouver Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo.

Marshall P.L., Davis G., LeMay V.M., 2000, *Using line intersect sampling for coarse woody debris*, Forest Research Technical Report TR–003, Vancouver Forest Region, B.C. Ministry of Forests, Nanaimo.

Marshall P.L., Davis G., Taylor S.W., 2003, *Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners' Questions Addressed*, Forest Research Extension Note EN–012, Coast Forest Region, BC Ministry of Forests, Nanaimo.

Martyniuk S., 2008, *Znaczenie procesu biologicznego wiązania azotu atmosferycznego w rolnictwie ekologicznym*, Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 53, 4: 9-14.

Maser C., Anderson R.G., Cromack K., Williams J.T., Martin R.E., 1979, *Dead and down woody material* (w:) J.W. Thomas (red.), Wildlife Habitats in Managed Forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington, Agriculture Handbook No. 553, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, Portland, Oregon: 78-95.

Matuszkiewicz J.M., 2001, *Zespoły leśne Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Matuszkiewicz J.M. (red.), Kozłowska A., Plit J., Roo-Zielińska E., Solon J., 2005, *Numeryczna mapa roślinności rzeczywistej i potencjalnej w dolinie Wisły*, niepubl. (w archiwum Zakładu Geoekologii i Klimatologii IGiPZ PAN).

Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J., 2013, *Long-term evolution models of post-agricultural forests*, Prace Geograficzne, 240, IGiPZ PAN, Warszawa.

Mazurek M., 2008, *Czynniki kształtujące skład chemiczny wypływów wód podziemnych w południowej części dorzecza Parsęty (Pomorze Zachodnie)*, Przegląd Geologiczny, 56, 2: 131-139.

McCarthy B.C., Bailey R.R., 1994, *Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed*

forest landscape of the central Appalachians, Canadian Journal of Forest Research, 24: 1317-1329.

McRae D.J., Alexander M.E., Stocks B.J., 1979, *Measurement and description of fuels and fire behaviour on prescribed burns: a handbook*, Canadian Forestry Service Report O–X–287, Great Lakes Forest Research Centre, Sault Ste. Marie, Ontario.

MEA, 2005, *Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends. Volume 1*, Island Press, Washington D.C.

Means J.E., Macmillan P.C., Cromack K., 1992, *Biomass and nutrient content of Douglas-fir logs and other detrital pools in an old-growth forest, Oregon, U.S.A.*, Canadian Journal of Forest Research, 22, 10: 1536-1546.

Michalska K., Ledakowicz S., 2012, *Degradacja struktur lignocelulozowych oraz produktów ich hydrolizy*, Inżynieria i Aparatura Chemiczna, 51, 4: 157-159.

Michener C.D., 2007, *The bees of the world*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Migaszewski M.Z., Gałuszka A., Świercz A., Kucharzyk J., 2001, *Element concentrations in soils and plant bioindicators in selected habitats of The Holy Cross Mountains, Poland*, Water, Air, and Soil Pollution, 129: 369-386.

Min X., Xianguo L., Yue L., Fanlong K., 2007, *Distribution characteristics of dissolved organic carbon in annular wetland soil-water solutions through soil profiles in the Sanjiang Plain, Northeast China*, Journal of Environmental Sciences, 19, 9: 1074-1078.

Mirowski T., 2016, *Wykorzystanie biomasy na cele grzewcze a ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza z sektora komunalno-bytowego*, Rocznik Ochrona Środowiska, 18: 466-477.

Murat-Błażejewska S., Kujawa J., Sojka M., 2003, *Wpływ lasów i użytków zielonych na ochronę wód powierzchniowych przed eutrofizacją*, Zeszyty Naukowe AR Kraków, 404, ser. Inżynieria Środowiska, 24: 337-345.

Muukkonen P., Mäkipää R., 2006, *Biomass equations for European trees: addendum*, Silva Fennica, 40, 4: 763-773.

Neirynck J., Mirtcheva S., Sioen G., Lust N., 2000, *Impact of Tilia platyphyllos Scop., Fraxinus excelsior L., Acer pseudoplatanus L., Quercus robur L. and Fagus sylvatica L. on earthworm biomass and physico-chemical properties of a loamy topsoil*, Forest Ecology and Management, 133, 3: 275-286.

Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. (red.), 2005, *The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe*, Forest & Landscape Denmark, Hoersholm.

Niewinna M., 2010, *Wielkość opadu i tempo rozkładu ściółki w wybranych drzewostanach Bieszczadów*, Roczniki Bieszczadzkie, 18: 59-73.

Nijnik M., 2010, *Carbon Capture and Storage in Forests* (w:) R.E. Hester, R.M. Harrison (red.), Carbon Capture: Sequestration and Storage, Environmental Science and Technology, 29: 203-239.

Nogué S., Long P.R., Eycott A.E., Nascimento L. De, Fernández-Palacios J.M., Petrokofsky G., Vandvik V., Willis K.J., 2016, *Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities*, Ecological Economics, 128: 1-7.

Nowak A., Kącki Z., 2009, *Gatunki z rodzaju nawłoć – Solidago spp.* (w:) Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 80-86.

O'Neill R.V., DeAngelis D.L., 1981, *Comparative productivity and biomass relations of forest*

ecosystems (w:) D.E. Reichle (red.), Dynamic properties of forest ecosystems, Cambridge University Press, Cambridge: 411-449.

Obidziński A., Kołaczkowska E., Otręba A., 2016, *Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenie Puszczy Kampinoskiej*, Wydawnictwo BioDar, Izabelin-Kraków.

Obidziński T., Symonides E., 2000, *The influence of the ground layer structure on the invasion of small balsam (Impatiens parviflora DC.) to natural and degraded forests*, Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 69: 311-318.

Ódor P., Standovár T., 2001, *Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management induced differences in dead wood*, Ecological Bulletins, 49: 219-229.

Oke R.R., 1987, *Boundary Layer Climates*, Methuen, London-New York.

Orzeł S., 2015, *Skład gatunkowy i biomasa nadziemna krzewów w podszycie drzewostanów Puszczy Niepołomickiej*, Sylwan, 159, 10: 848-856.

Parmelee R.W., Bohlen P.J., Blair J.M., 1998, *Earthworms and Nutrient Cycling: Integrating Across the Ecological Hierarchy* (w:) C.A. Edward (red.), Earthworm Ecology, CRC Press LLC, Boca Raton.

Parzych A., 2014, *Zawartość wybranych metali ciężkich w glebie i pędach Vaccinium myrtillus L. w Słowińskim Parku Narodowym*, Leśne Prace Badawcze, 75, 3: 217-224.

Paszyński J., Miara K., Skoczek J., 1999, *Wymiana energii między atmosferą a podłożem jako podstawa kartowania topoklimatycznego*, Dokumentacja Geograficzna, 14, IGiPZ PAN, Warszawa.

Pawicka K., Woziwoda B., 2011, *Bilans martwego drewna w rezerwacie „Polesie Konstantynowskie"*, Sylwan, 155, 12: 851-858.

Pawlaczyk P., 2012, *Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario-Ulmetum)* (w:) W. Mróz (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III, GIOŚ, Warszawa: 292-315.

Pawlikowski T., Pawlikowski K., 2012, *Trzmielowate Polski (Hymenoptera: Apoidae: Bombini)*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.

Pazdro Z., Kozerski B., 1990, *Hydrogeologia ogólna*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

Peterken G.F., 1974, *A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species*, Biological Conservation, 6, 4: 239-245.

Pickford S.G., Hazard J.W., 1978, *Simulation studies on line intersect sampling of forest residue*, Forest Science, 24: 469-483.

Pietrzyk A., Papciak D., 2016, *Materia organiczna w wodach naturalnych – formy występowania i metody oznaczania*, Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, 33, 63: 241-252.

Piskorz R., Klimko M., 2001, *Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez Impatiens parviflora DC. w zbiorowiskach Galio silvatici-Carpinetum wybranych rezerwatów Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, 334: 151-163.

Planty-Tabacchi A., Tabacchi E., Bonillo M., 2001, *Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes* (w:) G. Brundu, J. Brock, I. Camarda, L. Child, M. Wade (red.), Plant Invasions. Species Ecology and Ecosystem Management, Backhuys Publishers, Leiden: 221-233.

Plisko J.D., 1973, *Lumbricidae – Dżdżownice*, PWN, Warszawa.

Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 2009, *Particle size distribution and textural classes of soils and mineral materials – classification of Polish Society of Soil Science 2008*, Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 60, 2: 5-16.

Post W.M., Peng T.-H., Emanuel W.R., King A.W., Dale V.H., Deangelis D.L., 1990, *The global*

carbon cycle, American Scientist, 78, 4: 310-326.

Poszytek K., 2016, *Mikrobiologiczna utylizacja celulozy*, Postępy Mikrobiologii, 55, 2: 132-146.

Prescott C.E., 2005, *Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?* Forest Ecology and Management, 220, 1/3: 66-74.

Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016-2020, 2015, Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa.

Prusinkiewicz Z., 2004, *Roztwór glebowy i jego ekologiczne znaczenie* (w:) R. Bednarek, H. Dziadowiec, U. Pokojska, Z. Prusinkiewicz (red.), Badania ekologiczno-gleboznawcze, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 234-241.

Pussinen A., Karjalainen T., Kellomäki S., Mäkipää R., 1997, *Potential contribution of the forest sector to carbon sequestration in Finland*, Biomass and Bioenergy, 13, 6: 377-387.

Püttsepp Ü., Lõhmus K., Koppel A., 2007, *Decomposition of fine roots and α–cellulose in a short rotation willow (Salix spp.) plantation on abandoned agricultural land*, Silva Fennica, 41, 2: 247-258.

Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Kasprzyk B., Nawrocki J., 2003, *The efficiency of different oxidation methods in total organic carbon analysis*, Chemia Analityczna, 48, 2: 243-254.

Reed D.D., Mroz G.D., 1997, *Resource assessment in forested landscapes*, John Wiley & Sons, New York–Toronto.

Revised Standard Soil Color Charts, 1992, Eijkelkamp Agrisearch Equipment.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J., 2000, *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*, Diversity and Distributions, 2, 6: 93-107.

Römbke J., Jänsch S., Didden W., 2005, *The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 62, 2: 249-265.

Rundgren S., 1975, *Vertical distribution of lumbricids in southern Sweden*, Oikos, 26: 299-306.

Ruschmeyer O.R., Schmidt E.L., 1958, *Cellulose Decomposition in Soil Burial Bed II. Cellulolytic Activity as Influenced by Alteration of Soil Properties*, Applied Microbiology, 6, 2: 115-120.

Russel S., Górska E.B., Wyczółkowski A.I., 2005, *Enzymy biorące udział w hydrolizie celulozy*, Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 3: 27-36.

Russell M.B., Fraver S., Aakala T., Gove J.H., Woodall C.W., D'Amato A.W., Ducey M.J., 2015, *Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review*, Forest Ecology and Management, 350: 107-128.

Ruszkowski A., Zadura M., Biliński M., Gosek J., Kaczmarska K., 1997, *Wiosenny wzorzec składu gatunkowego trzmieli (Bombus Latr.) na różnych roślinach*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 41: 43-51.

Salomé C., Guenat C., Bullinger-Weber G., Gobat J.-M., Le Bayon R.-C., 2011, *Earthworm communities in alluvial forests: influence of altitude, vegetation stages and soil parameters*, Pedobiologia, 54: 89-98.

Sánchez-de León Y., Lugo-Pérez J., Wise D.H., Jastrow J.D., González-Meler M.A., 2014, *Aggregate formation and carbon sequestration by earthworms in soil from a temperate forest exposed to elevated atmospheric CO_2: A microcosm experiment*, Soil Biology and Biochemistry, 68: 223-230.

Sánchez-Pérez J.M., Trémolieres M., 1997, *Variation in Nutrient Levels of the Groundwater in the Upper Rhine Alluvial Forests as a Consequence of Hydrological Regime and Soil Texture*, Global Ecology and Biogeography Letters, 6, 3/4: 211-217.

Sapek A., 1997, *Risk of water pollution as a result of agricultural activities* (w:) Sustainable agriculture and rural area development, Activity of Working Group reports and Conference

proceeding, 1, Wyd. IMUZ, Falenty: 79-99.

Sapek A., Sapek B., 2002, *Obieg i bilans fosforu w łańcuchu pokarmowym człowieka w Polsce*, Nawozy i Nawożenie, 4, 13: 105-124

Sapek B., 1995, *Wymywanie azotanów oraz zakwaszenie gleby i wód gruntowych w aspekcie działalności rolniczej*, Materiały Informacyjne, 30, Wyd. IMUZ, Falenty.

Sapek B., 2010, *Uwalnianie azotu i fosforu z materii organicznej gleby*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 10, 3, 31: 229-256

Schmidt E.L., Ruschmeyer O.R., 1958, *Cellulose Decomposition in Soil Burial Bed I. Soil Properties in Relation to Cellulose Degradation*, Applied Microbiology, 6, 2: 108-114.

Schmidt M., Kriebitzsch W.-U., Ewald J., 2011,*Waldartenlisten der Farn-und Blütenpflanzen*, Moose und Flechten Deutschland BfN–Skripten, 299: 1-111.

Schmidt O., 2001, *Time-limited soil sorting for long-term monitoring of earthworm populations*, Pedobiologia, 45: 69-83.

Sienkiewicz J., Kloss M., Grzyb M., 2001, *The floodplain forest ecosystems in Poland* (w:) E. Klimo, H. Hager (red.), The floodplain Forests in Europe, The Netherlands Brill, Leiden: 249-267.

Sippola A.L., Renvall P., 1999, *Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective*, Forest Ecology and Management, 115, 2/3: 183-201.

Škėma M., Mykšys V., Aleinikovas M., Kulbokas G., Urbaitis G., 2015, *Underbrush biomass in Lithuanian forests: factors affecting quantities*, Baltic Forestry, 21, 1: 124-132.

Skłodowski P., Bielska A., 2009, *Właściwości i urodzajność gleb Polski podstawą kształtowania relacji rolno-środowiskowych*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 9, 4, 28: 203-214.

Skwarek K., Bijak S., 2015, *Resources of dead wood in the municipal forests in Warsaw*, Leśne Prace Badawcze, 76, 4: 322-330.

Smith A.C., Harrison P.A., Pérez Soba M., Archaux F., Blicharska M., Egoh B.N., Erős T., Fabrega Domenech N., György Á.I., Haines-Young R., Li S., Lommelen E., Meiresonne L., Miguel Ayala L., Mononen L., Simpson G., Stange E., Turkelboom F., Uiterwijk M., Veerkamp C.J., Wyllie de Echeverria V., 2017, *How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review*, Ecosystem Services, 26, part A: 111-126.

Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczkowska E., Regulska E., Zawiska I., 2017, *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym, Ocena potencjału i wykorzystania*, IGiPZ PAN, Wyd. Akademickie SEDNO, Warszawa.

Solon J., Wolski J., 2005, *Propozycje gospodarowania zapasem martwego drewna w lasach zagospodarowanych* (w:) K. Rykowski, O gospodarce leśnej w leśnych kompleksach promocyjnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Las: 145-147.

Spetich M.A., Shifley S.R., Parker G.R., 1999, *Regional distribution and dynamics of coarse woody debris in midwestern old-growth forests*, Forest Science, 45, 2: 302-313.

Spies T.A., Cline S.P., 1988, *Coarse woody debris in forests and plantations of coastal Oregon* (w:) C. Maser, R.F. Tarrant, J.M. Trappe, J.F. Franklin (red.), From the forest to the sea: a story of fallen trees, General Technical Report PNW-GTR-229, USDA Forest Service, Portland, Oregon: 5-24.

Sprawozdanie…, 2018, *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wyniki monitoringu w latach 2016-2018. Sprawozdanie z monitoringu siedliska 91F0 łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario-*

Ulmetum), Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

Stefańska-Krzaczek E., 2013, *Bogactwo gatunkowe osuszonych lasów łęgowych w środowisku miejskim Wrocławia*, Sylwan, 157, 5: 366-375.

Stefańska-Krzaczek E., Podgrudna K., 2015, *Florystyczne i fitocenotyczne wskaźniki stanu zachowania lasów zalewowych w miejskiej dolinie rzecznej*, Sylwan, 159, 1: 82-88.

Stevens V., 1997, *The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in BC forests*, Working Paper 30, B.C. Ministry of Forests, Research Branch, Victoria.

Suchanek A., Socha J., Chwistek K., 2012, *Biomasa i roczna produkcja drzewostanów Ojcowskiego Parku Narodowego*, Sylwan, 156, 6: 451-462.

Sudnik-Wójcikowska B., 2011, *Rośliny synantropijne. Flora Polski*, MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa.

Sykut S., 2000, *Wymywanie makroelementów z gleb w lizymetrach*, Nawozy i Nawożenie, 4, 5: 18-26.

Systematyka gleb Polski, 2011, Roczniki Gleboznawcze, 62, 3.

Szewczyk J., 2010, *Rola leżaniny jako podłoża rozwoju odnowienia buka, jodły i świerka w dolnoreglowym lesie w Suchym Żlebie* (w:) Z. Mirek (red.), Nauka a zarządzanie obszarem Tatr i ich otoczeniem. Tom II Nauki biologiczne, Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane: 73-79.

Szklanowska K., 1973, *Bory jako baza pożytkowa pszczół*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 17: 51-85.

Szklanowska K., 1978, *Nektarowanie i wydajność miodowa niektórych drzew i krzewów w warunkach Polski*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 22: 117-128.

Szklanowska K., 1979, *Nektarowanie i wydajność miodowa ważniejszych roślin runa lasu liściastego*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 23: 123-130.

Szymański S., 2000, *Ekologiczne podstawy hodowli lasu*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Szymkiewicz B., 2001, *Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów ważniejszych gatunków drzew leśnych*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Szymura M., Szymura T.H., 2011, *Rozmieszczenie nawłoci (Solidago spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz* (w:) Z. Kącki, E. Stefańska-Krzaczek (red.), Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej, Acta Botanica Silesiaca, 6: 195-212.

TEEB, 2010, *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and Economic Foundation*, Earthscan, London and Washington.

Thomas J.W., Anderson R.G., Maser C., Bull E.L., 1979, *Snags* (w:) J.W. Thomas, Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington, Agricultural Handbook No. 553, USDA Forest Service: 60-77.

Thompson L.M., Troeh F.R., 1978, *Gleba i jej żyzność*, PWRiL, Warszawa.

Tiegs S.D., Clapcott J.E., Griffiths N.A., Boulton A.J., 2013, *A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams*, Ecological Indicators, 32: 131-139.

Tietje W.D., Waddell K.L., Vreeland J.K., Bolsinger C.L., 2002, *Coarse Woody Debris in Oak Woodlands of California*, WJAF, 17, 3: 139-146.

Tockner K., Stanford J.A., 2002, *Riverine flood plains: present state and future trends*, Environmental Conservation, 29: 308-330.

Tokarska-Guzik B., 2005, *The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the*

Flora of Poland, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz., 2012, *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

Tomczyk A., Szyga-Pluta K., 2016, *Okres wegetacyjny w Polsce w latach 1971-2010*, Przegląd Geograficzny, 88, 1: 75-86.

Tomusiak R., Kędziora W., Krzemień W., Moskwa A., Karbownik O., Mazur R., 2014, *Porównanie ilości martwego drewna leżącego w drzewostanach sosnowych i świerkowych Skandynawii przy różnych szerokościach geograficznych*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 16, 41, 4: 64-72.

Trąba C., 2010, *Gatunki migrujące na pola uprawne na rędzinach z ekosystemów występujących w sąsiedztwie*, Fragmenta Agronomica, 27, 2: 156-163.

Tresch S., Fliessbach A., 2017, *Decomposition study using tea bags*, Fertil Crop Technical Note, http://orgprints.org/30717/1/fertilcrop-tn-wp4-teabag_english.pdf.

Valckx J., Govers G., Hermy M., Muys B., 2011, *Optimizing Earthworm Sampling in Ecosystems* (w:) A. Karaca (red.), Biology of Earthworm, ser. Soil Biology, 24, Springer, Berlin, Heidelberg: 19-38.

Van Wagner C.E., 1968, *The line intersect method in forest fuel sampling*, Forest Science, 14: 1, 20-26.

Van Wagner C.E., 1982, *Practical aspects of the line intersect method*, Canadian Forestry Service Information Report Pl–X–12, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, Ontario.

Vrchotová N., Šerá B., Krejčová J., 2011, *Alleopathic activity of extracts from Impatiens species*, Plant, Soil, Environment, 57, 2: 57-60.

Vries W., Vel E., Reinds G., Deelstra H., Klap J., Leeters E., Henriks C., Kerkvoorden M., Landmann G., Herkendell J., Haussmann T., Erisman J., 2001, *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe*, Technical Report 2001, UN/ECE and EC, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Geneva and Brussels.

Vucetich J.A., Reed D.D., Breymeyer A., Degórski M., Mroz G.D., Solon J., Roo-Zielińska E., Noble R., 2000, *Carbon pools and ecosystem properties along a latitudinal gradient in Northern Scots pin (Pinus silvestris) forets*, Forest Ecology and Management, 136: 135-145.

Wall D.H., Bardgett R.D., Behan-Pelletier V., Herrick J.E., Jones T.H., Ritz K., Six J., Strong D.R., van der Putten W.H. (red.), 2012, *Soil Ecology and Ecosystem Services*, Oxford University Press.

Wanic T., Brożek S., Lasota J., Zwydak M., 2011, *Różnorodność gleb olsów i łęgów*, Soil Science Annual, 62, 4: 109-123.

Warren W.G., Olsen P.F., 1964, *A line transect technique for assessing logging waste*, Forest Science, 10: 267-276.

Weggler K., Dobbertin M., Jüngling E., Kaufmann E., Thürig E., 2012, *Dead wood volume to dead wood carbon: the issue of conversion factors*, European Journal of Forest Research, 131: 1423-1438.

Went J.C., De Jong F., 1966, *Decomposition of cellulose in soils*, Antonie van Leeuwenhoek, 32: 39-56.

Westrich P., 1996, *Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats* (w:) A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, I.H. Williams (red.), The Conservation of Bee, Academic Press for the Linnean Society of London and IBRA, London.

WIG, 1925, *Zestawienie znaków topograficznych map: austriackich, niemieckich i rosyjskich*, Wojskowy Instytut Geograficzny, Warszawa.

WIG, 1931, *Wzory i objaśnienia znaków topograficznych map w skali 1:10 000 i 1:25 000 Wojskowego Instytutu Geograficznego*, Wojskowy Instytut Geograficzny, Warszawa.

Winfree R., 2010, *The conservation and restoration of wild bee*, Annals of the New York Academy of Sciences, 1195: 169-197.

Wojtkowiak R., Kawalec H., Dubowski A.P., 2008, *Barszcz Sosnowskiego*, Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 53, 4: 137-142.

Wolski J., 2002, *Metoda pomiarów leżącego martwego drewna w lesie – założenia teoretyczne i przebieg prac terenowych*, Prace IBL, Ser. A, 2, 932: 27-45.

Wolski J., 2003, *Martwe drewno w lesie: ocena zapasu i propozycje postępowania*, Prace IBL, Ser. A, 2, 953: 23-45.

Wolski J., 2012, *Down dead wood in a forest – still an obstacle to forest management or already an ecological issue?* Geographia Polonica, 85, 2: 97-121.

Woodall C.W., Monleon V.J., 2010, *Estimating the quadratic mean diameters of fine woody debris in forests of the United States*, Forest Ecology and Management, 260: 1088-1093.

Woziwoda B., 2014, *Zasoby drobnej frakcji martwego drewna leżącego w różnowiekowych drzewostanach sosnowych na gruntach porolnych*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 16, 41, 4: 159-168.

Wysocki Cz., Sikorski P., 2009, *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Yoshino M., 1975, *Climate in a small area*, University Tokyo Press, Tokyo.

Zasada M., Bronisz K., Bijak S., Wojtan R., Tomusiak R., Dudek A., Michalak K., Wróblewski L., 2008, *Wzory empiryczne do określania suchej biomasy nadziemnej części drzew i ich komponentów*, Sylwan, 152, 3: 27-39.

Zawadzki S., 1999, *Gleboznawstwo*, PWRiL, Warszawa.

Zbierska J., Ławniczak A.E., Kupiec J., Zbierska A., 2011, *Stężenie składników biogennych w wodach gruntowych i podziemnych w zlewni bezpośredniej Jeziora Niepruszewskiego narażonego na zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego*, Nauka Przyroda Technologie, 5, 5: #103.

Zianis D., Muukkonen P., Mäkipää R., Mencuccini M., 2005, *Biomass and stem volume equations for tree species in Europe*, Silva Fennica Monographs, 4: 1-63.

Żelazo J., Popek Z., 2002, *Podstawy renaturyzacji rzek*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.