



UNIwersYTET ROLNICZY
im. Hugona Kołłątaja w Krakowie



Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

Wydział Leśny

Piotr Kempf

**Obce gatunki drzew w lasach miejskich Krakowa, ich kondycja zdrowotna oraz
wpływ na właściwości gleb**

Alien species of trees in the urban forests of Krakow, their health condition and impact
on soil properties

Praca doktorska
na kierunku Leśnictwo

Promotor rozprawy doktorskiej:
dr hab. inż. Jarosław Lasota profesor UR
Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie
Wydział Leśny
Katedra Ekologii i Hodowli Lasu

Kraków, 2021

*Składam serdeczne podziękowania promotorowi niniejszej pracy
Panu dr hab. inż. Jarosławowi Lasocie, prof.UR
za poświęcony czas, cierpliwość oraz opiekę merytoryczną.*

*Dziękuję również Pani dr. hab. inż. Ewie Błońskiej, prof.UR
za wsparcie, motywację oraz wskazówki merytoryczne.*

*Dziękuję pracownikom Zarządu Zieleni Miejskiej w Krakowie
za pomoc i wsparcie merytoryczne.*

*Na koniec chciałbym podziękować mojej żonie dr. inż. Marcie Kempf
za wsparcie, cierpliwość i czas.
Bez niej niniejsza praca by nie powstała.*

Streszczenie

Niniejsza praca obejmowała badania kondycji zdrowotnej i wpływu na właściwości gleb obcych gatunków drzew w lasach miejskich Krakowa. Badaniami objęto dziesięć gatunków drzew: daglezję zieloną, choinę kanadyjską, kasztana jadalnego, czeremchę amerykańską, dęba czerwonego, kasztanowca zwyczajnego, orzecha włoskiego, klona jesionolistnego, robinie akacjową i sosnę czarną, rosnących w biogrupach na terenie pięciu kompleksów leśnych: w Lesie Reduta, Lesie Zesławice, Lesie Wolskim, Lesie Tynieckim oraz w Lesie Skałki Twardowskiego. Głównym celem badań było określenie warunków glebowo-siedliskowych dla wybranych gatunków drzew oraz określenie wpływu tych gatunków na cechy środowiska glebowego: ilość i jakość materii organicznej, właściwości fizykochemiczne oraz aktywność enzymatyczną. Dodatkowym celem badań było określenie zdrowotności badanych gatunków jako wskaźnika możliwości ich wykorzystania w kształtowaniu drzewostanów lasów miejskich. Przeprowadzone badania pozwoliły stwierdzić, że warunki glebowo-siedliskowe w wybranych lasach miejskich Krakowa odpowiadają wymaganiom troficznym badanych gatunków drzew. Analiza warunków siedliskowych wskazała na występowanie bardzo żyznych gleb, co przełożyło się na wysoki trofizm siedlisk. Badane biogrupy wzrastały głównie w warunkach siedliska lasu wyżynnego świeżego, a rzadziej lasu wyżynnego wilgotnego oraz lasu mieszanego wyżynnego świeżego. W analizach glebowych potwierdzono odmienny wpływ obcych gatunków drzew liściastych i iglastych na właściwości gleby. Korzystny wpływ na cechy próchnicy glebowej stwierdzono w przypadku robinii akacjowej i kasztanowca zwyczajnego. Najsilniejszy wpływ zakwaszający na powierzchniowe poziomy gleb wykazano w przypadku choiny kanadyjskiej oraz daglezji zielonej. Badania dowiodły, że analizowane gatunki obce wpływają na właściwości fizyczne gleb. Najwyższą liczbą drobnych agregatów charakteryzowały się gleby pozostające pod wpływem czeremchy amerykańskiej oraz robinii akacjowej, najniższą zaś z orzechem włoskim oraz klonem jesionolistnym. Stwierdzono niską aktywność enzymów w glebie pozostającej pod wpływem oddziaływania klona jesionolistnego, a także kasztana jadalnego, orzecha włoskiego oraz dębu czerwonego. Badania wykazały, że dąb czerwony i czeremcha amerykańska wpływały ograniczająco na skład gatunkowy roślinności runa. Większość analizowanych gatunków obcych charakteryzowała się dobrą zdrowotnością oraz

korzystnymi cechami wzrostowymi. Najsłabszą jakością spośród badanych gatunków obcych cechował się kasztan jadalny, który wykazywał liczne uszkodzenia od mrozu. Choina kanadyjska charakteryzowała się uszkodzeniami w mniejszym stopniu, których przyczyny można doszukiwać się w niedoborze wilgotności. Drobne uszkodzenia pojawiły się w przypadku robinii akacjowej oraz kasztanowca zwyczajnego. Przeprowadzone badania potwierdzają, że warunki siedliskowe lasów miejskich Krakowa umożliwiają wzrost analizowanych gatunków obcych drzew oraz osiągnięcie przez nie korzystnych parametrów wzrostowych oraz kondycji zdrowotnej.

Słowa kluczowe: gatunki obce, lasy miejskie, warunki siedliskowe, właściwości gleb

Summary

This study included research on the health condition and impact on soil properties of alien tree species in the urban forests of Krakow. Ten tree species were investigated: Douglas fir, Canadian pine, marron, American bird cherry, red oak, horse chestnut, walnut, ash-leaved maple, black locust and black pine, growing in biogroups in five forest complexes: Reduta, Zeslawice, Wolski, Tyniec and in the Skalki Twardowskiego. The main objective of the research was to determine the soil and habitat conditions for selected tree species and to determine the impact of these species on the properties of soil environment: the quantity and quality of organic matter, physicochemical properties and enzymatic effects. An additional objective of the research was to determine the health condition of the studied species as an indicator of their possible use in shaping urban forest stands. The conducted research allowed concluding that the soil and habitat conditions in selected urban forests of Krakow are similar to the trophic requirements of the studied tree species. The analysis of the habitat conditions revealed the presence of very fertile soils, which translated into the high trophism of the habitats. The studied biogroups grew predominantly in the conditions of the fresh upland forest habitat, and less frequently the wet upland forest and the mixed fresh upland forest. The soil analyzes confirmed a different impact of alien species of deciduous and coniferous trees on soil properties. A beneficial effect on the properties of soil humus was found in the case of black locust and horse chestnut. The strongest acidifying effect on the surface soil levels was found for Canadian fir and Douglas fir. The research proved that the analyzed alien species affect the physical properties of soils. The highest number of small aggregates was characteristic for soils affected by bird cherry and black locust, while the lowest was for walnut and ash maple. Low enzyme activity was found in the soil affected by ash maple, chestnut, walnut and red oak. The research showed that red oak and bird cherry had a limiting effect on the species composition of undergrowth vegetation. Most of the analyzed alien species were distinguished by good health and favorable growth properties. Among the examined alien species, the poorest quality was that of the marron, which showed numerous frost damage. The Canadian pine tree showed less damage, possibly due to the lack of humidity. Minor damage developed in black locust and horse chestnut. The conducted research confirms that the habitat conditions of Krakow urban forests are beneficial to

the growth of the analyzed species of alien trees reaching favorable growth parameters and healthy condition.

Key words: alien species, urban forests, habitat conditions, soil properties

Spis treści

Streszczenie	3
Summary	5
1. Wstęp i cel pracy	9
2. Przegląd literatury	12
2.1. Gatunki obce drzew w lasach Polski	12
2.2. Regulacje prawne dotyczące gatunków obcych	17
2.3. Charakterystyka ekologiczna obcych gatunków drzew	20
2.3.1. Dąglezja zielona (jedlica) (<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco)	20
2.3.2. Choina kanadyjska (<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.)	21
2.3.3. Kasztan jadalny (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	22
2.3.4. Czeremcha amerykańska (<i>Prunus serotina</i> Ehrh.)	23
2.3.5. Dąb czerwony (<i>Quercus robur</i> L.)	24
2.3.6. Kasztanowiec zwyczajny (<i>Aesculus hippocastanum</i> L.)	25
2.3.7. Orzech włoski (<i>Juglan nigra</i> L.)	26
2.3.8. Klon jesionolistny (<i>Acer negundo</i> L.)	26
2.3.9. Robinia akacyjowa (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)	28
2.3.10. Sosna czarna (<i>Pinus nigra</i> Arn.)	29
2.4. Wpływ wybranych gatunków obcych drzew na właściwości gleb	30
2.5. Analiza stanu zdrowotnego drzew	35
3. Materiały i metody	37
3.1. Teren badań	37
3.1.1. Regionalizacja	37
3.1.2. Klimat Krakowa	38
3.1.3. Utwory geologiczne i gleby Krakowa	40
3.1.4. Charakterystyka powierzchni badawczych	45
3.2. Prace terenowe	51
3.3. Prace laboratoryjne	55
3.4. Opracowanie wyników	56
4. Wyniki	57
4.1. Charakterystyka warunków glebowo-siedliskowych występowania badanych gatunków obcych drzew	57
4.2. Wpływ gatunków obcych drzew na właściwości gleb	61
4.2.1. Wpływ badanych gatunków na właściwości fizyczne gleb	61
4.2.2. Wpływ badanych gatunków na właściwości chemiczne gleb	67
4.2.3. Wpływ badanych gatunków na aktywność biochemiczną gleb	79
4.2.4. Charakterystyka właściwości ścioly badanych gatunków obcych drzew w doświadczeniu modelowym	87
4.3. Ocena cech wzrostowych i kondycji zdrowotnej badanych gatunków obcych drzew	97
4.3.1. Dąglezja zielona (jedlica) (<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco)	97

4.3.2.	Choina kanadyjska (<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.)	99
4.3.3.	Kasztan jadalny (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	101
4.3.4.	Czeremcha amerykańska (<i>Prunus serotina</i> Ehrh.)	104
4.3.5.	Dąb czerwony (<i>Quercus robur</i> L.)	105
4.3.6.	Kasztanowiec zwyczajny (<i>Aesculus hippocastanum</i> L.)	109
4.3.7.	Orzech włoski (<i>Juglan nigra</i> L.)	111
4.3.8.	Klon jesionolistny (<i>Acer negundo</i> L.)	113
4.3.9.	Robinia akacjowa (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)	115
4.3.10.	Sosna czarna (<i>Pinus nigra</i> Arn.)	119
4.4.	Wpływ badanych gatunków obcych drzew na skład gatunkowy i zróżnicowanie niższych pięter drzewostanu	121
5.	Dyskusja	125
5.1.	Wymagania siedliskowe badanych obcych gatunków drzew oraz cechy wzrostowe i kondycja zdrowotna badanych obcych gatunków drzew w warunkach lasów miejskich	125
5.2.	Wpływ badanych obcych gatunków drzew na właściwości gleb	136
6.	Podsumowanie	143
7.	Literatura	146
8.	Dokumentacja	160

1. Wstęp i cel pracy

Skład gatunkowy drzewostanu wpływa wydatnie na cechy glebowej materii organicznej (Hobbie i in. 2006; Mueller i in. 2012), zakwaszenie gleb (Paluch i Gruba 2012), pojemność sorpcyjną gleb (Hobbie i in. 2006; Gruba i Mulder 2015) oraz aktywność biochemiczną gleb (Błońska i in. 2016; Błońska i in. 2017; Błońska i in. 2018). Materia organiczna dostarczana do gleby poprzez ściółkę i wydzieliny korzeniowe zawiera zróżnicowane składniki takie jak rozpuszczalne cukry, kwasy organiczne, aminokwasy lub skrobię, a ściany komórkowe roślin dostarczają biopolimery, celulozy i ligniny (Baldrian i Šnajdr 2011). Jakość ściółki będąca efektem składu gatunkowego drzewostanu wpływa nie tylko na tempo dekompozycji szczątków organicznych, ale także na dynamikę mineralizacji i uwalniania składników odżywczych (Santa-Regina i Tarazona 2001) co przekłada się na właściwości gleb. Uwalniane w trakcie rozkładu ścióły biogeny kształtują bilans makroskładników w powierzchniowych poziomach gleb wpływając na proporcje pomiędzy kwaśnymi i zasadowymi jonami w roztworze glebowym. Gatunki drzew liściastych uwalniają do gleby większe ilości kationów zasadowych, a szybsze tempo dekompozycji ścióły tych gatunków sprzyja uwalnianiu większej ilości azotu mineralnego (Błońska i in. 2021). Biochemiczne właściwości gleb są czułym wskaźnikiem odzwierciedlającym zmiany zachodzące w środowisku glebowym pod wpływem oddziaływania drzewostanów. Enzymy glebowe uważane są za doskonały miernik stanu środowiska glebowego ze względu na silny związek z biologią gleb, łatwość pomiaru i szybkie odzwierciedlenie zmian powodowanych użytkowaniem gleb. Gleby o wysokiej zawartości materii organicznej mają zwykle wyższą biomasę drobnoustrojów, ponieważ są preferowanym źródłem energii dla mikroorganizmów (Landgraf i in. 2002). Biomasa i aktywność drobnoustrojów może być najczęściej ograniczona przez dostępność azotu (Wardle 1992) co w glebach leśnych może mieć bezpośredni związek z jakością dostarczanej ściółki do dna lasu. Dotychczasowe badania potwierdzają, że gatunki liściaste z reguły wspierają mocniej mikroflorę w glebie niż gatunki iglaste (Scheu i Parkinson 1995; Zhong i Makeschin 2006). Jednak należy pamiętać, że każdy gatunek może wywierać specyficzny wpływ na cechy środowiska glebowego poprzez dostarczanie detrytus o swoistym składzie chemicznym. Niewiele jest badań na temat wpływu gatunków introdukowanych na środowisko glebowe.

Ekosystemy leśne miast narażone są na stałe oddziaływanie czynników antropogenicznych, co czyni je specyficznymi obiektami, które powinny być zarządzane według odmiennych zasad. Trwałość takich ekosystemów, możliwość pełnienia przez nie różnorodnych funkcji, może być osiągnięte przy założeniu dużej różnorodności biologicznej. Wprowadzanie różnych gatunków drzew, w tym także gatunków obcych może być sposobem zwiększania bioróżnorodności i stabilności takich ekosystemów. Znajomość wpływu różnych obcych gatunków drzew na środowisko glebowe w warunkach lasów miejskich przyczyni się do pogłębienia wiedzy na temat wymagań ekologicznych takich gatunków, jak również oceny ich możliwości adaptacyjnych w specyficznych warunkach środowiska lasów miejskich.

Głównym celem badań było określenie warunków glebowo-siedliskowych, w jakich wybrane, obce gatunki drzew mogą tworzyć drzewostany w warunkach lasów miejskich Krakowa oraz określenie wpływu tych gatunków drzew na cechy środowiska glebowego, zwłaszcza ilość i jakość materii organicznej, właściwości fizykochemiczne oraz aktywność enzymatyczną. W pracy podjęto próbę wyjaśnienia wpływu detrytusu pochodzącego z wybranych gatunków drzew na aktywność biochemiczną w glebach o zbliżonym uziarnieniu. Dodatkowym celem badań było określenie zdrowotności drzew badanych gatunków obcych jako wskaźnika możliwości ich wykorzystania w kształtowaniu drzewostanów lasów miejskich.

W pracy testowano następujące hipotezy badawcze:

- 1) ilość i jakość glebowej materii organicznej, będące efektem wpływu poszczególnych badanych gatunków obcych, determinuje typ próchnicy glebowej oraz aktywność biochemiczną gleb kształtujących się w obrębie biogrup badanych gatunków w lasach miejskich;
- 2) spośród badanych gatunków najsilniej zakwaszająco na glebę wpływają gatunki iglaste – daglezja zielona (*Pseudotsuga menziessi*), choina kanadyjska (*Tsuga canadensis*) oraz sosna czarna (*Pinus nigra*);
- 3) pozytywny wpływ na ilość dostarczanych do gleby wraz z detrytusem składników mineralnych posiadają: kasztanowiec pospolity (*Aesculus hippocastanum*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) oraz czeremcha amerykańska (*Prunus serotina*);

- 4) w warunkach lasów miejskich Krakowa, analizowane gatunki obce cechują się dobrą zdrowotnością i wykazują cechy biometryczne pozwalające im współtworzyć drzewostany z gatunkami rodzimymi.

2. Przegląd literatury

2.1. Gatunki obce drzew w lasach Polski

Definicja „gatunku obcego” jest kwestią sporną (Richardson i in. 2000, 2010; Hanley i in. 2006; Pyšek i in. 2010). Zgodnie z terminologią dokumentów międzynarodowych (Konwencja o Różnorodności Biologicznej), jak i krajowych (Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r., Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220, z późn. zm.) za gatunek obcy (ang. *alien plant species*) uważa się gatunek, podgatunek lub takson niższej rangi, introdukowany (wprowadzony) poza swym naturalnym zasięgiem w postaci osobników lub zdolnych do przeżycia zarodników, nasion lub części osobników (propagule wegetatywne), dzięki którym mogą się one rozmnażać. Gatunki te, pochodząc zazwyczaj z innych kontynentów, zostały wprowadzone celowo, np. jako rośliny ozdobne, uprawne lub lasotwórcze, albo zostały zawleczone przypadkowo, np. podczas importu towarów. Niekiedy obcy gatunek, trafiając na podatne siedlisko, pozbawione naturalnych wrogów i gatunków konkurencyjnych, może poprzez nadmierną ekspansję, stać się zagrożeniem dla środowiska. Definiowany jest wówczas jako gatunek inwazyjny (ang. *invasive alien species*), którego wprowadzenie lub rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej i powiązanim usługom ekosystemowym lub oddziałuje na nie w sposób niepożądany. W ekosystemach leśnych głównymi zagrożeniami powodowanymi przez inwazyjne gatunki obce są hybrydyzacja, przenoszenie chorób i rywalizacja gatunkowa (Langmaier i in. 2020).

Człowiek od niepamiętnych czasów ingerował w przyrodę i przekształcał ją według swoich potrzeb. Proceder ten ma bardzo długą historię, ale dopiero wraz ze wzrostem globalizacji, redystrybucja gatunków przyspieszyła zarówno pod względem skali, jak i konsekwencji. Do podstawowych archeofitycznych gatunków drzew, zalicza się kłona jawora, kasztana jadalnego, kasztanowca zwyczajnego i orzecha włoskiego (Krumm i Vitkova 2016). Zasięg tych gatunków poszerzał się wraz z powstawaniem fenickich, greckich i głównie rzymskich sieci handlowych. Ekspansja Cesarstwa Rzymskiego znacznie przyczyniła się do międzykontynentalnego transferu gatunków, głównie tych, które dostarczały pożywienia ludziom i zwierzętom gospodarskim, a także stanowiły źródło drewna. W średniowieczu ważną rolę w sprowadzaniu do Europy obcych gatunków drzew i krzewów odegrały wyprawy zakonników i krzyżowców. Znaczny wzrost procesów introdukcyjnych wiązał się z postępowaniem

kolonizacji wschodniej części Ameryki Północnej i czasem Wielkich Wypraw Naturalistów (Gazda 2012). W Europie rozwijała się wówczas moda na ubogacania przypałacowych założeń parkowych tzw. egzotami (Król 1988). Wiele arboretów i ogrodów botanicznych powstało już w XVI wieku. Najstarsze znane wprowadzenie północnoamerykańskiego gatunku drzew do Europy pochodzi z 1536 roku i jest to żywotnik zachodni (*Thuja occidentalis* L.) we Francji (Krumm i Vitkova 2016). W XVII wieku wprowadzone gatunki drzew stały się integralną częścią nowej francuskiej kultury ogrodowo-parkowej, która od połowy XVIII wieku rozprzestrzeniła się na całą Europę. Szczególnie dużym zainteresowaniem cieszyły się gatunki północnoamerykańskie, które mogą rosnąć w Europie na znacznie wyższych szerokościach geograficznych i w związku z tym wykorzystywać w okresie wegetacyjnym dłuższy dzień, w porównaniu do warunków ojczystych (Szwagrzyk 2000).

Introdukcja obcych gatunków do środowiska leśnego początkowo polegała na nieświadomym zawlekanii niektórych z nich, najczęściej wykorzystywanych przez człowieka głównie dla celów spożywczych lub terapeutycznych. Świadome wprowadzanie obcych gatunków drzew do lasów, większości przypadków wiązało się ze zwiększeniem produkcji drewna. Zainteresowanie uprawą obcych gatunków wynikało przede wszystkim z ubóstwa środkowoeuropejskiej flory w stosunku do flor innych obszarów o podobnych warunkach klimatycznych, co jest bezpośrednim efektem zlodowaceń oraz równoleżnikowego przebiegu pasm górskich, które utrudniały migracje gatunków w holocenie (Huntley i Birks 1983). Pierwsze próby gospodarcze wprowadzania już w drugiej połowie XIX w. Jednocześnie, w ramach działalności Pruskiej Stacji Doświadczalnych, zakładano wiele powierzchni badawczych, z czego 39 znajduje się obecnie na terenie Polski (Danielewicz i Wiatrowska 2012). Zainteresowanie gatunkami obcymi wzrosło ponownie po II wojnie światowej, co motywowano koniecznością szybkiej poprawy stanu środowiska w świetle dynamicznego rozwoju przemysłu. Poszukiwano gatunków tolerancyjnych na zanieczyszczenia powietrza i gleby, które mogłyby być wykorzystane do biologicznej rekultywacji silnie przeobrażonych siedlisk oraz do przebudowy drzewostanów znajdujących się pod wpływem szkodliwych emisji przemysłowych (Latocha i Hawryś 1976, Latocha 1989). Wśród gatunków charakteryzujących się największą użytecznością wskazywano: sosnę czarną, sosnę wejmutkę, modrzewia japońskiego, dęba czerwonego i czeremchę amerykańską (Latocha 1989).

Wśród powodów wprowadzania obcych roślin drzewiastych do lasów było również biocenotyczne urozmaicenie środowiska, zwłaszcza w miejscach występowania monokultur sosnowych. W procesie przebudowy promowano wprowadzanie podszytów oraz zakładanie remiz składających się między innymi z: karagany, śnieguliczki, kaliny hordowiny i czeremchy amerykańskiej (Tarwacki 1999). Obce drzewa i krzewy zalecano również do sadzenia na tzw. poletkach łowieckich (sumak octowiec, kasztanowiec biały, dąb czerwony, grochodrzew, czeremcha amerykańska, świdośliwa, suchodrzew tatarski, topole kanadyjskie), w akcjach zadrzewieniowych, jako element wzbogacania asortymentu jadalnych owoców leśnych (żurawina wielkoowocowa, borówka wysoka, aronia śliwolistna, kasztan jadalny), czy też w związku z maskowaniem obiektów militarnych (robinia akacja) (Zajączkowski i in. 2001, Zaraś-Januszkiewicz 2011).

W skali Europy do najważniejszych obcych gatunków drzew powszechnie rozprzestrzenionych i tradycyjnie wykorzystywanych do produkcji drewna należą *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Pinus contorta* i inne *Pinus spp.*, *Larix spp.*, mieszańce i klony *Populus*, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus rubra* oraz szereg gatunków *Eucalyptus* (Brundu i Richardson 2016). Oprócz „tradycyjnych” drzewostanów gospodarczych, obce gatunki są wykorzystywane na „wyspecjalizowanych” typach plantacji (sensu Savill i in. 1997). Na przykład *Robinia pseudoacacia* jest szeroko wykorzystywana do pozyskiwania drewna o walorach dekoracyjnych, do poprawy kondycji i stabilizacji gleb oraz jako roślina miododajna. *Ailanthus altissima*, stosowany głównie jako roślina ozdobna lub do nasadzeń przydrożnych, pomimo tego, że jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych gatunków roślin inwazyjnych w Europie (Śladonja i in. 2015).

W Europie największy udział obcych gatunków charakteryzuje leśnictwo Irlandii, Islandii, Portugalii i Wielkiej Brytanii, gdzie w ostatnich dekadach zakładano liczne plantacje szybko rosnących gatunków obcych. Znaczny udział gatunków obcych cechuje również lasy Holandii, Francji, Hiszpanii i Niemiec (Szwagrzyk 2000, Gazda 2013). W Europie Środkowej i Północnej najczęściej sadzonym w lasach gatunkiem obcym jest daglezcja zielona. W Niemczech zajmuje ona ok. 2,0% całkowitej powierzchni leśnej (Vor i in. 2015). Drugim i trzecim najczęściej występującym gatunkiem drzew w lasach niemieckich jest modrzew japoński i dąb czerwony, zajmujący odpowiednio 0,67% i 0,4% powierzchni lasów (Vor i in. 2015). Dąb czerwony jest szeroko rozpowszechniony w całej Europie zachodniej, środkowej,

południowej i południowo-wschodniej, a największe skupiska występują w Niemczech, Francji, Belgii i Holandii (Vor i in. 2015). W dużej części lasów Europy występuje również robinia akacjowa, zwłaszcza w krajach Europy Południowej i Wschodniej. Na Węgrzech robinia zajmuje aż 23% powierzchni lasów (Rédei i in. 2017).

W Polsce odsetek występowania gatunków obcych w lasach jest niewielki, ale jednocześnie trudny do dokładnego ilościowego oszacowania, zarówno w wymiarze powierzchniowym, jak i miąższościowym (Gazda 2013). Powodem tego jest brak statystyk i raportów Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (PGL LP), czy też danych udostępnianych przez Główny Urząd Statystyczny (GUS) dotyczących dokładnego rozmieszczenia obcych taksonów w lasach Polski. Ich udział szacowany jest na około 1% (Szwagrzyk 2000). Aktualny wzorzec rozmieszczenia obcych gatunków w lasach kształtowany jest przez czynnik klimatyczny i historyczny (Gazda i Augustynowicz 2012). Mimo stosunkowo niskiej liczebności, wprowadzone gatunki drzew obcego pochodzenia są bardzo rozproszone i są obecne we wszystkich 430 nadleśnictwach w Polsce (Gazda 2013).

W przeszłości do polskich lasów sprowadzono łącznie 31 obcych gatunków, głównie z Ameryki Północnej, Azji Wschodniej oraz południowej Europy (Bellon i in. 1977). Było to dwadzieścia dwa gatunki iglaste: jodła balsamiczna *Abies balsamea*, jodła jednobarwna *Abies concolor*, jodła olbrzymia *Abies grandis*, jodła kaukaska *Abies nordmanniana*, jodła szlachetna *Abies procera*, cyprysik Lawsona *Chamaecyparis lawsoniana*, cyprysik tępołuskowy *Chamaecyparis obtusa*, cyprysik groszkowy *Chamaecyparis pisifera*, modrzew japoński *Larix kaempferi*, świerk sitkajski *Picea sitchensis*, świerk kłujący *Picea pungens*, sosna Banksa *Pinus banksiana*, sosna wydmowa *Pinus contorta*, sosna czarna *Pinus nigra*, sosna smołowa *Pinus rigida*, sosna wejmutka *Pinus strobus*, sosna rumelijska *Pinus peuce*, dagleżja *Pseudotsuga menziesii*, choina zachodnia *Tsuga heterophylla*, żywotnik olbrzymi *Thuja plicata*, żywotnik zachodni *Thuja occidentalis*, choina kanadyjska *Tsuga canadensis*, oraz dziewięć gatunków liściastych: klon cukrowy *Acer saccharum*, przeorzech pięciolistkowy *Carya ovata*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, dąb czerwony *Quercus rubra*, brzoza cukrowa/grabolistna *Betula grossa*, przeorzech gorzki *Carya cordiformis*, orzech czarny *Juglans nigra*, jesion amerykański *Fraxinus americana*, grochodrzew *Robinia pseudoacacia*. Obecnie w polskich lasach jedynie niektóre z nich są reprezentowane w znaczących ilościach. Są to: dagleżja, wejmutka, modrzew japoński, czeremcha amerykańska, robinia akacjowa i dąb czerwony (Gazda 2012). Jak donoszą ostatnie

badania najczęściej wprowadzanym gatunkiem drzew w polskich lasach państwowych jest dąb czerwony (Gazda 2013).

Pomimo obowiązujących obecnie przepisów, zgodnie z którymi wprowadzanie do gospodarki leśnej gatunków obcych jest zakazane, w Polsce istnieje całkiem pokaźna baza selekcyjna, która stanowi w większości przypadków spuściznę po poprzednich zarządcach sprzed ponad wieku (zabór pruski, zabór austriacki), bądź też po decyzjach gospodarczych XX w. (Król 1988). W bazie Leśnego materiału podstawowego (LMP) figuruje pięć analizowanych w niniejszej pracy gatunków (Tabela 1). Łącznie w wykazie w pierwszej kategorii LMP znajdują się 284 źródła nasion (o powierzchni 404,25ha), oraz 132 drzewostany (według starej nomenklatury – gospodarcze drzewostany nasienne, GDN) (o powierzchni 404,25ha). Do drugiej kategorii LMP zakwalifikowano 54 drzewostany (wyłączone drzewostany nasienne, WDN) o łącznej powierzchni 197,19ha. W trzeciej kategorii znalazło się 755 drzew matecznych (drzewa doborowe, DD) oraz 28 plantacji nasiennych o łącznej powierzchni 137,33ha. Bez względu na kategorię, zdecydowanie największy udział w bazie nasiennej, przypada daglezi zielonej. Ze względu na pokaźną bazę nasienną gatunek ten wraz z dziesięcioma innymi, w tym z sosną czarną, został włączony do „Programu testowania potomstwa wyłączonych drzewostanów nasiennych, drzew doborowych, plantacji nasiennych i plantacyjnych upraw nasiennych” (Barzdajn i in. 2004) realizowanego przez PGL Lasy Państwowe, stanowiącego uzupełnienie zadań określonych w „Programie zachowania leśnych zasobów genowych i hodowli selekcyjnej drzew leśnych w Polsce na lata 2011–2035” (Chałupka i in. 2011) oraz wypełniający założenia Dyrektywy Rady Unii Europejskiej 1999/105/WE z dnia 22 grudnia 1999 r. w sprawie obrotu leśnym materiałem rozmnożeniowym.

Tabela 1. Baza nasienna gatunków objętych badaniami. Stan na 19.02.2021r. (<https://www.bnl.gov.pl>)

Lp	Gatunek		Kategoria Leśnego materiału podstawowego								
			ze zidentyfikowanego źródła				wyselekcjonowany				kwalifikowany
			źródło nasion		drzewostan		drzewostan		drzewa mateczne	plantacje nasienne	
			szt.	ha	szt.	ha	szt.	ha	szt.	ha	szt.
1	Daglezia zielona	<i>Pseudotsuga menziessi</i>	131	231,37	99	309,00	39	137,91	543	10	53,94
2	Dąb czerwony	<i>Quercus rubra</i>	99	127,66	14	65,67	3	9,08			
3	Kasztan jadalny	<i>Castanea sativa</i>	3	0,41							
4	Robinia akacyjowa	<i>Robinia pseudoacacia</i>	41	30,28	3	8,14	3	7,15	37	2	
5	Sosna czarna	<i>Pinus nigra</i>	10	14,53	16	56,43	9	43,05	175	16	83,39

2.2. Regulacje prawne dotyczące gatunków obcych

Pierwsze prawne uregulowania odnośnie gatunków obcych pojawiły się w zapisach ustawy o ochronie przyrody z 16 października 1991 roku, której artykuł 42 brzmiał „*Wprowadzanie do wolnej przyrody oraz przemieszczanie zwierząt i roślin obcych rodzimej faunie i florze jest zabronione, a wyjątkowe odstępstwa wymagają zgody Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, wydanej po zasięgnięciu opinii Państwowej Rady Ochrony Przyrody.*” Doniosłym dokumentem, jednym z pierwszych o zasięgu światowym, gdzie znalazły się zapisy mówiące o gatunkach obcych była Konwencja o ochronie różnorodności biologicznej (Rio de Janeiro 1992). Państwa - sygnatariusze zobowiązały się „... w miarę możliwości i jeśli jest to właściwe, aby zapobiegać wprowadzaniu obcych gatunków zagrażających ekosystemom, siedliskom lub gatunkom, oraz kontrolować lub kontrolować te gatunki w celu wyeliminowania”.

W Polsce obowiązującym dokumentem zakazującym wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych jest Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. (Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220, z późn. zm.) wraz Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. Nr 210, poz. 1260).

Wobec obcych gatunków inwazyjnych zastosowanie mają zarówno przepisy krajowe jak i unijne, przy czym te ostatnie są nadrzędne wobec regulacji krajowych. 1 stycznia 2015 r. weszło w życie Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych, które stosowane jest bezpośrednio w krajach członkowskich UE. Rozporządzenie w sposób kompleksowy reguluje zapobieganie wprowadzaniu i rozprzestrzenianiu się inwazyjnych gatunków obcych, ich wczesne wykrywanie, a także szybką eliminację bądź długofalową i efektywną kontrolę populacji w przypadku gatunków rozpowszechnionych. W rozporządzeniach wykonawczych Komisji (UE) nr: 2016/1141 z 13 lipca 2016 r. i 2017/1263 z 12 lipca 2017 r. i nr 2019/1262 z dnia 25 lipca 2019 r. określona jest lista gatunków inwazyjnych

stwarzających zagrożenie dla Unii Europejskiej. Lista ta została przyjęta przez Komisję Europejską po otrzymaniu pozytywnej opinii Komitetu ds. inwazyjnych gatunków obcych, złożonego z przedstawicieli państw UE oraz Forum Naukowego, w którego skład wchodzi eksperci z poszczególnych państw. Aktualna lista zawiera 66 pozycji, w tym jeden gatunek drzewiasty - bożodrzew gruczołowaty (<http://www.gdos.gov.pl>). Dla każdego z tych gatunków opracowana została analiza ryzyka. Zezwolenie na wykorzystywanie gatunków z listy mogą otrzymać jednostki prowadzące badania naukowe, ochronę *ex situ* w tym zakresie, czy też produkcję do celów naukowych, a następnie medycznych. W wyjątkowych sytuacjach, gdy przeważa nadrzędny interes publiczny (względy społeczne lub gospodarcze), państwa członkowskie mogą wydawać jednostkom zezwolenia na prowadzenie innych działań pod warunkiem uzyskania upoważnienia Komisji. Obecnie w Polsce trwają prace legislacyjne nad wdrożeniem tych regulacji, wraz ze wskazaniem organów właściwych do występowania o ww. upoważnienia Komisji i wydawania zezwoleń (<http://www.gdos.gov.pl>).

W innych państwach Europy, oprócz zapisów UE, obowiązują regulacje krajowe. W Niemczech przepisy wykonawcze zostały zawarte w federalnych ustawach o ochronie przyrody. Należy podkreślić, że w wielu zapisach, pod względem ochrony gatunkowej, neobiota nieinwazyjne mają takie same prawa jak gatunki rodzime: niezależnie od czasu ich imigracji wszystkie dzikie rośliny i zwierzęta podlegają ogólnym przepisom dotyczącym ochrony gatunkowej, to znaczy nie wolno ich celowo niepokoić lub chwycić, usuwać ani ranić bez uzasadnionej przyczyny.

Nieco odrębne podejście, z racji ich specyfiki, dotyczy lasów miejskich. W Polsce szeroko pojęte leśnictwo miejskie mieści się w węższej definicji leśnictwa tradycyjnego, przy czym gospodarka leśna podporządkowana jest tutaj funkcjom społecznym, głównie funkcji rekreacyjnej (Jaszczak i in. 2011; Gołos i Zajac 2011). W Polsce brakuje ciągle jednolitego systemu nadzoru nad lasami miejskimi, zarówno w skali krajowej, jak i na poziomie miast, w których różne jednostki miejskie zarządzają tymi lasami przyjmując własne, indywidualne regulacje (Jaszczak i in. 2017). Problemem w zarządzaniu lasami miejskimi jest brak formalnych podstaw prawnych (ustaw, rozporządzeń, instrukcji) odnoszących się wprost do leśnictwa miejskiego i lasów komunalnych (Ważyński 1987, 2007, 2011; Jaszczak 2008). Gospodarowanie takimi obszarami odbywa się w oparciu o wiele przepisów zawartych w różnych ustawach (Geszprych 2014), przede wszystkim o samorządzie gminnym

(Ustawa... 1990) i powiatowym (Ustawa... 1998), o finansach publicznych (Ustawa... 2009) i o lasach (Ustawa... 1991). W przypadku wprowadzania i gospodarowania w lasach miejskich gatunkami obcymi obowiązują regulacje wynikające z prawa unijnego oraz krajowego.

W Krakowie lasy miejskie (z wyłączeniem Lasu Wolskiego) zarządzane są przez Zarząd Zieleni Miejskiej (ZZM) powołany w dniu 1 lipca 2015 roku na mocy Uchwały Rady Miasta Krakowa. Do działań statutowych należy zarządzanie lasami stanowiącymi własność, współwłasność lub pozostającymi we władaniu Gminy Miejskiej Kraków, poprzez programowanie i planowanie rozwoju lasów, prowadzenie zrównoważonej gospodarki leśnej, utrzymanie równowagi przyrodniczej przy jednoczesnym przystosowaniu lasów miejskich do celów turystyki i rekreacji. W strukturze organizacyjnej Zarządu Zieleni Miejskiej w Krakowie jest Zespół ds. Lasów i Przyrody. Łącznie powierzchnia lasów w Krakowie wynosi 1 497,30 ha (stan na 01.01.2021r.) i według struktury własności należy do:

- lasy komunalne ZZM – 569,16 ha
- lasy Skarbu Państwa użytkowane przez ZZM – 67,96 ha
- Miejskie Park i Ogród Zoologiczny – 401,05 ha
- osoby fizyczne – 149,91 ha
- Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe – 272,85 ha
- pozostałe osoby prawne – 36,02 ha
- spółdzielnia – 0,35 ha

W Krakowie, średnio raz na 10 lat Wydział Kształtowania Środowiska Urzędu Miasta Krakowa (WKŚ), zleca wykonanie mapy roślinności rzeczywistej, w ramach której uwzględniane są wszystkie obce gatunki roślin naczyniowych. Jest to źródło danych i dobre narzędzie do ich monitorowania. ZZM we współpracy z innymi instytucjami prowadzi ograniczanie lub eliminację takich gatunków obcych jak nawłocie, niecierpki, barszcze, orzech włoski, klon jesionolistny, bożodrzew gruczołowaty, jesion pensylwański, poziomkówkę, dąb czerwony, robinie akacjową, kolczurkę, winobluszcze, rdestowce i inne.

2.3. Charakterystyka ekologiczna obcych gatunków drzew

2.3.1. Daglezja zielona (jedlica) (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)

Gatunek długowieczny, żyje ok. 700-800 lat, osiągając 30-100m wysokości. Daglezja należy do najszybciej rosnących drzew iglastych w strefie klimatu umiarkowanego (Jaworski 2011). Zaczyna owocować w wieku od 12 do 15 lat, ale tworzenie się dojrzałych nasion jest początkowo niewielkie. Maksymalną płodność osiąga dopiero w wieku od 200 do 300 lat. Jest to gatunek wiatrosiewny. Nasiona zasadniczo opadają w promieniu 100 m wokół drzewa, ale mogą być przenoszone również na odległość do około 2 km (Lavender i Hermann 2014). Gruba warstwa runa może całkowicie uniemożliwić naturalną regenerację. Daglezja zielona dobrze wzrasta w łagodnym morskim klimacie, preferując gleby świeże, żyzne i głębokie, a unikając ubogich piaszczystych oraz gliniastych. Znacznie gorzej rozwija się na glebach wapiennych. Gatunek o wysokiej plastyczności, dobrze przystosowuje się do mniej korzystnych warunków siedliskowych. Ma stosunkowo płaski system korzeniowy i młode drzewa łatwo przewracają się pod ciężarem śniegu. Daglezja należy do gatunków bardzo wrażliwych na imisję SO₂ oraz na znajdujący się w glebie NaCl (Jaworski 2011). Jedlicę zalicza się do gatunków odpornych i przydatnych do zalesień i przebudowy drzewostanów w regionach przemysłowych (Jaworski 2011).

Naturalny obszar występowania daglezji rozciąga się wzdłuż wybrzeży Oceanu Spokojnego, od południowego zachodu Kanady, poprzez północną Kalifornię, aż do Meksyku (Pokorny 1992). Rośnie tu na siedliskach bardzo zróżnicowanych ekologicznie, od poziomu morza do około 2900 m n.p.m. z innymi drzewami iglastymi z rodzajów *Abies*, *Tsuga*, *Picea* i *Pinus*. Obecnie daglezje rosną w umiarkowanych szerokościach geograficznych obu półkul.

Nasiona daglezji po raz pierwszy wprowadzone zostały do Szkocji w 1827 roku przez botanika Davida Douglasa. Stąd w 1830 roku gatunek przybył do Niemiec. W Polsce pierwsze egzemplarze w uprawie parkowej odnotowano w 1833 roku (Seneta 1987), zaś leśnej w 1880 roku w południowej i zachodniej części kraju w zaborach pruskim i austriackim (Fabijanowski i in 1980). Obecnie największe europejskie obszary upraw w Europie znajdują się we Francji i Niemczech, gdzie daglezja ceniona jest ze względu na cenne drewno, szeroko wykorzystywane w budownictwie. Ze względu na dobre właściwości drewna, względną odporność na suszę, mniejszą podatność na szkodniki, zdolność do naturalnej regeneracji i szybki wzrost, w którym

przewyższa wiele rodzimych gatunków europejskich drzew, dagleżja jest dziś najważniejszym surowcem drzewnym gatunku obcego w Niemczech (Knoerzer i Reif 2001). Jest to najbardziej rozpowszechniony na świecie gatunek obcy na świecie. Jego drzewostany występują w 43 krajach (Chylarecki 2004). Ze względu na ocieplenie klimatu, dłuższe okresy suszy i wydłużenie się okresu wegetacji, przewiduje się wzrost udziału dagleżji w lasach gospodarczych Europy ze względu na jej większą amplitudę ekologiczną w porównaniu np. ze świerkiem. W Austrii i Szwajcarii gatunek ten jest już znaturalizowany. W Niemczech został sklasyfikowany jako „gatunek z tendencją do naturalizacji”. W Polsce gatunek ten raczej nie stanie się konkurencyjny względem gatunków rodzimych. Prognozy nie przewidują szybkiej ekspansji dagleżji ze względu na problemy z odnowieniem naturalnym, które potrzebuje dużo światła, późnego osiągnięcia wieku dojrzałości i obfitego owocowania oraz zgryzania przez jeleniowate (Schmid i in. 2014).

2.3.2. Choina kanadyjska (*Tsuga canadensis* (L.) Carr.)

Zimozielone, żywiczne drzewo wzrastające zwykle do 30 m wysokości. Osiąga wiek do 400 lat. Przyrasta ok. 20 cm rocznie. Bardzo często rozwija formy wielopienne. Wytwarza szerokostożkową, luźną koronę oraz szeroki, płaski, ale też dość gęsty system korzeniowy (Seneta 1991). Choina kanadyjska najlepiej rozwija się w chłodnym i wilgotnym siedlisku, gdyż posiada wysokie wymagania co do wilgotności powietrza i gleby. Gatunek ten lubi klimat chłodny, źle znosi upały i susze (Seneta 1987). Wymaga gleb żyznych, przepuszczalnych i wilgotnych. Najlepiej wzrasta na stanowiskach półcienistych. Jest dość wytrzymała na niskie temperatury, ale w ostrzejsze zimy może przemarzać. Jest wrażliwa na upały, silny wiatr i nie lubi miejskich zanieczyszczeń powietrza.

Występuje we wschodniej Ameryce Północnej. Zasięg występowania obejmuje północno-wschodnią Minnesotę, od Quebec do Nowej Szkocji i na południe do Appalachów — od południowej Kanady do stanu Georgia w USA, na zróżnicowanych glebach, często z *Pinus strobus*, *Picea rubens* oraz *Fagus americana*.

Do Europy choinę kanadyjską sprowadzono w 1736 r. W Polsce gatunek uprawiany głównie jako roślina ozdobna. Dobrze znosi nasze warunki klimatyczne i jest hodowana jako cenne drzewo parkowe; w leśnictwie nie odgrywa żadnej roli. Drewno ma małowartościowe, lekkie, miękkie i mało wytrzymałe. Nadaje się głównie na

papierówkę oraz na wyrób skrzyń do opakowań. Gatunek ten uznany jest za zdomowiony na nielicznych stanowiskach w zachodniej części kraju (kenofit). Lokalnie może tworzyć zwarte odnowienia pochodzące z samosiewu (Tokarska i in. 2012).

2.3.3. Kasztan jadalny (*Castanea sativa* Mill.)

Kasztan jadalny osiąga wysokość 30-35 m., tworząc szeroką, nisko osadzoną koronę. Jest drzewem długowiecznym, żyje do 1000 lat i może osiągać znaczny obwód (do 12m na wysokości pierśnicy) (Conedera i in. 2016). Ma skośny system korzeniowy i łatwo wytwarza pędy odroślowe (Seneta 1991). Kasztan jadalny jest gatunkiem mało wymagającym, preferuje klimat ciepły, gleby dobrze odwodnione, od bardzo kwaśnych po obojętne i słabo zasobne. Unika natomiast gleb wapiennych. Potrzebuje minimalnych opadów rocznych wynoszących od 600 do 800 mm. Drzewo to może odnawiać się naturalnie, ale we wczesnej fazie wzrostu potrzebuje dużo światła. Wykazuje małą odporność na mróz i cierpi od przymrozków (Conedera i in. 2016).

Pierwotny zasięg występowania kasztana jadalnego nie jest do końca poznany. Najbardziej prawdopodobny naturalny zasięg występowania to południowe rejony Morza Kaspijskiego, Kaukazu oraz południowo-środkowej Europy, skąd został zawleczony przez człowieka na dalsze tereny europejskiego kontynentu. Obecnie obejmuje Europę Południową (Półwysep Iberyjski, Włochy, Bałkany, Wyspy Śródziemne) i Afrykę Północną (Maroko), Europę Północno-Zachodnią (Anglia, Belgia) i wschodnią Azję Zachodnią (północno-wschodnia Turcja, Armenia, Gruzja, Azerbejdżan Syria). W polskich lasach, można sporadycznie spotkać dziko rosnące kasztany jadalne, głównie na Pomorzu Zachodnim i Dolnym Śląsku (Tokarska i in. 2012).

Sprowadzenie tego gatunku do Europy sięga czasów starożytnego imperium rzymskiego i przypisywane jest legionom rzymskim, które wędrując zabierały z sobą rośliny wykorzystywane w charakterze źródła pożywienia, jak kasztan jadalny, brzoskwinie, figi, czy liczne zioła. Introdukcja do Polski miała miejsce w 1651r. Ma charakter gatunku lokalnie zdomowionego, nieinwazyjnego, znajdujące się poza uprawą (kenofit) (Seneta 1987). Wnika do siedlisk antropogenicznych, częściowo przeobrażonych, o charakterze naturalnym. Kasztan jadalny cechuje wielofunkcyjny charakter upraw. Wykorzystywany jest jako surowiec drzewny (dzięki naturalnej

wysokiej zawartości garbników, które działają jako ochrona przed gniciem), drewno opałowe, węgiel drzewny. Tradycyjne plantacje do produkcji owoców zajmują ok. 20% drzewostanów kasztanowych. Jadalne owoce można spożywać na różne sposoby i są dlatego popularnym produktem w kuchniach wielu krajów europejskich. Kwiaty są bogate w pyłek i nektar i dlatego są bardzo cenione przez pszczelarzy do produkcji miodu (Pokorny 1992).

2.3.4. Czeremcha amerykańska (*Prunus serotina* Ehrh.)

Czeremcha amerykańska dorasta zwykle do 25m wysokości, a w ojczyźnie prawie do 40m. Średnio w wieku ok. 80–100 lat drzewa zaczynają chorować i zamierać. Najstarsze osobniki osiągają do blisko 260 lat. W Europie często przybiera pokrój krzaczasty (Seneta i Dolatowski 2004). Owocem jest pestkowiec, chętnie zjadany przez ptaki, co ma duże znaczenie w jej rozprzestrzenianiu się (Starfinger 1997, 2010). *Padus serotina* jest gatunkiem o szerokiej skali tolerancji co do temperatury. Naturalnie występuje m.in. na terenach znajdujących się pod wpływem klimatu umiarkowanego chłodnego (Marquis 1990), w Europie głównie w regionie klimatu kontynentalnego i atlantyckiego. Gatunek ten cechuje się również szeroką skalą tolerancji warunków siedliskowych. Uważany jest tam za gatunek światłożądny i mało konkurencyjny (Marquis 1990). W zasięgu wtórnym występuje na siedliskach zróżnicowanych pod względem troficzności i wilgotności, często na glebach piaszczystych i ubogich. Rośnie w zbiorowiskach leśnych, nieleśnych, na terenach przekształconych przez człowieka (tereny miejskie, nieużytki, zaniedbane parki, cmentarze). W miejscach introdukcji jest gatunkiem niewymagającym, tolerancyjnym i silnie konkurencyjnym (Starfinger 1997, 2010).

Jest to gatunek północnoamerykański. Naturalnie występuje we wschodniej części kontynentu, od Nowej Szkocji i Jeziora Górnego w Kanadzie, po środkową Florydę na południu. Zachodnia granica zwartego zasięgu biegnie z północy na południe przez środkową część kontynentu. Swoje optimum osiąga w Pensylwanii z rocznymi opadami około 1000 mm, na glebach głębokich, bogatych w składniki odżywcze.

Prunus serotina została sprowadzona do Europy, a konkretnie do Francji w 1623r. (Roy i Hulme 2008), jako jeden z pierwszych amerykańskich gatunków drzew. Początkowo wprowadzana była jako roślina ozdobna do parków, później masowo do lasów. Zwłaszcza w XIX wieku pokładano w niej duże nadzieje związane z

produkcją surowca drzewnego (Dyderski i Dylewski 2019). Na kontynencie europejskim gatunek ten przybierając najczęściej formy krzaczaste, cechował się o wiele gorszą jakością i dlatego zaczęto go wykorzystywać do ochrony gleby, do wzmacniania wydm, do zalesiania wrzosowisk oraz jako ochronę przed wiatrem i ogniem na obrzeżach borów sosnowych. W Niemczech nasadzenia takie trwały co najmniej do początku lat 80. XXw. (Kowarik 2003). *Padus serotina* sadzano także na ubogich siedliskach, jako gatunek fitomelioracyjny, który ze względu na niski stosunek C/N liści, poprzez produkcję łatwo rozkładalnej ściółki, miał poprawić jakość gleb (Dyderski i Dylewski 2019). Wprowadzany do monokultur sosnowych jako gatunek biocenotyczny, w celu użyzniania gleby, jako źródło owoców dla ptaków (Danielewicz i Wiatrowska 2012). Prognozowane zwiększanie produktywności siedlisk gatunków iglastych nie zostało potwierdzone. Gatunek ten już w pierwszych dekadach XX wieku gatunek zadomowił się w Europie Środkowej, tworząc wiele źródeł nasion, co stanowi najważniejszy czynnik odpowiedzialny za jej sukces ekologiczny (Dyderski i Dylewski 2019). W Polsce pierwsze notowania gatunku na stanowiskach spontanicznych pochodzą z końca XIX w. (Seneta i Dolatowski 2004; Tokarska-Guzik 2005). Z początkiem XXI w. czeremcha amerykańska była już często spotykana w wielu krajach Europy (Starfinger 2010).

2.3.5. Dąb czerwony (*Quercus robur* L.)

Osiąga około 30 m wysokości i żyje średnio do 200 lat. Jest gatunkiem szybko rosnącym, o mniejszych wymaganiach w stosunku do wilgotności gleby niż nasze rodzime dęby. Wymaga stosunkowo głębokich gleb, ale może rosnąć na glebach uboższych niż dęby europejskie. Wzrasta na glebach piaszczystych, nieco kwaśnych. Nie lubi gleb wapiennych, wilgotnych i z wodą zastojową. Posiada silny system korzeniowy, który go mocno zakotwicza w podłożu. Jest gatunkiem odpornym na mróz i dobrze znosi zanieczyszczenie powietrza. Gatunek ten wytwarza dużą ilość wolno rozkładających się liści, które mogą silnie zacieniać dno lasu. Zalegają długo na dnie, tworząc grubą warstwę uniemożliwiającą kiełkowanie nasion wielu rodzimych gatunków roślin.

Gatunek północno-amerykański. Występuje tam od Georgii do południowej Kanady, w lasach liściastych wraz jesionami, orzesznikami, lipami i dębami (Pokorny 1992). Do Europy sprowadzony po raz pierwszy w 1691r. do Szwajcarii (Jaworski

2011), a w Polsce uprawiany jest od 1800r. (Bellon i in 1977). Stosowany jest jako ozdobne drzewo uliczne i przydrożne, stosowane w zieleni miejskiej, leśnictwie, a także do rekultywacji terenów zdegradowanych. Jest to gatunek często występujący w lasach oraz na nieużytkach. W Polsce odnotowano dużą liczbę stanowisk tego gatunku. W parkach narodowych i parkach krajobrazowych jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych gatunków obcych. Ostatnio został uznany za gatunek inwazyjny zagrażający rodzimej różnorodności biologicznej (Woziwoda i in. 2014; Tyler i in. 2015).

2.3.6. Kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum* L.)

Kasztanowiec zwyczajny osiąga średnio zwykle do 20–25 m wysokości. W Polsce największe okazy charakteryzują się ok. 30 m wysokości i ok. 600 cm obwodu pnia (Seneta 1991). Jest gatunkiem potencjalnie bardzo długowiecznym (Ravazzi i Caudullo, 2016). Tworzy owalną koronę z dużymi, cieniującymi liśćmi. Drzewa mają silnie rozbudowany system korzeniowy, z korzeniem palowym i licznymi, płytko rozłożonymi korzeniami bocznymi. Kasztanowiec zwyczajny jest drzewem mezofitycznym, rosnącym w wilgotnych liściastych lasach w ciepłym klimacie umiarkowanym. Rośnie przede wszystkim na dnie zacienionych wąwozów na podłożu wapiennym i na glebach aluwialnych w połączeniu z grabem, ale także w górskich lasach mieszanych do 1600 m n.p.m.

Gatunek ten występuje naturalnie w kilku pasmach górskich Półwyspu Bałkańskiego. Jest endemitem w dwóch reliktowych głównych obszarach, z których każde zawiera małe izolowane populacje odpowiednio w górach Grecji, Albanii i byłej Jugosłowiańskiej Republiki Macedonii oraz na Bałkanach Presławskich w Bułgarii. To relik z wczesnego plejstocenu, około 1 miliona lat temu. Kasztanowiec został rozprzestrzeniony w czasie ekspansji tureckiej w Europie w XVI i XVII wieku. Do Wiednia sprowadzono go w 1576 i 1581 roku, skąd rozprzestrzeniony został dalej w Europie Środkowej i Zachodniej (Avtzis i in. 2007). Obecnie jest szeroko rozpowszechniony w miejskim krajobrazie Europy o ciepłym i wilgotnym klimacie. W Polsce pierwsze okazy pojawiły się już w XVI wieku na polecenie Stefana Batorego (Seneta 1991).

Sadzony jest głównie na terenach zurbanizowanych i przy drogach jako drzewo ozdobne i cieniodajne. Ze względu na mało wartościowe drewno nie ma znaczenia

w gospodarce leśnej. Użytkowany jest także jako roślina lecznicza, kosmetyczna, miododajna, dawniej wyrabiano z nasion klej i stosowano je jako paszę. Od końca XX wieku znaczne szkody wyrządza inwazyjny gatunek: szrotówek kasztanowcowiaczek. Narasta też zagrożenie tego gatunku innymi patogenami. Naturalne populacje zmniejszają się i maleją po silnych infekcjach owadów, zanieczyszczeniu, pozyskiwaniu drewna i pożarach lasów. Z tego powodu niedawno uzyskał status gatunku bliskiego zagrożenia (Ravazzi i Caudullo 2016).

2.3.7. Orzech włoski (*Juglan nigra* L.)

Jest drzewem dorastającym do 20–25 m wysokości i 150 cm średnicy. Jego korzenie przenikają w głąb gleby na 3m, a korzenie boczne rozpościerają się na odległość 15m od pnia (Pokorny 1992). Orzech włoski jest gatunkiem światłolubnym, który do wzrostu wymaga nie tylko dobrego nasłonecznienia, ale także ciepła (Zdyb 2009). Preferuje gleby żyzne, zasobne w próchnicę i wapń, o pH 7,8–6,2. Unika gleb podmokłych, zbyt ciężkich, zwięzłych i zimnych, gdyż na takowych słabo rośnie i przedwcześnie zamiera (Zdyb 2009).

Naturalnie występuje na Bałkanach, w południowo-wschodniej Europie, południowo-zachodniej, środkowej i wschodniej Azji, w Himalajach, w północnej Mjanmie i południowo-zachodnich Chinach. W Polsce pospolicie uprawiany i często dziczejący, w niektórych rejonach kraju zadomowiony (kenofit). Klasyfikowany jako zajmujący liczne nowe stanowiska gatunek inwazyjny w początkowej fazie ekspansji (Tokarska i in. 2012). Zajmuje on liczne nowe stanowiska głównie na gruntach porolnych w pobliżu osad ludzkich, rzadziej natomiast kolonizuje obszary leśne. Specyficzne zwyczaje żerowania i przechowywania pokarmu przez rodzime ptaki krukowate (zakopywanie orzechów) oraz zmiany w rolnictwie (wzrost liczby nieużytków) mogą przyczyniać się do ekspansji tego gatunku (Lenda i Skorka 2009). Ważnym czynnikiem jest też prawdopodobnie ocieplenie klimatu, które może zwiększać przeżywalność i poprawiać zdolność owocowania orzechów.

2.3.8. Klon jesionolistny (*Acer negundo* L.)

Klon jesionolistny osiąga zwykle do ok. 20 m wysokości, w obrębie naturalnego zasięgu do ok. 30 m. Korona szeroka, liście ułożone naprzeciwległe (Seneta 1991).

Drzewo szybko rosnące i krótkowieczne (do 100 lat, zazwyczaj do 75 lat). Charakteryzuje go bardzo duży potencjał reprodukcyjny. Zaczyna owocować już w wieku 5 lat i odznacza się bardzo dużą produktywnością nasion. Podobnie jak inne klony, gatunek jest wiatrosiewny, ale istotną rolę w rozprzestrzenianiu nasion odgrywa również woda (Seneta i Dolatowski 2004)

Klon jesionolistny wykazuje szeroką tolerancję na warunki środowiska (gleby, światło) i dużą odporność na suszę. Jego wrażliwość na niskie temperatury jest różna, w zależności od miejsca naturalnego występowania (Tokarska-Guzik i in. 2015). Gatunek ten charakteryzuje się dużą tolerancją na czynniki siedliskowe, w tym klimatyczne, co może sprzyjać jego dalszemu rozprzestrzenianiu na nowe obszary, z wyjątkiem położonych w regionie alpejskim (Kadlečík 2014).

Acer negundo pochodzi z rejonów wschodniej i środkowej Ameryki Północnej. Naturalny obszar występowania rozciąga się: od południowej Kanady i Massachusetts na północy, po Nowy Meksyk i Florydę na południu (Mędrzycki 2011). Klon jesionolistny do Europy sprowadzony został pod koniec XVII w., najpierw do ogrodów botanicznych Wielkiej Brytanii, Holandii, Niemiec, na tereny Czech i Słowacji oraz Węgry (Tokarska-Guzik 2005). W pierwszej połowie XX wieku był jednym z najczęściej sadzonych w Europie drzew obcego pochodzenia (Mędrzycki 2011). W Polsce zaczęto go sadzić na przełomie XVIII i XIX w., a pierwsze udokumentowane stanowisko pochodzi z 1808 r. z Ogrodu Botanicznego w Krakowie. Z miejsc celowej introdukcji rozprzestrzenił się na tereny sąsiadujące. W 1945 roku notowano już potwierdzone spontaniczne stanowiska tego gatunku. W obrębie zasięgu wtórnego *Acer negundo* występuje często na siedliskach antropogenicznych: nieużytkach, terenach przemysłowych, hałdach, gruzowiskach, terenach kolejowych itp. (Danielewicz i Wiatrowska 2014), skąd przenikał do siedlisk o charakterze naturalnym. Obecnie klon jesionolistny jest pospolity na terenie prawie całego kraju (Tokarska-Guzik 2005). Zasięg wtórny obejmuje zachodnią Australię, Nową Zelandię, oraz znaczną część Eurazji (CABI 2015). Na naszym kontynencie stanowiska tego gatunku przeważają w Europie Środkowej (Tokarska-Guzik 2005). Gatunek zaliczono do inwazyjnych w Nowej Zelandii, w południowo-wschodniej Australii oraz kilkunastu krajach Europy (Mędrzycki 2011) oraz na terenie zachodniej Syberii.

2.3.9. Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.)

Robinia akacjowa to gatunek dorastający do 30 m wysokości, z otwartą, nieregularnie rozgałęzioną koroną. Dożywa 100 – 150 lat (w wyjątkowych przypadkach 250 lat). Gatunek ten w młodości rośnie niezwykle szybko, a intensywny wzrost hamuje w wieku od 30 do 40 lat. Dla robinii charakterystyczna jest bardzo intensywna zdolność do regeneracji i rozprzestrzeniania się. Zaczyna owocować już w wieku 6 lat.

Robinia akacjowa pochodzi ze wschodniej części Ameryki Północnej. Występuje w mieszanych lasach liściastych. W swojej ojczyźnie jest przystosowana do stosunkowo wilgotnego klimatu, z gorącymi latami i łagodnymi zimami. Preferuje gleby luźne, gliniaste. Toleruje szeroki zakres lokalizacji, a nawet wykazuje dużą tolerancję na zasolenie gleby. Unika jednak gleb zbitych i podmokłych. Ze względu na głęboki i powierzchniowy, rozbudowany system korzeniowy może rozwijać się w bardzo suchych miejscach i przetrwać okresy suszy. Robinia akacjowa jest odporna na mróz, ale bardzo silne mrozy i wczesne przymrozki mogą powodować uszkodzenia. Jako to gatunek pionierski, światłolubny, może stać się dominującym na nieużytkach, stąd często zarasta nasypy drogowe i kolejowe. Wsusza podłoże w głębszych warstwach, natomiast wierzchnią glebę wzbogaca w azot (Sitzia i in. 2016).

Robinia pseudoacacia była drugim gatunkiem, który sprowadzono z Ameryki Północnej do Europy (Keresztesi 1988). Po raz pierwszy prawdopodobnie wprowadzona w 1601 roku przez francuskiego ogrodnika Ludwika XIII, Jeana Robina, od którego pochodzi nazwa gatunku. Pierwszy udokumentowany europejski dowód pochodzi z Anglii, z 1635 roku (Vitkova i in. 2017). Była powszechnie sadzona jako drzewo ozdobne i alejowe, dlatego szybko rozprzestrzeniła się w wielu krajach Europy. Pod koniec XVIII wieku robinia, ceniona za trwałe, twarde, wytrzymałe i elastyczne drewno, była coraz częściej wykorzystywana w leśnictwie. Robinia znalazła powszechne zastosowanie w nasadzeniach służących poprawie warunków glebowych, w miejscach ubogich w składniki odżywcze. Ze względu na rozległy system korzeniowy służy również do wzmacniania hałd i nasypów oraz innych zbczy narażonych na erozję. Robinia jest często sadzona jako drzewo uliczne lub alejowe w miastach, ponieważ jest stosunkowo odporna na spaliny przemysłowe i sól drogową. Ma również wielką wartość dla pszczelarzy, jako gatunek miododajny (Vitkova i in. 2017).

2.3.10. Sosna czarna (*Pinus nigra* Arn.)

Drzewo wysokości 20 – 30 m. W warunkach naturalnych osiąga do 40m wysokości (Senata 1991). Jest gatunkiem długowiecznym, niektóre osobniki dożyły do wieku około 500 lat. Drzewostany sosny czarnej występują na wysokości od 350 m n.p.m. we Włoszech, do 2 200 m n.p.m. w górach Taurus, przy czym optymalny zakres wysokości wynosi od 800 do 1500 m (Enescu i in. 2016). Gatunek ten preferuje skaliste podłoża wapienne, ale może dostosować się do większości gleb i rozwijać się również na podłożach ubogich i suchych. Bardzo wytrzymała na zanieczyszczenia powietrza i mrozy, toleruje zasolenie. Znosi śnieżne zimy i niezbyt wilgotne lata. Sosna czarna ma głęboki, palowy system korzeniowy i ze względu na to potrzebuje dosyć grubej warstwy ziemi.

Sosna czarna występuje na terenie południowej i południowo-zachodniej Europy oraz Azji Mniejszej. Pierwotny areal tego gatunku rozciąga się od Maroka i Hiszpanii, przez Pireneje, Alpy, południowe Karpaty aż do Półwyspu Krymskiego. Gatunek wprowadzano na północ od jej naturalnego zasięgu występowania, głównie w lasach w rejonach przemysłowych i w pasie nadmorskim (Pokorny 1992). Poza Europą została również wprowadzona w Stanach Zjednoczonych, gdzie znana jest jako sosna austriacka. Do Polski sosnę czarną sprowadzono w 1759 roku (Pokorny 1992).

Uważa się, że przyszłe rozmieszczenie sosny czarnej, w wyniku ocieplenia klimatu znacznie się zmieni, ale reakcja będzie prawdopodobnie różna, w zależności od regionu geograficznego. W regionach śródziemnomorskich ocieplenie klimatu zwiększy stres wodny i tym samym będzie miało negatywny wpływ na wzrost tego gatunku. W Europie Środkowej, na skutek ocieplenia klimatu, prognozowana jest ekspansja tego gatunku (Enescu i in. 2016).

2.4. Wpływ wybranych gatunków obcych drzew na właściwości gleb

Skład gatunkowy drzewostanu wpływa na glebową materię organiczną (SOM) (Hobbie i in. 2006; Mueller i in. 2012), zakwaszenie gleb (Paluch i Gruba 2012), pojemność sorpcyjną gleb (Gruba i Mulder 2015) oraz aktywność biochemiczną gleb (Błońska i in. 2017; Błońska i in. 2018). Biochemiczne właściwości gleb są czułym wskaźnikiem odzwierciedlającym zmiany zachodzące w środowisku glebowym pod wpływem oddziaływania drzewostanów. Enzymy glebowe uważane są za dobry miernik stanu gleb ze względu na silny związek z biologią gleb, łatwość pomiaru i szybkie odzwierciedlanie zmian powodowanych użytkowaniem gleb. Według Peacock i in. (2001) ilość i jakość organicznego opadu jest jednym z najważniejszych czynników wpływających na mikrobiologiczną biomasę w glebach. Aktywność enzymatyczna gleb oraz mikrobiologiczna biomasa mogą być modyfikowane przez opad ściółki oraz systemy korzeniowe drzew. Materia organiczna dostarczana do gleby poprzez ściółkę i wydzieliny korzeniowe zawiera zróżnicowane składniki takie jak rozpuszczalne cukry, kwasy organiczne, aminokwasy lub skrobię, ściany komórkowe roślin dostarczają biopolimery, celulozy i ligniny (Baldrian i Šnajdr 2011). Kotroczó i in. (2014) uważają, że rośliny powodują większe zmiany aktywności enzymów poprzez korzenie i ich wydzieliny niż nadziemny opad detrytus. Korzenie są kluczowym składnikiem podziemnego systemu, są podstawowym źródłem glebowej materii organicznej i wpływają na aktywność mikrobiologiczną (Janssens i in. 2002). Szeroka gama związków węglowych jest uwalniana z żywych korzeni do gleby, przez co stymuluje aktywność mikroorganizmów biorących udział w przemianach związków organicznych. Składniki uwalniane w trakcie rozkładu ściółki stymulują aktywność enzymów glebowych. Jakość ściółki wpływa bezpośrednio na mikroorganizmy, które są związane z rozkładem ściółki poprzez wydzielanie enzymów zewnątrzkomórkowych. Aktywność enzymów jest determinowana zwłaszcza substratami węglowymi uwalnianymi w trakcie procesu rozkładu ściółki. Poza substratami węglowymi niezbędnymi do reakcji enzymatycznych, ze ściółki gatunków drzewiastych uwalniane są substancje mineralne wykorzystywane przez mikroorganizmy, a dodatkowo wpływające na pH gleb. Błońska i in. (2016) zaproponowali następującą sekwencję gatunków drzew pod względem rosnącego zakwaszenia gleb: sosna > buk > grab. Ściółka gatunków iglastych charakteryzuje się odmiennymi właściwościami oraz tempem rozkładu w porównaniu do ściółki gatunków liściastych (Wang i in. 2018). Ściółka drzew liściastych ma wyższą

zawartość składników odżywczych oraz niższą zawartość ligniny oraz polifenoli w porównaniu do ściółki gatunków iglastych (Perry i in. 1987). Jakość ściółki będąca efektem składu gatunkowego roślinności wpływa nie tylko na szybkość rozkładu, ale także na dynamikę mineralizacji i uwalniania składników odżywczych co przekłada się na aktywność mikrobiologiczną gleb. Gleby o wysokiej zawartości materii organicznej mają zwykle wyższą biomasę drobnoustrojów, ponieważ są preferowanym źródłem energii dla mikroorganizmów (Landgraf i in. 2002). Do tej pory prowadzone badania potwierdzają, że gatunki liściaste wspierają mocniej mikroflorę w glebie niż drzewa iglaste (Zhong i Makeschin 2006).

Drzewostany poprzez ilość i jakość dostarczanej do gleby materii organicznej wpływają na właściwości fizyczne gleb, zwłaszcza strukturę. Ge i in. (2018) udowodnili, że wprowadzenie drzewostanów na grunty rolnicze poprawiło strukturalność gleby, w efekcie dostarczania glebowej materii organicznej. Roślinność wpływa na strukturę gleby i jej stabilność poprzez wnikające do gleby korzenie, które tworzą makropory co sprzyja transportowi substancji płynnych. Korzenie przyczyniają się do rozdrobnienia gleby i tworzenia agregatów, a poprzez wysięki korzeniowe stabilizują strukturę gleby. Korzenie jako źródło C stanowią źródło pożywienia dla mikroflory, które przyczyniają się do tworzenia i stabilizacji struktury (Angers i Caron 1998). Drzewa korzystnie wpływają na przepływ przez makropory utworzone przez ich korzenie i związaną z nimi faunę glebową (Beven i Germann 2013). Zasięg systemów korzeniowych jest głębszy i szerszy pod roślinnością leśną w porównaniu do upraw i pastwisk (Yunusa i in. 2002).

Znaczenie bakterii występujących w strefie ryzosferowej daglezi na wzrost tego gatunku zostało potwierdzone w badaniach Chanway i Holl (1992). Szczególnie obecność bakterii *Arthrobacter oxydans* oraz *Pseudomonas syringae* posiadającej zdolność syntetyzowania regulatorów wzrostu (IAA) powodowała lepszy wzrost młodych daglezi. Interesujące badania przeprowadzili Marques i Ranger (1997) w drzewostanach dagleziowych we Francji. Analizowali uwalnianie się składników pokarmowych w glebie i dodatkowo składniki wypłukiwane z koron i spływające po pniach. Badacze ci wykazali, że głównym anionem w roztworach glebowych pod drzewostanem dagleziowym jest anion azotanowy, w mniejszym stopniu anion siarczanowy, a wraz z opadami przenikającymi przez korony wypłukiwany jest w dużych ilościach potas, który w przesączach glebowych pochodzących

z powierzchniowych poziomów organicznych również stanowił duży udział. Silne stymulujący efekt drzewostanów daglezjowych na proces nitryfikacji w glebie potwierdzili w swoich badaniach Zeller i in. (2019). W puli azotu mineralnego, w glebach drzewostanów daglezjowych, azot azotanowy stanowi średnio 86%, a jego nadmiar utrzymuje się jesienią po zakończeniu wegetacji. Oddziaływanie na glebę, jej właściwości fizyczne jest uzależnione od głębokości systemu korzeniowego, jego intensywności rozwoju. W publikacji Crow (2005) porównano głębokość korzenia się różnych gatunków w zależności od cech gleby (tekstury, przepuszczalności, obecności procesów glejowych, zawartości materii organicznej). *Tsuga cheterophylla* na większości typów podłoża rozwija głęboki system korzeniowy (do 1,5m). Głęboko korzeni się *Pseudotsuga menziesii* (zwykle poniżej 2,0 m) a na świeżym podłożu przepuszczalnym lub gliniastym rozwija bardzo głęboki system korzeniowy >3,0 m. Szczegółowe badania systemu korzeniowego *Pseudotsuga menziesii* przeprowadzili Mauer i Palátová (2012) w drzewostanie daglezji wznoszącym się na głębokich glebach brunatnych utworzonych z granodiorytów. Według tych autorów daglezja nie wytwarza korzenia palowego, ale jej gęsty sercowaty system korzeniowy składa się z kilku silnych, ukośnie skierowanych w dół korzeni szkieletowych oraz korzeni lateralnych wyrastających z szyi korzeniowej, od których rozgałęziają się pionowe korzenie kotwiczące. Korzenie lateralne sięgają na odległość równą promieniowi rzutu korony drzewa.

Obecność dębu czerwonego prowadzi do gromadzenia się ściółki na powierzchni gleby, która ogranicza wzrost runa leśnego, zwłaszcza kiełkowania nasion i wzrostu sadzonek (Dobrylovska 2001). Wcześniej prowadzone badania wskazują, że dąb czerwony może wpływać na stężenia pierwiastków w glebie oraz pH (Bonifacio i in. 2015). Autorzy stwierdzili, że dąb czerwony wpływa na retencję fosforu w warstwie organicznej gleby i zmniejsza zarówno całkowity, jak i dostępny P w warstwie mineralnej. Nicolini i Topp (2005) zaobserwowali mniejsze ilości całkowitego C, N, dostępnego Ca, K, Mg i P w glebach rekultywowanych z dębem czerwonym. Dobrylovska (2001) wykazała, że ściółka dębu czerwonego rozkładała się wolniej w porównaniu do *Tilia cordata* ze względu na mniejszą nasiąkliwość i zawartość N oraz wyższy stosunek C/N. Według Stanek i in. (2020) zmiany parametrów fizykochemicznych gleby i roślinności pod wpływem dębu czerwonego mogą wiązać się z niską jakością ściółki, która rozkłada się powoli i tworzy barierę

fizyczną. Wyniki Rodriguesa i in. (2020) pokazują, że kasztan jadalny jest gatunkiem tolerancyjnym na zakwaszenie gleby. Wyniki pokazują również, że zdolność buforowa rośliny do regulowania stężenia składników pokarmowych w liściach wydaje się być wyższa w przypadku P niż w przypadku N co może mieć konsekwencje we właściwościach gleb. Tyburska-Woś i in. (2019) odnotowali wpływ kasztanowca zwyczajnego w zależności od kondycji zdrowotnej na koncentrację makroskładników w glebie i aktywność dehydrogenaz glebowych. Zawartość C i N były istotnie wyższe w liściach zainfekowanych przez *C. ohridella*. Analizy ściółki *Acer* sp. wyraźnie wykazały różnice w zawartości kationów w odniesieniu do drzewostanów z bukiem (Holzwarth i in. 2011). Według Jacob i in. (2009) ściółka *Acer* sp. charakteryzowała się wyższą zawartością Ca i Mg niż ściółka bukowa. Klon jesionolistny używany jest do produkcji płyt pilśniowych, ponieważ jego drewno i miazga mają stosunkowo wysokie pH, które sprzyja poprawie utwardzania żywicy i wiązania włókien (Maeglin i Ohmann 1973). Robinia akacyjowa znacznie zwiększa pojemność kationową gleb, zawartość węgla organicznego, azotu całkowitego, azotanów i stosunek węgla do azotu oraz węgla do fosforu, a także aktywność niektórych enzymów, takich jak fosfataza alkaliczna i inwertaza (Qiu i in. 2010). Autorzy sugerują, że wpływ robinii akacyjowej na większość właściwości gleb zwiększa się wraz z wiekiem robinii akacyjowej. Ilość węgla organicznego w ściółce robinii akacyjowej wzrastała stopniowo wraz z wiekiem drzewostanu i stanowiła 83,2–96,6% całkowitego zmagazynowanego węgla (Wang i in. 2015). Wyniki Kou i in. (2016) pokazały, że plantacje *R. pseudoacacia* osiągnęły dojrzałość w wieku około 30 lat, a składniki odżywcze gleby i wilgotność powierzchniowej warstwy gleby poprawiały się z wiekiem aż do dojrzałości plantacji. Lukić i in. (2015) analizowali wpływ nasadzeń robinii akacyjowej oraz sosny czarnej na odtworzenie się silnie zdegradowanej przez erozję gleby na obszarze południowo-wschodniej Serbii. Po 60 latach wzrostu tych gatunków stwierdzono, że obydwa gatunki pozytywnie wpływają na odtworzenie pokrywy silnie zerodowanej gleby, przy czym robinia powoduje silniejszy wzrost zawartości azotu, natomiast sosna czarna wpływa na wyższą akumulację materii organicznej w powierzchniowych horyzontach gleby. Güner i in. (2021) w swoich badaniach udowodnili, że sosna czarna była lepsza od sosny zwyczajnej w poprawie stanu gleb w odniesieniu do biomasy runa oraz koncentracji C, N, P i K w glebach. Czeremcha amerykańska jest uznawana za gatunek inwazyjny, który rozprzestrzenił się w lasach Polski na powierzchni blisko 100 tys ha, z czego ponad 60 tys ha. przypada na lasy RDLP Poznań oraz Wrocław. Najczęściej gatunek ten

tworzy podszyty w drzewostanach sosnowych na siedliskach boru mieszanego świeżego (BMśw) oraz lasu mieszanego świeżego (LMśw) zajmując różne podtypy gleb rdzawych (które stwierdzono w ponad 60% wydzielen z czeremchą amerykańską) (Bijak i in. 2014). Halarewicz i in. (2017) badali wpływ podszytu czeremchy amerykańskiej na właściwości poziomów akumulacji próchnicy w drzewostanie sosnowym. Stwierdzili, że występowanie podszytu czeremchy spowodowało podwyższenie pH poziomów próchnicznych, wzrost zawartości azotu ogólnego oraz zmniejszenie się stosunku C/N. Orzech włoski jest także uznawany za gatunek potencjalnie inwazyjny z powodu szybkiego wzrostu i właściwości allelopatycznych (Lenda i Skórka 2009). W południowej Polsce gatunek ten dziko się rozprzestrzenia za sprawą ptaków z rodziny krukowatych (gawrony, kawki), które przenoszą nasiona i ukrywają je w glebie. Z badań Lendy i in. (2012) wynika, że liczebność drzew orzecha włoskiego rosnących dziko poza sadami południowej Polski wynosi od 5 do nawet 1099 szt/ha. Przy założeniu, że opuszczone pola stanowią na badanym obszarze 20% powierzchni, można sądzić, że stale zwiększa się obszar, na który oddziałuje ten gatunek. Orzech włoski dostarcza do gleby materię organiczną, w skład której wchodzi juglon (organiczny związek chemiczny z grupy barwników chinonowych) wykazujący działanie allelopatyczne, inhibitujący aktywność pewnych enzymów np. ureazy (Kot i in. 2020). Mniej aktywna ureaza powoduje spowolnienie przemian związków azotowych co pociąga za sobą obniżenie żyzności gleby pod koronami orzecha włoskiego.

2.5. Analiza stanu zdrowotnego drzew

Diagnostyka dendrologiczna bazuje coraz częściej na nowych, bezinwazyjnych metodach oceny kondycji drzew działających w sposób bezinstrumentalny, jak i z wykorzystaniem precyzyjnych i zaawansowanych technicznie urządzeń (Durlak i in. 2017). Jedną z powszechnych metod jest ocena wizualna stanu badanego drzewa – VTA (ang. *Visual Tree Assessment*), działająca w oparciu o ocenę wzrokową (Baridon i Suchocka 2009, Suchocka 2012). Mankamentem tej diagnozy jest brak wystarczającej precyzyjności w określaniu i przewidywaniu wszystkich sytuacji, dlatego też wymaga dodatkowo w niektórych przypadkach posiłkowania się innymi metodami. Do jej zalet należy jednak mała pracochłonność (Durlak i in. 2017).

Od niedawna poszerza się grupa dostępnych metod badań m.in.: tomografia elektryczna, tomografia akustyczna oraz mapowanie systemów korzeniowych drzew za pomocą GPR (ang. *Ground Penetrating Radar*). Defekty wewnętrzne pni drzew często są dla arborystów niedostrzegalne (Hayes 2001, Pokorny 2006, Luley 2005, Wang i in. 2007). Dla właściwego rozpoznania obecności rozkładu drewna wewnątrz pnia, zwłaszcza w sytuacjach gdy zgnilizna nie daje widocznych objawów na zewnątrz przez długi czas, konieczne jest zastosowanie bardziej precyzyjnych narzędzi, umożliwiających dokładną analizę wewnętrznej struktury pnia drzewa. Do takich metod należy tomografia komputerowa. Obecność rozkładu i jego zaawansowanie świadczą o słabej kondycji drzewa. Pod wpływem wiatru ciężar i ruch korony mogą spowodować przekroczenie granicznej wytrzymałości pnia lub systemu korzeniowego drzewa, a w konsekwencji złamanie lub wykrot (Johnson i Johnson 1999). Tomografia komputerowa oferuje bardzo dobre wsparcie diagnostyczne do oceny stanu drzew. Użycie precyzyjnych technik diagnostycznych jest szczególnie ważne w przypadku gdy chodzi o bezpieczeństwo użytkowników zabytkowych parków lub alei, przy których rosną drzewa o znacznych wymiarach (Durlak i in. 2017). Ocena wizualna (VTA) nadal jest punktem wyjścia do przeprowadzenia takich badań, jednak defekty wewnętrzne pni drzew często nie dają widocznych objawów zewnętrznych. Przez wiele lat używano metod wymagających ingerencji w wewnętrzne tkanki drzewa, a ich stosowanie w przypadku cennych drzew zabytkowych było kontrowersyjne. Najbardziej właściwe są te metody, które całkowicie wykluczają lub przynajmniej ograniczają do minimum destrukcyjny wpływ badania na drzewo (Durlak i in. 2017).

Do bezinwazyjnego wykrywania stopnia rozkładu oraz ubytków w drzewach coraz częściej używa się tomografu dźwiękowego. Wykorzystuje on zależność rozchodzenia się prędkości dźwięku w drewnie od modułu elastyczności i gęstości badanego drzewa. W uproszczeniu – metoda opiera się na założeniu, że przy bardzo dobrej strukturze drewna (drewno w pełni zdrowe, bez ubytków) prędkość przechodzenia fal dźwiękowych przez badany przekrój poprzeczny drzewa wynosi 100%. Natomiast w przypadku jakichkolwiek zmian w strukturze drewna prędkość ta maleje. Odpowiednia kolorystyka na wydruku z tomografu – tomogramie, przedstawia zachodzące w drzewie zmiany. Metody VTA i tomografii dźwiękowej niezwykle rzadko używane są w badaniach leśnych. Ponieważ dają one jednoznaczne wyniki stanu zdrowotnego drzew, a ich dodatkową zaletą jest brak inwazyjności, istnieje duże prawdopodobieństwo szerszego stosowania tych metod w leśnictwie w przyszłości.

3. Materiały i metody

3.1. Teren badań

3.1.1. Regionalizacja

Według Regionalizacji przyrodniczo - leśnej Polski (Zielony i Kliczkowska 2012) omawiany obszar położony jest w VI Małopolskiej Krainie Przyrodniczo- Leśnej, w mezoregionach: 17 - Kotliny Oświęcimskiej, 18 - Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, 21 - Wyżyny Miechowskiej, 29 - Niziny Nadwiślańskiej

Według podziału fizyczno-geograficznego Polski (Kondracki 2009) obszar objęty opracowaniem położony jest w zasięgu następujących jednostek:

- Megaregion- Pozaalpejska Europa Środkowa (3)
Prowincja- Wyżyny Polskie (34)
Podprowincja- Wyżyna Małopolska (342)
Makroregion- Niecka Nidziańska (342.2)
Region- Płaskowyż Proszowicki (342.23)
- Megaregion- Karpaty Zachodnie i Nizina Panońska (5)
Prowincja- Karpaty Zachodnie z Podkarpaciem Zachodnim i Północnym (51)
Podprowincja- Podkarpacie Północne (512)
Makroregion- Brama Krakowska (512.3)
Region- Pomost Krakowski (512.33)
- Makroregion- Nizina Nadwiślańska (512.4-5)
Region- Nizina Nadwiślańska (512.41)
Region- Pogórze Krakowskie (512.53)

Według Regionalizacji Geobotanicznej (Matuszkiewicz 2008) obszar objęty opracowaniem położony jest w zasięgu następujących jednostek podziału geobotanicznego:

- Prowincja- Środkowoeuropejska
Podprowincja- Środkowoeuropejska Właściwa
Dział- Wyżyn Południowopolskich (C)
Kraina- Jury Krakowsko- Częstochowskiej (C.4)
Okręg- Jury Południowej Trzebińsko- Krakowskiej (C.4.2)
Podokręg- Ojcowski (C.4.2.a)
Podokręg- Krakowsko- Alwerniański (C.4.2.b)

Kraina- Wyżyn Miechowsko- Sandomierskich (C.5)

Okręg- Miechowsko- Pińczowski (C.5.1)

Podokręg- Nowobrzezki (C.5.1.d)

Kraina- Kotliny Oświęcimskiej (C.7)

Okręg Oświęcimski (C.7.1)

Podokręg- Doliny Wisły „ujście Skawy- Kraków” (C.7.1.d)

Podokręg- Tyniecki (C.7.1.e)

Kraina- Kotliny Sandomierskiej (C.8)

Okręg- Niziny Nadwiślańskiej (C.8.1)

Podokręg- Doliny Wisły „Kraków- Ujście Solne” (C.8.1.a)

Prowincja- Karpacka

Dział- Zachodniokarpacki (H)

Kraina- Karpat Zachodnich (H.1)

Podkraina- Zachodniobeskidzka (H.1a)

Okręg- Pogórzy Wielicko- Tuchowskich (H.1a.2)

Podokręg- Wielicki (H.1a.2.a)

3.1.2 Klimat Krakowa

Według regionalizacji klimatycznej Polski (Woś 1999) obszar, na którym położone są lasy objęte opracowaniem znajdują się w XXVI Śląsko- Krakowskim regionie klimatycznym. Region Śląsko- Krakowski swym zasięgiem obejmuje pogórza Śląskie, Wielickie, Wyżynę Śląską oraz południową część Wyżyny Krakowsko- Częstochowskiej. Region Śląsko- Krakowski, na tle pozostałych regionów, wyróżnia się stosunkowo największą liczbą dni z pogodą bardzo ciepłą z opadem.

Kraków znajduje się na dolnej granicy umiarkowanie ciepłego pietra klimatycznego Karpat, jako odmiana klimatu kotlin. Warunki klimatyczne Krakowa i otaczających go terenów są efektem oddziaływania czynników makroskalowych (np. cyrkulacji atmosferycznej, położenia na północnej granicy Karpat Zachodnich) oraz lokalnych, w tym związanych z położeniem miasta we wklęsłej formie terenu (Bokwa 2016).

Charakterystyczne cechy klimatu Krakowa to (Rackiewicz 2012):

Średnia temperatura roczna 8,1-8,5°C

Długość zimy w dniach: 71-77

Długość okresu wegetacyjnego: 222 dni (od 30 marca do 30 listopada)

Stuletnia średnia suma roczna opadów w Krakowie: 665 mm

Roczna suma opadów atmosferycznych: 420-900 mm

Największe sumy miesięczne opadów przypadają na lipiec (ok. 100 mm), a najmniejsze na styczeń lub luty (ok. 29 mm)

Średnia liczba dni w roku z opadem: 170

Najwięcej dni z opadem przypada na czerwiec i lipiec (ok. 15) a najmniej na wrzesień i październik (ok. 11)

Okresy ciszy w ciągu roku: do 30%

Przeważającym kierunkiem wiatrów jest: południowo- zachodni a następnie zachodni i północno- wschodni

Najwięcej dni z wiatrem silnym (powyżej 10 m/s) występuje w miesiącach zimowych (w ciągu roku jest ich nieraz ponad 20)

Liczba dni pochmurnych w ciągu roku: 160

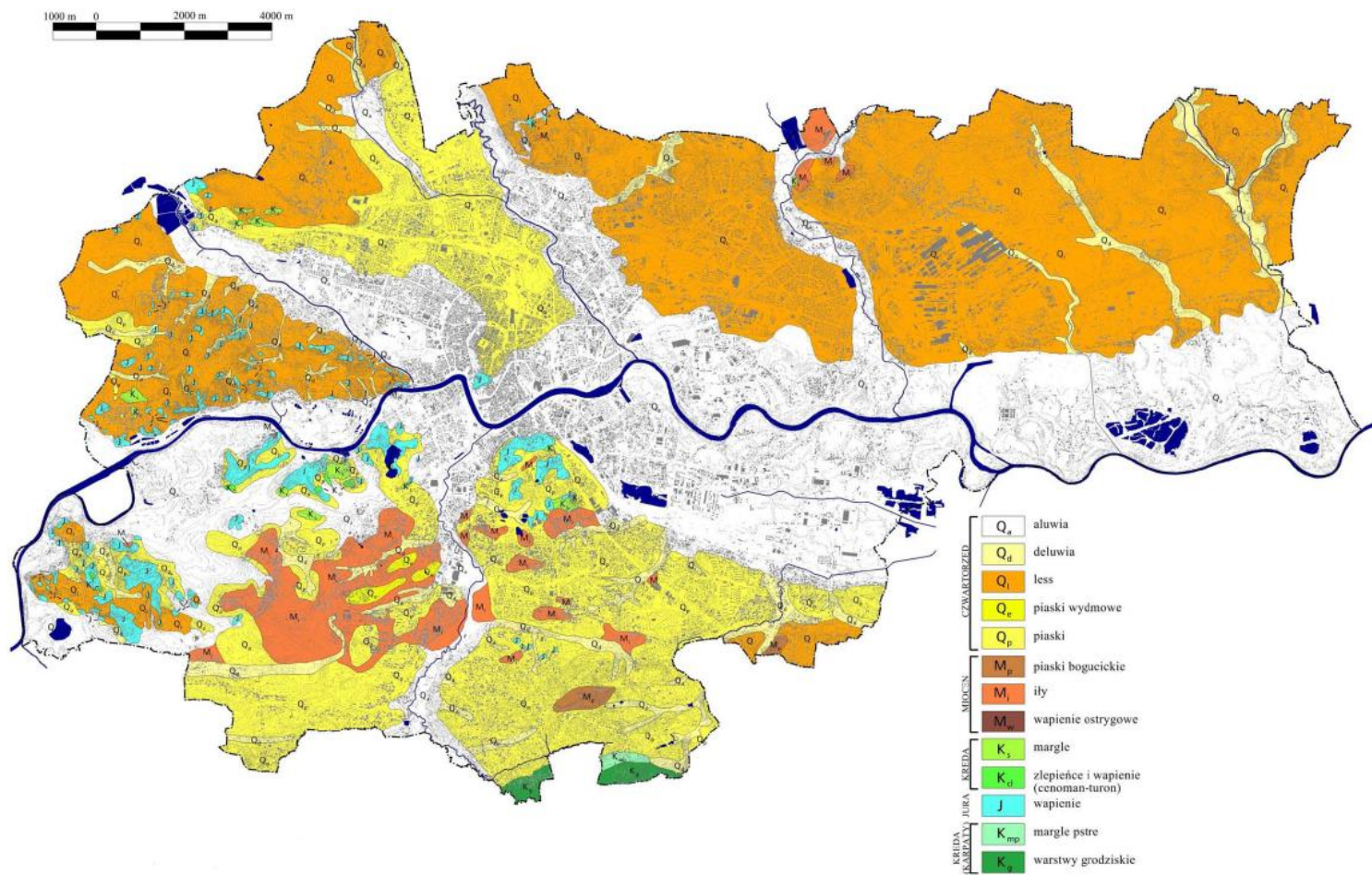
Liczba dni bezchmurnych w ciągu roku: 37

Lewińska i Zgud (1980) na podstawie badań terenowych przeprowadzonych w latach 1975-1978 z wykorzystaniem 18 stacji meteorologicznych rozmieszczonych na terenie Krakowa stwierdzili, że największe różnice temperatury występowały między zabudową śródmiejską a terenem pozamiejskim. Termiczne lato trwało w śródmieściu o 25 dni dłużej niż poza miastem. Wzrost intensywności miejskiej wyspy ciepła wiązał się ze wzrostem amplitudy temperatury powietrza oraz stężenia zanieczyszczeń pyłowych. Zjawisko miejskiej wyspy ciepła kształtowane jest przede wszystkim przez oddziaływanie podłoża na temperaturę powietrza (Matuszko i Wojkowski 2008). Bokwa i in. (2018) przeanalizowali występowanie mgły w Krakowie i okolicy w latach 1966-2015. Roczna liczba dni z mgłą zmalała w badanym okresie o 60%, przy czym spadek był większy w mieście niż poza miastem. Wykazano istotną zależność między występowaniem mgły i poziomem zanieczyszczenia powietrza.

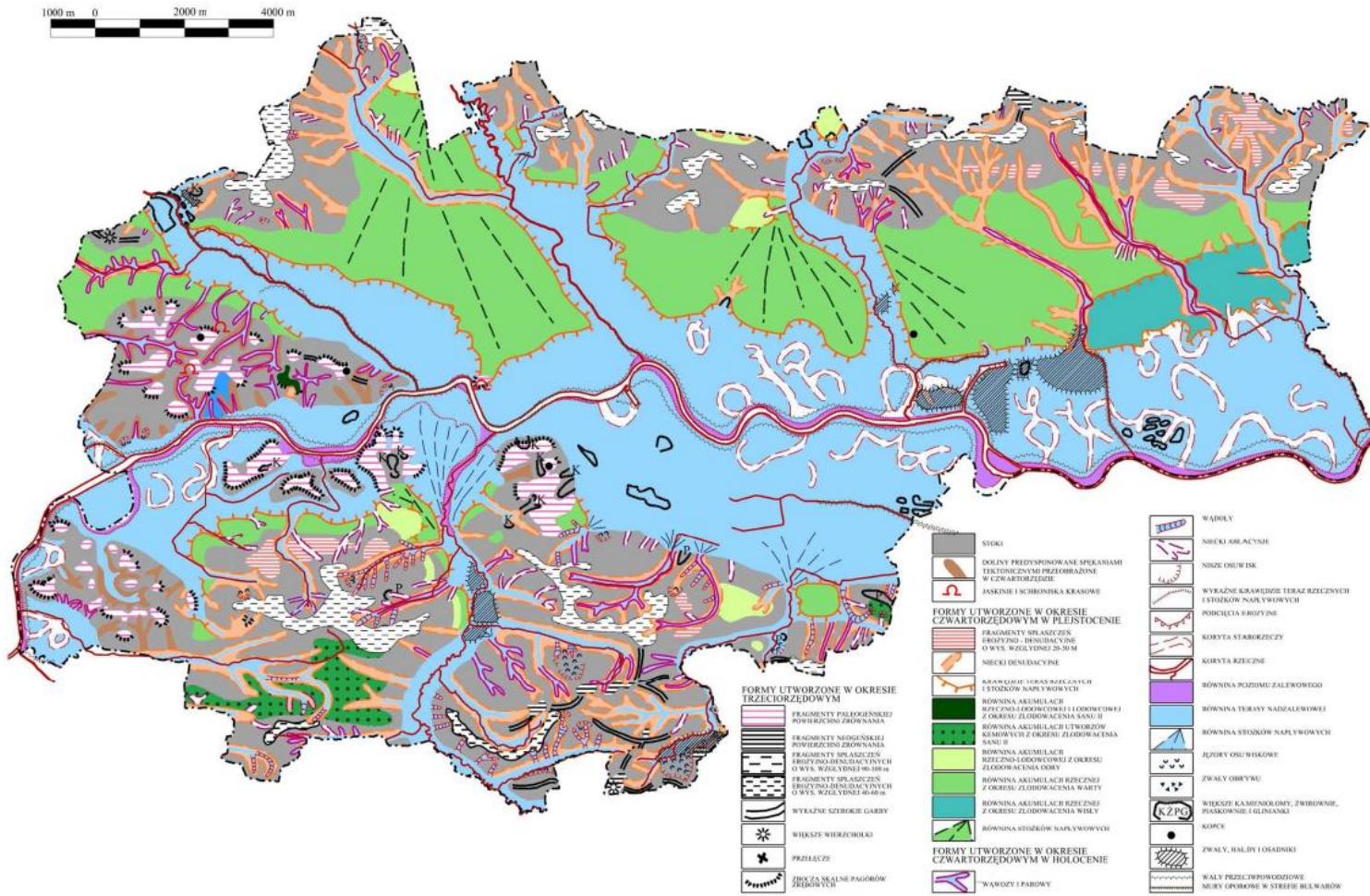
3.1.3. Utwory geologiczne i gleby Krakowa

W dolinach rzek – Wisły, Sanki, Rudawy, Prądnika i Dłubni występują tarasy zalewowe i nadzalewowe (do 3,5-7 m n.p. rzeki), które wyścielone są osadami holocenu w postaci mułków, glin i pasków (mad). 15-25 m nad poziomem Wisły wznosi się taras średni zbudowany z piasków rzecznych i peryglacialnych pochodzących z okresu zlodowacenia północnopolskiego, ale zawierający także fragmenty starsze. Jest on dobrze rozwinięty w Krakowie, gdzie jego część w pobliżu wylotu doliny Prądnika, uważana jest za stożek napływowo. Taras średni widoczny jest także u zřębu Lasu Wolskiego. Piaski rzeczno-peryglacialne są drobno- i średnioziarniste, wyraźnie warstwowane, niekiedy z wkładkami żwirów utworzonych w dolinie Rudawy z okruchów wapieni jurajskich i krzemieni a w dolnie Wisły z piaskowców karpaccich i wapieni jurajskich (Rutkowski 1993). Na północ oraz południe od doliny Wisły występują wzgórza pokryte osadami lessu. Dominują lessy młodsze górne, wapniste, które pokrywają płaszczem grubości do ok. 10 m stoki, wzniesienia zbudowane ze skał starszych, w tym także osady piaszczyste tarasu średniego. Na krawędziach wzgórz występują rozcięcia erozyjne (wąwozy, parowy i doliny) o nieckowatych kształtach. Rozcinanie utworów mezozoicznych miało miejsce głównie w pliocenie i starszym czwartorzędzie. Pokrywa czwartorzędowa zbudowana obecnie głównie z lessów młodszych górnych, była rozcinana u schyłku zlodowacenia północnopolskiego oraz w holocenie. Na zboczach dolin, rozcinających wzgórza zbudowane z wapieni jury, występują liczne skałki powstałe na skutek erozji i procesów krasowych (Rutkowski 1993). Większe powierzchnie odsłoneń wapieni górnej jury występują wzdłuż Wisły w pasie od Pogórza, przez Skałki Twardowskiego, Kostrze aż do Podgórek (Rutkowski 1992). Wapienie górnej jury przyjmują formę wapieni skalistych, wapieni ławicowych oraz wapieni płytowych z wkładkami margli i wapieni skalistych. Wapienie skaliste występują pomiędzy Karniowicami a doliną Prądnika, na Grzbiecie Tenczyńskim, Tyńcu i Lesie Wolskim. W najwyższej położonej warstwie osadów oksfordu występują wapienie płytowe z wkładkami margli i wapieni skalistych. Utwory te stwierdzono w Ujeździe, Tyńcu oraz Lesie Wolskim (Rutkowski 1993). Z rzadziej występujących utworów geologicznych można wspomnieć neogeńskie ily z wkładkami gipsów należące do warstw wielickich (występujące one pomiędzy Borkiem Fałęckim, Skotnikami a Wolą Duchacką) oraz szare ily i mułowce warstw chodenickich występujące w rejonie Pasternika i Węgrzec (Ryc. 1).

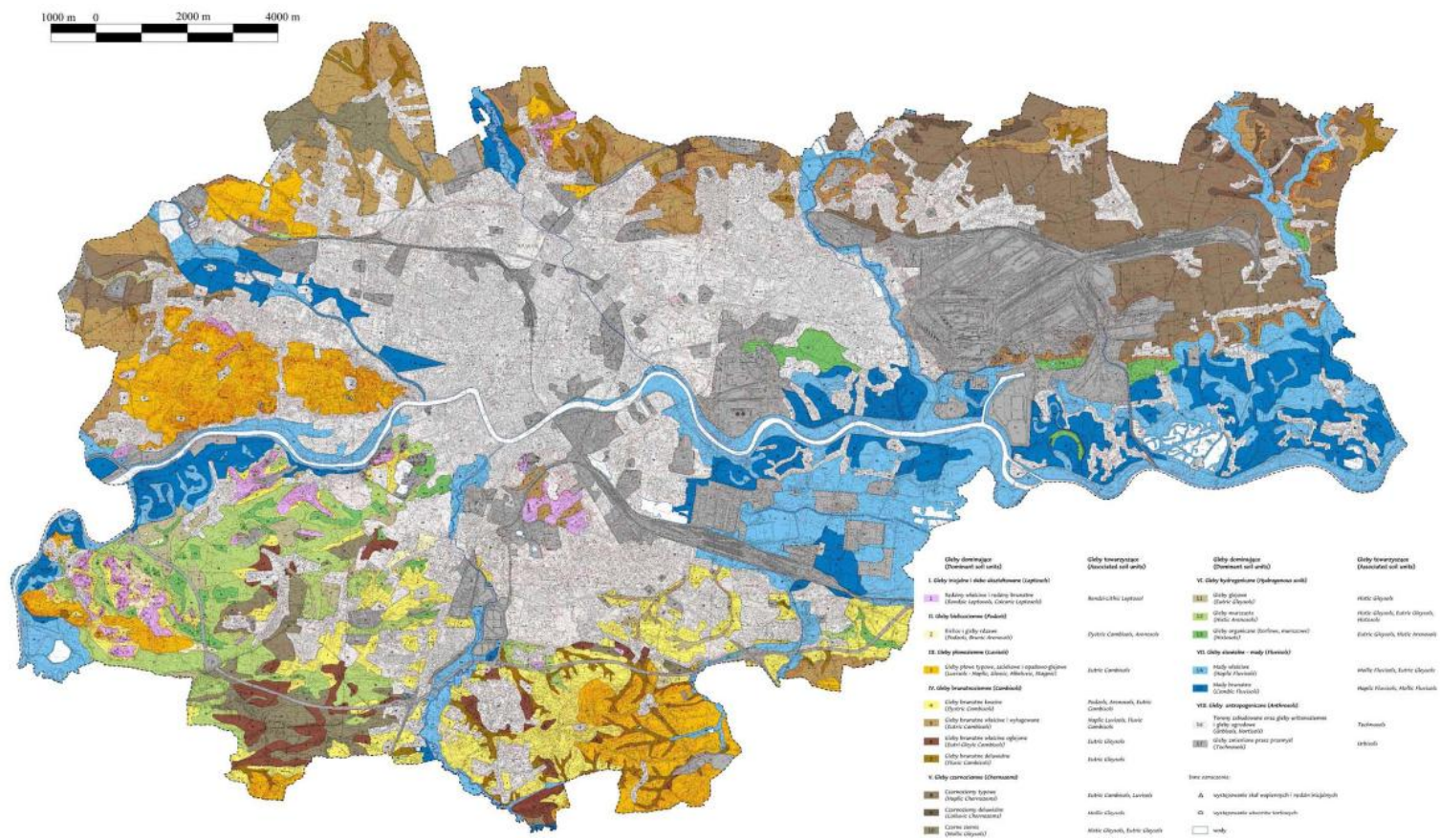
Pierwotnie gleby, które wykształciły się w obrębie granic Krakowa mają ścisły związek z utworami geologicznymi i rzeźbą terenu (Ryc. 1-3). W obrębie tarasów zalewowych i nadzalewowych rzek wykształciły się gleby aluwialne o cechach mad rzecznych oraz czarnych ziem. Na piaszczystym terasie wyższym wykształciły się gleby rdzawe i uboższe gleby brunatne (kwaśne), natomiast na wzgórzach pokrytych lessami dominowały gleby płowe i bogate podtypy gleb brunatnych, fragmentarycznie czarnoziemy. W miejscach występowania wapieni jurajskich stwierdza się rędziny (Ryc. 3). Obecnie, ze względu na nasiloną presję człowieka na terenach gęsto zabudowanych i przekształconych przez działalność człowieka wyróżnia się gleby antropogeniczne o cechach gleb urbanoziemnych (*Urbisols*), ogrodowych (*Hortisols*) oraz gleb technogenicznych (*Technosols*) (Skiba i in. 2008).



Ryc. 1. Mapa przedstawiająca utwory geologiczne Krakowa (źródło *Opracowanie Ekofizjograficzne Miasta Krakowa, 2010*)



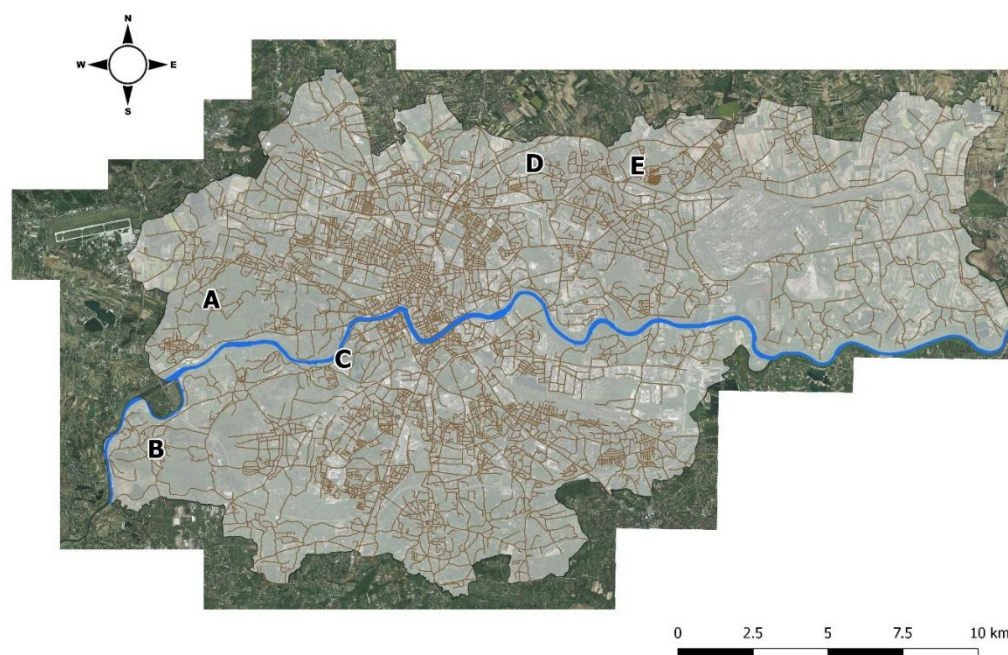
Ryc. 2 Mapa przedstawiająca rzeźbę terenu Krakowa (źródło *Opracowanie Ekofizjograficzne Miasta Krakowa, 2010*)



Ryc. 3 Mapa przedstawiająca gleby Krakowa (źródło *Opracowanie Ekofizjograficzne Miasta Krakowa, 2010*)

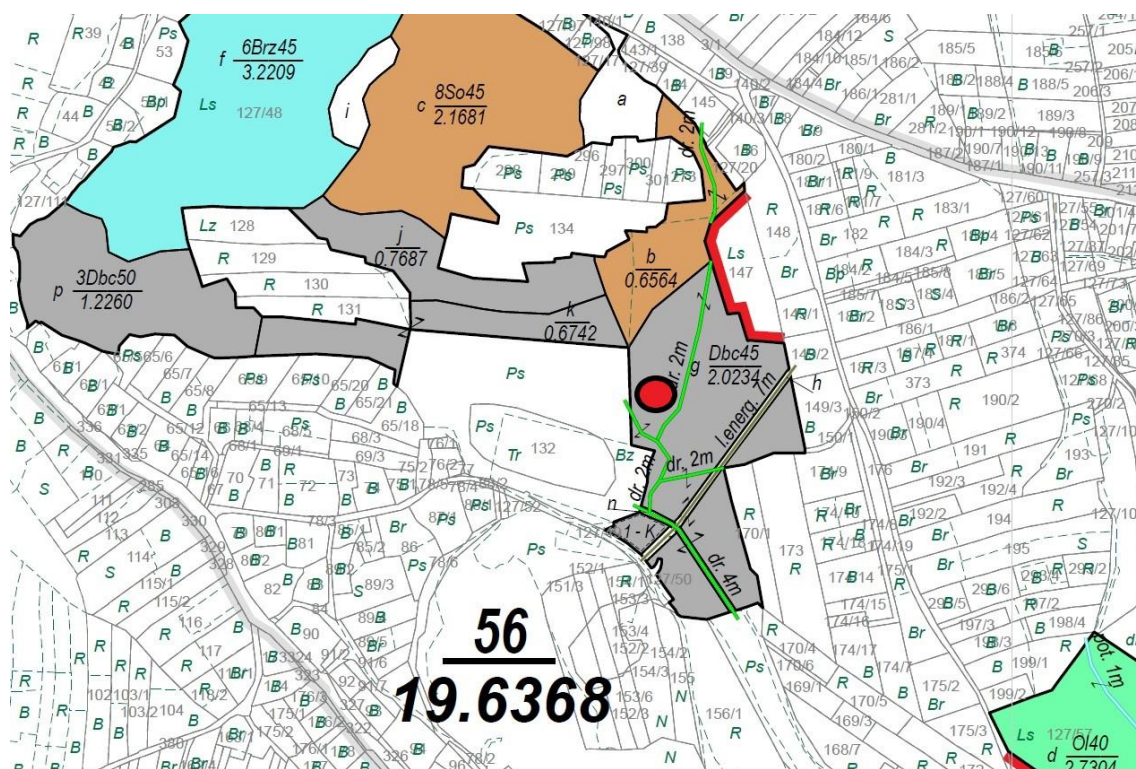
3.1.4. Charakterystyka powierzchni badawczych

Na terenie lasów miejskich Krakowa w 2020 roku zostały wyznaczone powierzchnie badawcze, na których przeprowadzono szczegółową charakterystykę warunków glebowo-siedliskowych oraz kondycji zdrowotnej biogrup wybranych gatunków obcych. Badaniami zostały objęte następujące gatunki drzew: daglezja zielona (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), sosna czarna (*Pinus nigra* Arn.), choina kanadyjska (*Tsuga canadensis* Carr.), robinia akacyjowa (*Robinia pseudoacacia* L.), czeremcha amerykańska (*Prunus serotina* Ehrh.), dąb czerwony (*Quercus rubra* L.), kasztan jadalny (*Castanea sativa* Mill.), kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum* L.), orzech włoski (*Juglans regia* L.) oraz klon jesionolistny (*Acer negundo* L.). Do ogólnej charakterystyki warunków glebowo-siedliskowych i kondycji zdrowotnej gatunków drzew objętych badaniami wytypowano 10 powierzchni badawczych zlokalizowanych w pięciu kompleksach lasów miejskich Krakowa - Las Reduta, Las Zesławice, Las Wolski, Las Tyniecki oraz Las Skalki Twardowskiego (Ryc. 4).



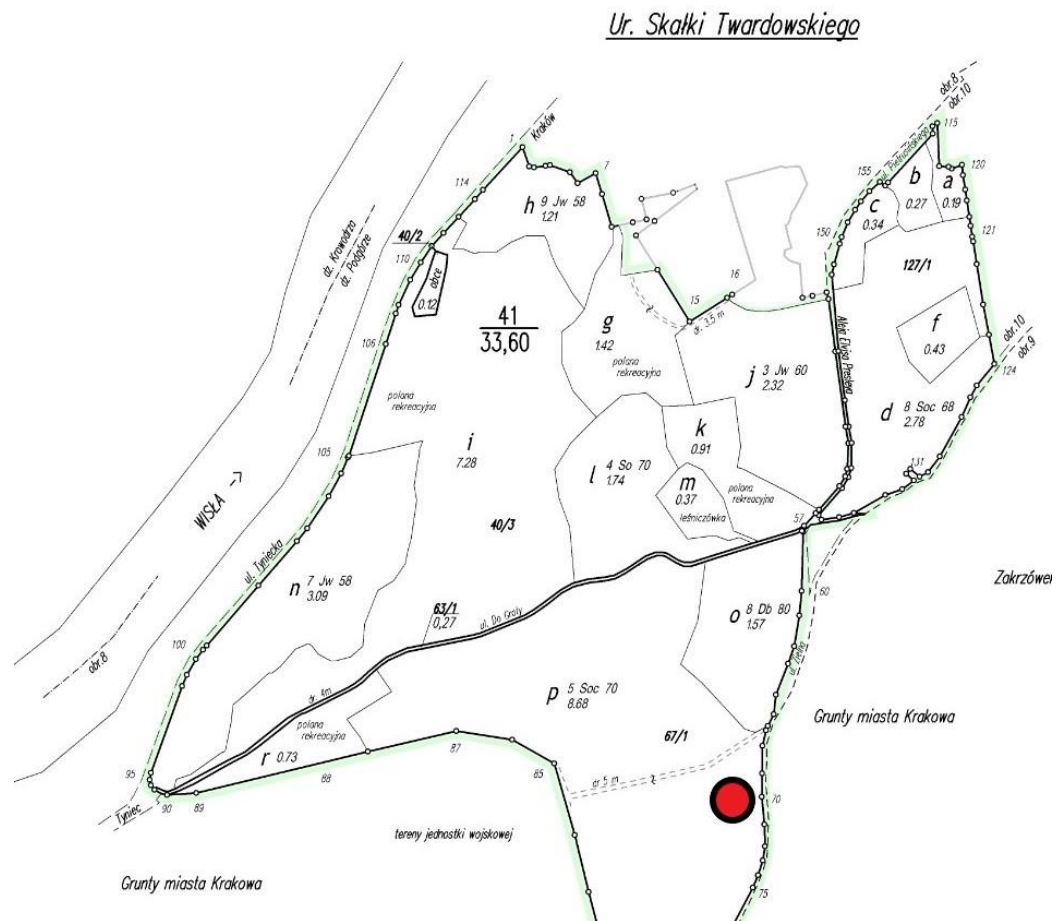
Ryc. 4. Rozmieszczenie powierzchni badawczych w lasach miejskich Krakowa (A – Las Wolski; B– Las Tyniec; C – Las Skalki Twardowskiego; D – Las Reduta; E– Las Zesławice)

Powierzchnia badawcza z dębem czerwonym znajdowała się na terenie Lasu Tynec (Ryc. 5). Las jest własnością Gminy Miejskiej Kraków, nadzór nad lasem prowadzi Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie. Powierzchnia gruntów leśnych według stanu ewidencji gruntów i budynków na dzień 2019-03-14 to 30,7028 ha. Dla terenu leśnego w 2019 roku wykonano uproszczony plan urządzenia lasu (UPUL). Zgodnie z uchwałą Rady Miasta Krakowe (RMK) las jest uznany za ochronny. Powierzchnia badawcza znajduje się w oddziale 56g o powierzchni 2,0234 ha. Las znajduje się na terenie Bielańsko- Tynieckiego Parku Krajobrazowego. Zgodnie z Uproszczonym Planem Urządzenia Lasu jest to siedlisko lasu wyżynnego świeżego. Gatunkiem dominującym jest dąb czerwony z domieszką modrzewia, brzozy i sosny zwyczajnej. Miąższość drzewostanu została oszacowana na 230 m³/ha, natomiast bieżący przyrost roczny na 8,99 m³/ha/rok. Wiek dębu czerwonego wg. UPUL wynosi 45 lat.



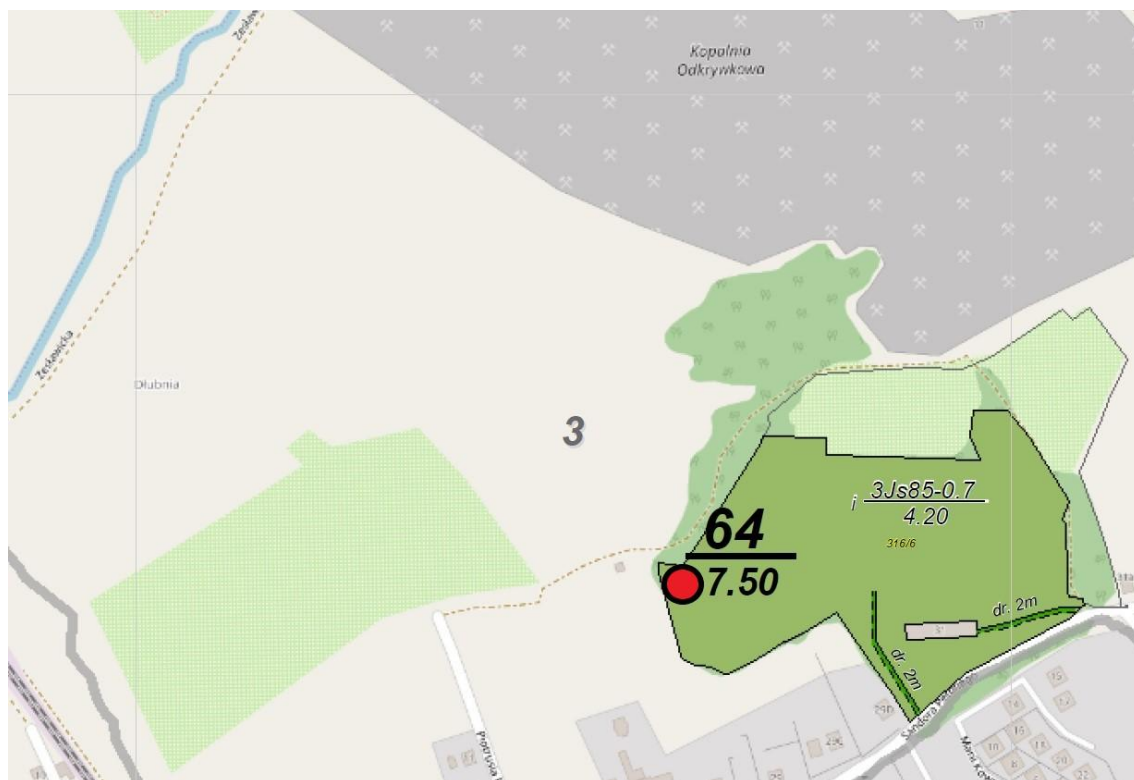
Ryc. 5. Lokalizacja powierzchni badawczej na terenie Lasu Tynec (punkt czerwony- dąb czerwony)

Powierzchnia badawcza z sosną czarną zlokalizowana była na terenie Lasu Skałki Twardowskiego w oddziale 41p o powierzchni 8,68 ha (Ryc. 6). Las jest własnością Gminy Miejskiej Kraków, a nadzór nad lasem prowadzi Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie. Powierzchnia gruntów leśnych według stanu ewidencji gruntów i budynków na dzień 2019-03-14 wynosi 33,60 ha. Uproszczony Plan Urządzania Lasu (UPUL) został wykonany w 2011 roku i zgodnie z uchwałą RMK las jest uznany za ochronny. Las znajduje się na terenie Bielańsko - Tynieckiego Parku Krajobrazowego. Według UPUL dominuje tam siedlisko lasu wyżynnego a sosna czarna jest w wieku 90 lat. Gatunkiem dominującym jest sosna czarna, klon jawor, klon zwyczajny oraz jesion wyniosły. Miąższość drzewostanu została oszacowana na 298 m³/ha, natomiast bieżący przyrost roczny na 7,2 m³/ha/rok.



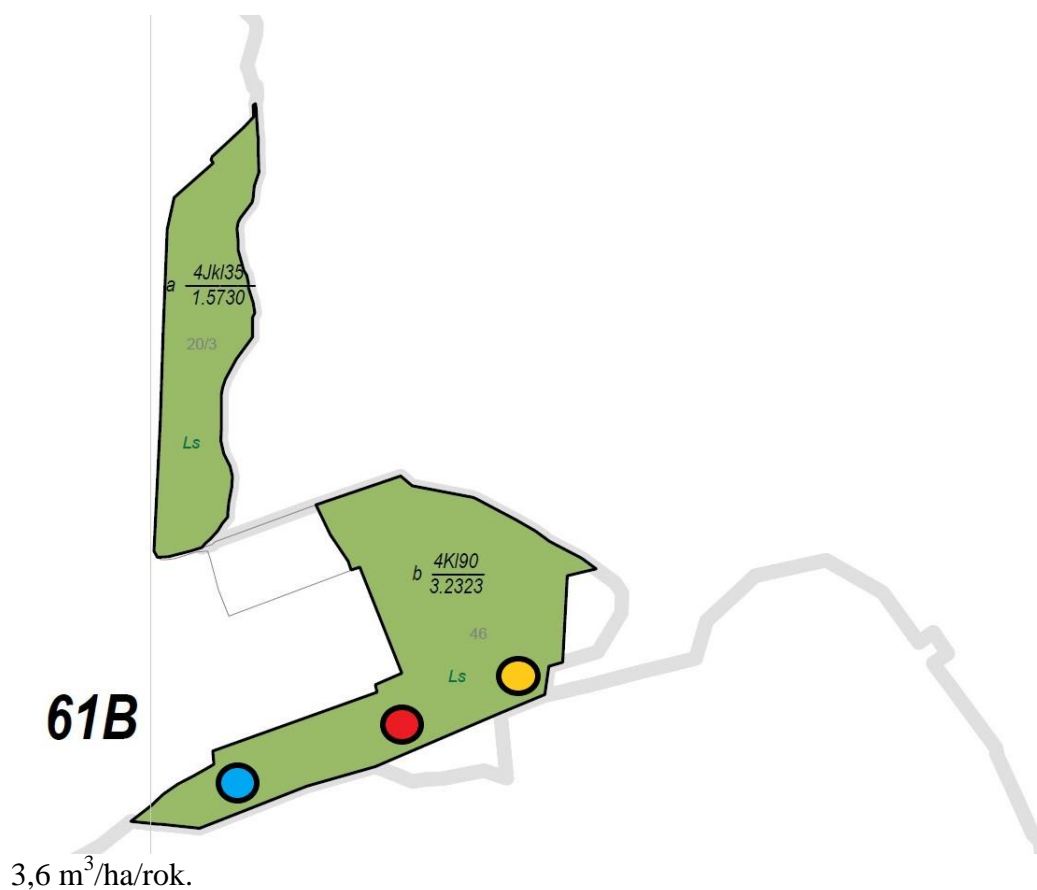
Ryc. 6. Lokalizacja powierzchni badawczej na terenie Lasu Skałki Twardowskiego (punkt czerwony- sosna czarna)

Na terenie Lasu Zesławice w oddziale 64i zlokalizowano powierzchnię badawczą z robiniami akacjową (Ryc. 7). Las jest własnością Gminy Miejskiej Kraków, nadzór nad lasem prowadzi Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie. Powierzchnia gruntów leśnych według stanu ewidencji gruntów i budynków na dzień 2019-01-01 wynosi 4,20 ha. Zgodnie z uchwałą RMK las jest uznany za ochronny. Siedlisko, zgodnie z UPUL to las świeży. Wiek badanych drzew wynosi 85 lat. Robinia akacjowa zajmuje powierzchnię około 20% całego wydzielenia. Miąższość drzewostanu została oszacowana na 250 m³/ha, natomiast bieżący przyrost roczny na 3,6 m³/ha/rok.



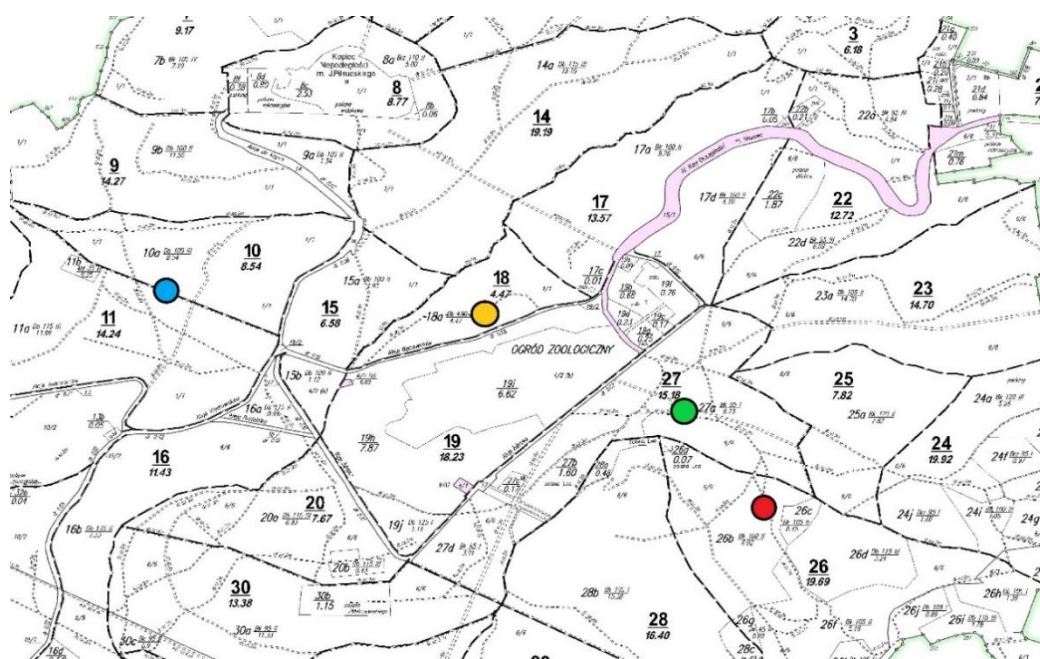
Ryc. 7. Lokalizacja powierzchni badawczej na terenie Lasu Zesławice (punkt czerwony-robinia akacjowa)

Na terenie Lasu Reduta zlokalizowano powierzchnie badawcze (Ryc. 8) z kasztanowcem zwyczajnym, orzechem włoskim oraz klonem jesionolistnym. Las jest własnością Gminy Miejskiej Kraków, a nadzór nad lasem prowadzi Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie. Powierzchnia gruntów leśnych według stanu ewidencji gruntów i budynków na dzień 2020-01-01 wynosi 3,232 ha. Dla terenu leśnego wykonano w 2020 roku inwentaryzację stanu lasu (ISL). Zgodnie z ISL wiek badanych drzew to dla kasztanowca 130 lat, dla orzecha włoskiego 30 lat a dla klona jesionolistnego 35 lat. Zgodnie z uchwałą RMK las jest uznany za ochronny. Siedlisko, zgodnie z ISL to las świeży. Gatunkiem dominującym jest klon zwyczajny w wieku około 90 lat. Miąższość drzewostanu została oszacowana na 250 m³/ha, natomiast bieżący przyrost roczny na



Ryc. 8. Lokalizacje powierzchni badawczych na terenie Lasu Reduta (punkt niebieski- klon jesionolistny, punkt czerwony- orzech włoski, punkt żółty- kasztanowiec zwyczajny).

Na terenie Lasu Wolskiego w oddziałach 26, 20 i 18 (Ryc. 9) założono cztery powierzchnie badawcze: z kasztanem jadalnym, czeremchą amerykańską, daglezią zieloną oraz choiną kanadyjską. Las jest własnością Gminy Miejskiej Kraków, a nadzór nad lasem prowadzi fundacja Miejski Park i Ogród Zoologiczny. Powierzchnia gruntów leśnych według stanu ewidencji gruntów i budynków na dzień 2012-12-01 to 422 ha. Dla terenu leśnego wykonano w 2012 roku uproszczony plan urządzenia lasu. Zgodnie z uchwałą RMK las jest uznany za ochronny. Zgodnie z UPUL oddziały, na których znajdują się powierzchnie badawcze, to siedliska: oddział 18a z choiną kanadyjską w wieku 95 lat - las wyżynny, oddział 10a z daglezią zieloną w wieku 100 lat- las mieszany wyżynny, oddział 27a z czeremchą amerykańską w wieku 60 lat- las wyżynny oraz oddział 26b z kasztanem jadalnym w wieku 95 lat- las wyżynny.



Ryc. 9. Lokalizacje powierzchni badawczych na terenie Lasu Wolskiego (kolor niebieski- daglezią zieloną, kolor żółty- choina kanadyjska, kolor zielony- czeremcha amerykańska, kolor czerwony- kasztan jadalny)

3.2. Prace terenowe

Na każdej z 10 powierzchni badawczych wykonano:

- odkrywkę glebową z pobraniem prób do analiz laboratoryjnych. Określono także typ próchnicy oraz wykonano opis profilu glebowego. W opisie wyróżniono: poziomy i podpoziomy genetyczne, ich miąższość, barwę, stan uwilgotnienia, strukturę oraz układ,
- spis roślin runa z określeniem ilościowości gatunków w skali Brauna-Blanqueta,
- pomiar cech biometrycznych drzew (obwód, promień korony, wysokość drzew),
- ocenę stanu statyki drzew,
- pomiar poziomu rozkładu drewna w pniu.

W opisie profilu stosowano jednostki klasyfikacyjne, skróty i symbole zgodne z Klasyfikacją gleb leśnych Polski (2000) i Atlasem gleb leśnych Polski (Brożek i Zwydak 2003). Z każdej powierzchni badawczej zgodnie z opisanymi poziomami genetycznymi pobrano próbki o naruszonej strukturze do analiz laboratoryjnych. Próbkę gleby zostały pobrane do woreczków foliowych i przewiezione do Laboratorium geochemii środowiska leśnego i terenów przeznaczonych do rekultywacji na Wydziale Leśnym Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Na podstawie elementów geologiczno-glebowych, roślinności runa oraz składu gatunkowego ustalono przynależność każdej powierzchni badawczej do odpowiedniej jednostki siedliskowej - typu siedliskowego lasu.

Dodatkowo przeprowadzono badania szczegółowe, których celem było określenie wpływu gatunków na właściwości powierzchniowych poziomów gleb. Badania szczegółowe przeprowadzono na trzech powierzchniach wytypowanych dla każdego z badanych gatunków w wyżej wymienionych kompleksach lasów miejskich Krakowa. Powierzchnie do badań szczegółowych zostały oznaczone symbolami A, B i C. Na powierzchniach szczegółowych zostały pobrane próbki z poziomu akumulacji próchnicy do oznaczenia właściwości fizycznych, chemicznych oraz biochemicznych. Na każdej szczegółowej powierzchni badawczej pobrano próbki o nienaruszonej strukturze w celu określenia gęstości objętościowej. Próbkę o nienaruszonej strukturze zostały pobrane do cylinderków metalowych o pojemności 100 cm³. Pobrano również

próbki w których ustalono skład agregatowy gleby według zawartości powietrznie suchych agregatów glebowych o wymiarach: 1-2 mm, 2-5 mm, 6-10 mm, 11-20 mm oraz >20 mm. Dodatkowo na każdej powierzchni szczegółowej pobrano próbki ścióły do przeprowadzenia doświadczenia modelowego w warunkach kontrolowanych. Próbki ściółki do analiz laboratoryjnych zostały pobrane z każdej powierzchni w październiku 2020 roku przy użyciu metalowej ramki o wymiarach 20x20 cm. W próbkach ścióły oznaczono pH, przewodność elektrolityczną, zawartość makro i mikroelementów.

W ramach prac terenowych dokonano pomiaru podstawowych parametrów drzew, przeprowadzono wizualną ocenę statyki drzew oraz wykonano pomiar poziomego rozkładu drewna w pniu.

Według przyjętych standardów wykonano:

- pomiar obwodu atestowaną taśmą mierniczą na wysokości 130 cm,
- pomiar promienia korony taśmą mierniczą,
- pomiar wysokości drzew wykonano z pomocą metody GNSS RTK dokonując minimum trzech pomiarów z różnych stron drzewa. Odrzucono wyniki odstające. Z pozostałych wyciągnięto średnią. Do pomiaru rzędnej koron drzew wykorzystaną metodę fotogrametryczną z wykorzystaniem drona DJI Phantom 4 pro. Dokonano nalotu siatkowego na wysokości 90m AGL. Następnie pozyskane fotografie przetworzono do postaci gęstej chmury punktów z których stworzony został NMPT (numeryczny model pokrycia terenu) z błędem 3,82cm/pixel. W kolejnym kroku piketom z pomiaru przyziemia przypisano rzędne koron drzew. Z różnicy tak pozyskanych rzędnych terenu i koron obliczono wysokość badanych drzew.

W opracowaniu odniesienie do lokalizacji i stron kierunków stron świata oznaczono jako: N – północ, S – południe, W – zachód, E – wschód.

W ramach prac terenowych wykonano również wizualną ocenę statyki drzew za pomocą metody VTA (ang. *Visual Tree Assessment*). Metoda polega na ocenie widocznych symptomów mających wpływ na utratę lub osłabienie stabilności. Metoda VTA uwzględnia kompleksowo wiele czynników, które mają wpływ na zachowanie statyki. Jest to metoda szeroko stosowana w miastach europejskich stanowiąc podstawę gospodarki drzewostanem miejskim. Od 1993 roku metoda VTA jest prawnie uznawana

w Niemczech do oceny stanu zagrożenia, jakie związane jest ze stanem danego drzewa oraz definiowania działań niezbędnych do przywrócenia bezpieczeństwa. Przy ocenie ryzyka zastosowano metody ocen stosowane w drzewostanach parkowych i przyulicznych. Ocena uwzględniała cechy drzewa mogące wpływać na statykę: rozmiary, położenie, cechy budowy lub symptomy chorób, stopień odchylenia od pionu; rozmieszczenie i kształt korony; stan techniczny drewna w pniu i konarach konstrukcyjnych. Uzupełniające badanie zasięgu zgnilizny wewnętrznej, pustych przestrzeni oraz stanu zdrowotnego systemu korzeniowego wykonano za pomocą sondy arborystycznej, a stan pnia młotkiem diagnostycznym.

Stopień poszczególnych wad występujących na drzewie oceniano na podstawie procentowego występowania danego defektu według skali:

- [] [] [] – brak defektów
- [X] [] [] – defekt do 30%
- [X] [X] [] – defekt do 30 – 60%
- [X] [X] [X] – defekt powyżej 60%

Ewentualne nachylenie pnia zostało ocenione wg stopnia nachylenia:

- [] [] [] – brak
- [X] [] [] – małe (do 20°)
- [X] [X] [] – średnie (20 – 45°)
- [X] [X] [X] – duże (powyżej 45°)

Pomiar poziomego rozkładu drewna w pniu wykonano tomografem dźwiękowym (sonicznym) PICUS 3. Przeprowadzono badanie osłuchowe młotkiem akustycznym w dolnej części pnia drzewa. Następnie wybierano miejsce od wysokości 0,2 m do wysokości 1,5 m od poziomu gruntu na wykonanie badania tomografem (najczęściej wybierano wysokość 1,0 m). Geometrię kształtu pnia określono przy użyciu średnicomierza elektronicznego połączonego z tomografem określając rzeczywiste odległości między punktami pomiarowymi, a do badania każdego z drzew zastosowano po 12 czujników (wykorzystując dwie wiązki pomiarowe).

Kolory na tomogramach od jasnobrązowego do prawie czarnego oznaczają prędkość od ok. 60% do 100%; różne odcienie zielonego to prędkość odpowiednio od ok. 40% do 60%; odcienie różowego to ok. 20% do 40%; odcienie niebieskiego do

białego to ok. 0% do, 20% (przy czym jaśniejszy odcień w danej kolorystyce, tym prędkość mniejsza). Podczas tworzenia tomogramu pod uwagę brane są głównie trzy grupy kolorów: czarny/brązowy, fioletowy/różowy/niebieski/biały oraz kolor zielony. Kolor z grupy drugiej (fioletowy, różowy, niebieski, biały) należy traktować, jako jedną klasę o najslabszej strukturze drewna, kolor zielony, jako przejściowy (struktura lepsza od drewna w obszarze koloru fioletowego jednak odległa od optymalnej). Kolor czarny i odcienie brązowego można przyjąć jako drewno właściwe.

3.3. Prace laboratoryjne

Próbki gleby po wysuszeniu do stanu powietrznie suchego przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm. W tak przygotowanych próbkach oznaczono następujące właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne (Ostrowska i in. 1991):

- skład granulometryczny za pomocą dyfrakcji laserowej (Analysette 22, Fritsch, Idar-Oberstein, Germany),
- odczyn gleby metodą potencjometryczną w wodzie i 1M KCl, stosując stosunek wagowy gleby do roztworu 1:2,5 w próbkach gliniastych, 1:1 w piaskach luźnych i 1:5 w próbkach organicznych,
- zawartość węgla oraz azotu (LECO CNS True Mac Analyzer (Leco, St. Joseph, MI, USA)) z wyliczeniem stosunku C/N,
- zawartość kationów zasadowych w 1M octanie amonu z wykorzystaniem ICP (ICP-OES Thermo iCAP 6500 DUO, Thermo Fisher Scientific, Cambridge, U.K.)
- zawartość mikrośladników oznaczono po uprzedniej mineralizacji w mieszaninie stężonego kwasu azotowego i nadchlorowego wykorzystując Thermo Scientific iCAP 6000 ICP OES Spectrometer,
- kwasowość hydrolityczną metodą Kappena,
- kwasowość wymienną oraz glin metodą Sokołowa,
- fosfor przyswajalny (metodą Braya-Kurtza),
- gęstość objętościową, wilgotność i pojemność wodną kapilarną oznaczono w cylinderkach Kopecy'ego.

Z każdej szczegółowej powierzchni badawczej (A, B, C), do oznaczenia aktywności enzymatycznej gleb pobrano świeże próbki o naturalnym uwilgotnieniu, które zostały przetarte przez sito o średnicy 2 mm i były przechowywane w lodówce w temperaturze 4°C. Zastosowano substraty enzymatyczne na bazie 4-metylumbelliferonu (MUB): MUB-β-D-celobiosyd dla β-D-celobiozydazy (CB), MUB-β-D-glukopiranozyd dla β-glukozydazy (BG), MUB-N-acetyl-β-D-glucosaminide dla N-acetyl-β-D-glukozaminidazy (NAG), MUB-siarczanowa sól potasowa dla arylosulfatazy (SP), 4-MUB fosforanu dla fosfatazy (PH), 4-MUB-B-D- ksylopiranozyd dla β-ksylozydazy (XYL). Fluorescencję mierzono po inkubacji zawiesiny gleby (przez 1,5 godziny

w 35°C) na mikroplótkach (Puregrade, Niemcy). Fluorescencjé oznaczano na czytniku plótek (Biotek), ze wzbudzeniem przy 355 nm i emisjå przy 460 nm dłuóóó fali.

W warunkach laboratoryjnych przeprowadzono doówiadczenie, które pozwolióo okreólió iloóó uwalnianych z rozkóadajåcej sié ócioóy makro i mikroelementów. Okreólono skóad chemiczny przesåczy uzyskanych w trakcie doówiadczenia modelowego. Pobrane w terenie próbki ócioóy wysuszono, a nastépnie przygotowano nawåóké (20 g) i umieszczono jå w szklanych lejkach z bibulå filtracyjnå. Próbki ócioóy zostaóy przepóukane wodå destylowanå (250 ml). Uzyskane przesåcze przechowywano w temperaturze 4°C. Skóad chemiczny przesåczy analizowano wykorzystujåc chromatografié jonowå - urzådzenie DIONEX ICS 5000. Zawartoóó wéóla oraz azotu okreólono za pomocå analizatora Shimadzu Total Organic Carbon (TOC) (Shimadzu, Japonia). Okreólono równiez przewodnoóó elektrolitycznå oraz pH. Zawartoóó mikroskóadników w óciole oznaczono po uprzedniej mineralizacji w mieszaninie stéózonego kwasu azotowego i nadchlorowego wykorzystujåc Thermo Scientific iCAP 6000 ICP OES Spectrometer.

3.4. Opracowanie wyników

Dla kaódej powierzchni badawczej, na podstawie ekologicznych liczb roólin naczyniowych opracowanych przez Zarzyckiego i in. (2002), obliczono wskaónik ówietlny (LL), trofizmu (LTr), uwilgotnienia (LW), kwasowoóci (LR), granulometryczny (LD) oraz wskaónik zasobnoóci podóóoza w humus (LH).

Statystyczne analizy uzyskanych danych wykonano wykorzystujåc program STATISTICA 13. Obliczono podstawowe statystyki tj. óredniå arytmetycznå, ekstrema oraz miary okreólajåce stopieó zróżnicowania wyników (odchylenie standardowe). Wykorzystano test Kruskala-Wallisa do oceny istnienia statystycznie istotnych róónic pomiéódy órednimi dla badanych wóasnoóci gleb. Ustalono sióó zwiåzku miéódy zmiennymi losowymi wykorzystujåc wóspóóczynnik korelacji liniowej Pearsona. Analizé skóadowych góównych (PCA) wykorzystano do interpretacji zaleónoóci pomiéódy badanymi zmiennymi i grupowania badanych obiektów. Ogóólny model liniowy (GLM) zastosowano do okreólenia wóplywu gatunku na wóasnoóci gleb. Z wykorzystaniem metody Warda przeprowadzono aglomeracjé próbek gleb róóniåcych sié wóasnoóciami w efekcie oddziaóywania róónych gatunków drzew.

4. Wyniki

4.1. Charakterystyka warunków glebowo-siedliskowych występowania badanych gatunków obcych drzew

Kasztan jadalny związany był z siedliskiem lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw) z glebą płową właściwą wykształconą na lessach. Na powierzchni z kasztanem jadalnym w profilu glebowym dominował pył gliniasty podścielony pyłem zwykłym. Frakcja pyłu dominowała, a jej udział wynosił od 70 do 83% (Tab. I). W profilu wykształciła się próchnica typu mull charakteryzująca się niskim stosunkiem C/N wynoszącym 15. pH w H₂O w profilu gleby towarzyszącej kasztanowi jadalnemu mieściło się w zakresie od 4,33 do 4,43, a pH w KCl od 3,53 do 3,74. W profilu na powierzchni 1 z kasztanem jadalnym odnotowano niską sumę kationów zasadowych (Tab. II) oraz wysoką zawartość Pb (Tab. III).

Daglezja zielona wznosiła się na glebie płowej właściwej w odmianie oglejonej wykształconej na lessach, na siedlisku lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw). W profilu dominował pył gliniasty przewarstwiony pyłem zwykłym (Tab. I). W profilu gleby ma której wznosiła się daglezja zielona opisano próchnicę typu mull-moder ze słabo wykształconym poziomem darniowym (< 2 cm grubości). Zawartość azotu w profilu wahała się od 0,06 do 0,24%, a zawartość węgla od 0,22 do 3,47%. pH w H₂O w profilu gleby towarzyszącej daglezji zielonej mieściło się w zakresie od 4,10 do 4,91, a pH w KCl od 3,43 do 3,92. W powierzchniowych poziomach odnotowano niską zawartość kationów zasadowych, ich zawartość wzrosła w najniższej leżącym poziomie (Tab. II). W przypadku gleby towarzyszącej daglezji zielonej odnotowano wysokie zawartości Ni oraz Pb (Tab. III).

Klon jesionolistny opisano na powierzchni numer 3 na glebie, którą sklasyfikowano jako madę rzeczną brunatną wykształconą z aluwii rzecznych. Gatunek ten wznosił się na siedlisku lasu wyżynnego wilgotnego (Lwyżw), na glebie o uziarnieniu piasku gliniastego podścielonego piaskiem zwykłym (Tab. I). W obrębie biogrupy klonu jesionolistnego wykształciła się próchnica typu mull z bardzo niskim stosunkiem C/N poniżej 10. Zawartość azotu w profilu wahała się od 0,10 do 0,18%, a zawartość węgla od 0,49 do 1,54%. pH w H₂O w profilu gleby towarzyszącej klonowi jesionolistnemu mieściło się w zakresie od 6,61 do 7,70, a pH w KCl od 5,90 do 6,46. W całym profilu

opisywanej mady rzecznej odnotowano sumę kationów zasadowych około 20 $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ (Tab. II). W przypadku gleb z klonem jesionolistnym nie stwierdzono podwyższonych zawartości metali ciężkich (Tab. III).

Gleba brunatna wylugowana na siedlisku lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw) towarzyszyła kasztanowcowi zwyczajnemu. Opisywana gleba brunatna wykształciła się z lessu i charakteryzowała się uziarnieniem pyłu gliniastego przewarstwionego pyłem zwykłym (Tab. I). W glebie z kasztanowcem zwyczajnym występowała próchnica typu mull z niskim stosunkiem C/N poniżej 10. pH w H_2O w profilu gleby towarzyszącej kasztanowcowi zwyczajnemu mieściło się w zakresie od 5,92 do 8,01, a pH w KCl od 4,90 do 7,26. Zawartość azotu w profilu wahała się od 0,08 do 0,15%, a zawartość węgla od 0,43 do 1,39%. Suma kationów zasadowych w profilu przekraczała 15 $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ (Tab. II). W przypadku gleby na której wzrastał kasztanowiec zwyczajny nie odnotowano wysokiej zawartości metali ciężkich (Tab. III).

Na siedlisku lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw) z glebą szarobrunatną wykształconą z lessu wzrastał orzech włoski. W profilu tej gleby stwierdzono głęboki poziom akumulacji próchnicy o cechach próchnicy typu mull ze stosunkiem C/N poniżej 10 (Tab. I). pH w H_2O w profilu wahało się od 7,54 do 8,17, a pH w KCl od 6,86 do 7,41. Zawartość azotu mieściła się w przedziale od 0,07 do 0,16%, a zawartość węgla od 0,36 do 1,43% (Tab. I). W przypadku gleby szarobrunatnej zanotowano wyższą zawartość kationów zasadowych w wyżej leżących poziomach, wraz z głębokością ich zawartość malała (Tab. II). W przypadku gleby, na której wzrastał orzech włoski odnotowano wysoką zawartość Ni (Tab. III).

Na powierzchni 6 wzrastała robinia akacjowa na glebie brunatnej wylugowanej wykształconej z lessu, z próchnicą typu mull. Warunki, w których wzrastała robinia akacjowa odpowiadają siedlisku lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw). W profilu badanej gleby dominowało uziarnienie pyłu zwykłego podścielonego pyłem ilastym (udział frakcji pyłu wynosił $>80\%$). Odnotowano wzrost pH w głąb profilu badanej gleby (pH w H_2O od 6,34 do 8,49, a pH w KCl od 5,72 do 7,60) (Tab. I). Zawartość azotu w profilu gleby towarzyszącej robinii akacjowej mieściła się w zakresie od 0,06 do 0,23%, a zawartość węgla od 0,24 do 2,34%. Zawartość kationów zasadowych wzrastała wraz z głębokością profilu, suma kationów zasadowych w najgłębiej leżącym poziomie wynosiła 33,89 $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ (Tab. II). W profilu gleby, na której wzrastała

robinia akacyjowa odnotowano wysoką zawartość Ni oraz Zn, zwłaszcza w poziomie akumulacji próchnicy (Tab. III).

Dąb czerwony występował na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego świeżego (LMwyżśw) z glebą rdzawą właściwą. Gleba na powierzchni 7 charakteryzowała się występowaniem nieciągłości litologicznej, wykształciła się z piasków wodnolodowcowych głęboko podścielonych wapieniem. W profilu badanej gleby odnotowano uziarnienie piasku gliniastego na piasku słabogliniastym i piasku luźnym (Tab. I). W najgłębszym poziomie stwierdzono pojedyncze okruchy skały węglanowej, a poniżej 90 cm występował niezwiędziały wapień. Odnotowano wzrost pH w głąb profilu badanej gleby (pH w H₂O od 4,96 do 5,52, a pH w KCl od 3,99 do 4,32) (Tab. I). Zawartość azotu w profilu opisanej gleby rdzawej mieściła się w zakresie od 0,04 do 0,12%, a zawartość węgla od 0,08 do 1,09%. Badana gleba charakteryzowała się bardzo niską zawartością kationów zasadowych, ich suma nie przekroczyła 1 cmol(+)·kg⁻¹ (Tab. II). W przypadku gleby, na której wzrastał dąb czerwony nie odnotowano wysokiej zawartości metali ciężkich (Tab. III).

Sosna czarna wzrastała na rędzinie brunatnej, która towarzyszyła siedlisku lasy wyżynnego świeżego (Lwyżśw). Opisywana gleba wykształciła się na podłożu wapiennym i charakteryzowała się uziarnieniem pyłu gliniastego na utworze kamienisto-pyłastym oraz występowaniem próchnicy typu mull. Odnotowano wysokie pH (pH w H₂O od 7,19 do 8,13, a pH w KCl od 7,02 do 7,40) (Tab. I). Zawartość azotu w profilu opisanej gleby rdzawej mieściła się w zakresie od 0,11 do 0,30%, a zawartość węgla od 0,93 do 3,25%. Gleba towarzysząca sośnie czarnej charakteryzowała się wysoką zawartością kationów zasadowych około 34-36 cmol(+)·kg⁻¹ oraz występowanie węglanu wapnia w profilu (Tab. II). W przypadku gleby z powierzchni 8 odnotowano wysoką zawartość Ni, Pb oraz Zn (Tab. III).

Glebę płową właściwą opisano na powierzchni 9 gdzie wzrastała czeremcha amerykańska. Temu gatunkowi towarzyszyło siedlisko lasu wyżynnego świeżego (Lwyżśw). W profilu opisywanej powierzchni dominowało uziarnienie pyłu gliniastego na pyłe zwykłym oraz występowanie próchnicy typu mull charakteryzującej się stosunkiem C/N około 15 (Tab. I). Odnotowano pH w H₂O w zakresie od 4,30 do 4,87, a pH w KCl od 3,43 do 3,75 (Tab. I). Zawartość azotu w profilu opisanej gleby płowej mieściła się w zakresie od 0,05 do 0,43%, a zawartość węgla od 0,18 do 6,43%. Badana gleba charakteryzowała się bardzo niską zawartością kationów zasadowych, ich suma

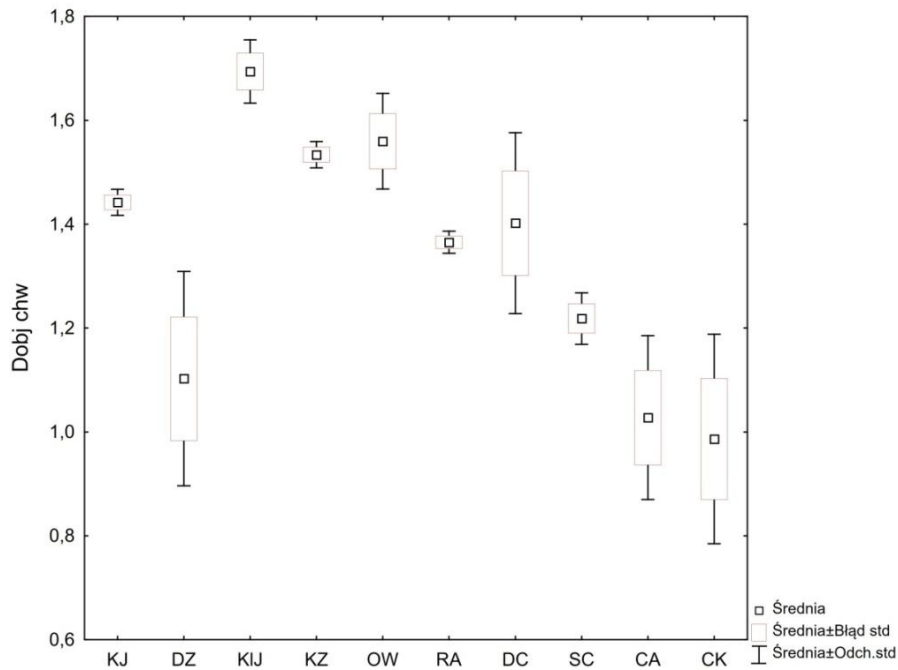
nie przekroczyła $5 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ (Tab. II). W przypadku gleby, na której wzrastała czeremcha amerykańska nie odnotowano wysokiej zawartości metali ciężkich (Tab. III).

Choina kanadyjska wzrastała na glebie płowej właściwej wykształconej z lessu, charakteryzującej się uziarnieniem pyłu gliniastego podścielonego pyłem zwykłym. Opisywany gatunek występował na siedlisku lasu wyżynnego świeżego (Lwyżsw). Powierzchniowe poziomy badanej gleby charakteryzowały się występowaniem słabiej rozłożonej materii organicznej, w której stosunek C/N wynosił ponad 20 (Tab. I). Pod choiną kanadyjską występowała próchnica typu moder. Wierzchnie poziomy opisywanej gleby charakteryzowały niskim pH, tj. 4,07 w H_2O i 3,36 w KCl. W wierzchnim poziomie zanotowano najwyższą sumę kationów zasadowych tj. $17,29 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ (Tab. II). W przypadku gleby z powierzchni 10 odnotowano wysoką zawartość Ni oraz Pb (Tab. III).

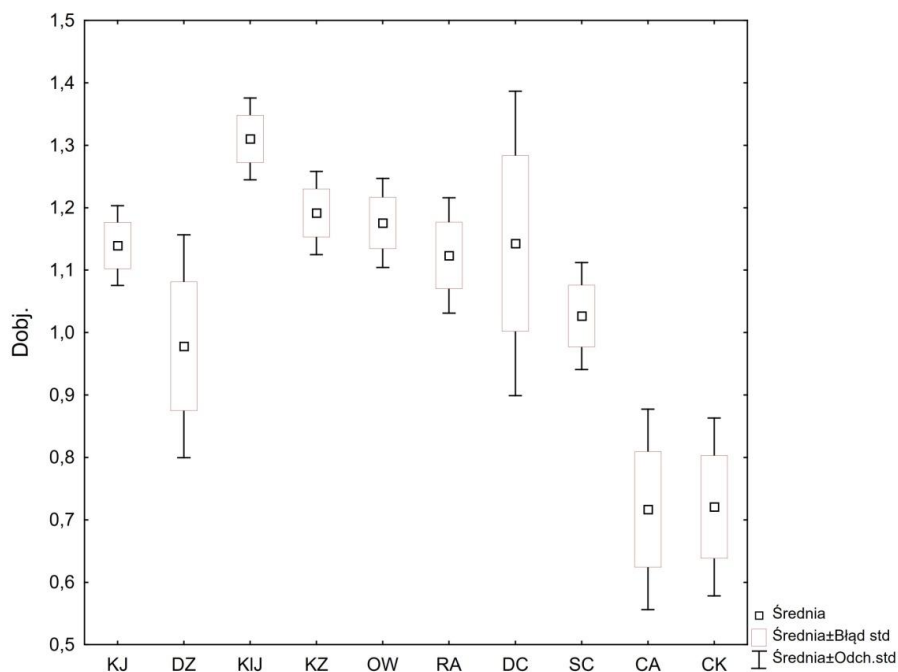
4.2. Wpływ gatunków obcych drzew na właściwości gleb

4.2.1. Wpływ badanych gatunków na właściwości fizyczne gleb

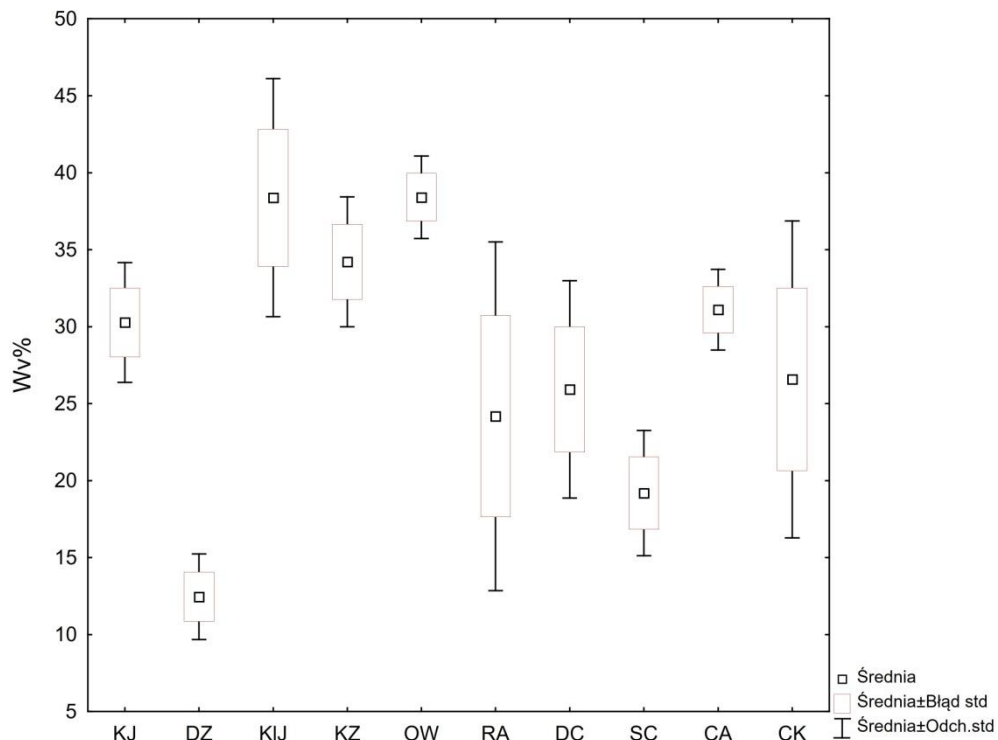
Badane gleby porośnięte gatunkami obcymi charakteryzowały się zróżnicowanymi właściwościami fizycznymi (Tab. IV, Ryc. 10-15). Średnia gęstość objętościowa „chwilowa” badanych gleb mieściła się w zakresie od 0,98 do 1,69 g·cm⁻³. Najwyższą średnią gęstość objętościową „chwilową” oznaczono w glebach z klonem jesionolistnym, a najniższą w glebach z choiną kanadyjską. Gleby z gatunkami iglastymi charakteryzowały się niższą średnią gęstością objętościową „chwilową” (Ryc. 10). W przypadku gęstości objętościowej „na sucho” wyniki układały się podobnie do gęstości objętościowej „chwilowej”. Najwyższą średnią gęstość objętościową oznaczono w glebach z klonem jesionolistnym, a najniższą w glebach z choiną kanadyjską oraz czeremchą amerykańską (Ryc. 11). W przypadku gęstości objętościowej „chwilowej” oraz „na sucho” zanotowano istotnie statystyczne różnice pomiędzy glebami z klonem jesionolistnym i czeremchą amerykańską oraz pomiędzy klonem jesionolistnym a choiną kanadyjską (Tab. 2). Średnia wilgotność w % objętościowych gleb mieściła się w zakresie od 12,65 do 45,01%. Najniższą średnią wilgotność w % objętościowych oznaczono w glebach z daglezią zieloną, a najwyższą w glebach z czeremchą amerykańską (Ryc. 12). Zanotowano statystycznie istotne różnice wilgotności w % objętościowych pomiędzy glebami z orzechem włoskim a glebami z daglezią zieloną, pomiędzy glebami z czeremchą amerykańską, a glebami z daglezią zieloną oraz pomiędzy glebami z choiną kanadyjską a glebami z daglezią zieloną (Tab. 2). Podobnie układały się wyniki dotyczące wilgotności wyrażonej w % wagowych (Ryc. 13). Pojemność wodna kapilarna w % objętościowych gleb charakteryzowała się mniejszym zróżnicowaniem w porównaniu do wyżej opisywanych właściwości fizycznych (Ryc. 14). Nie zanotowano statystycznie istotnych różnic pojemności wodnej kapilarnej w % objętościowych w glebach z różnymi gatunkami drzew (Tab. 2). W przypadku pojemności wodnej kapilarnej w % wagowych zanotowano wyższe wartości w glebach czeremchą amerykańską oraz z choiną kanadyjską (Ryc. 15).



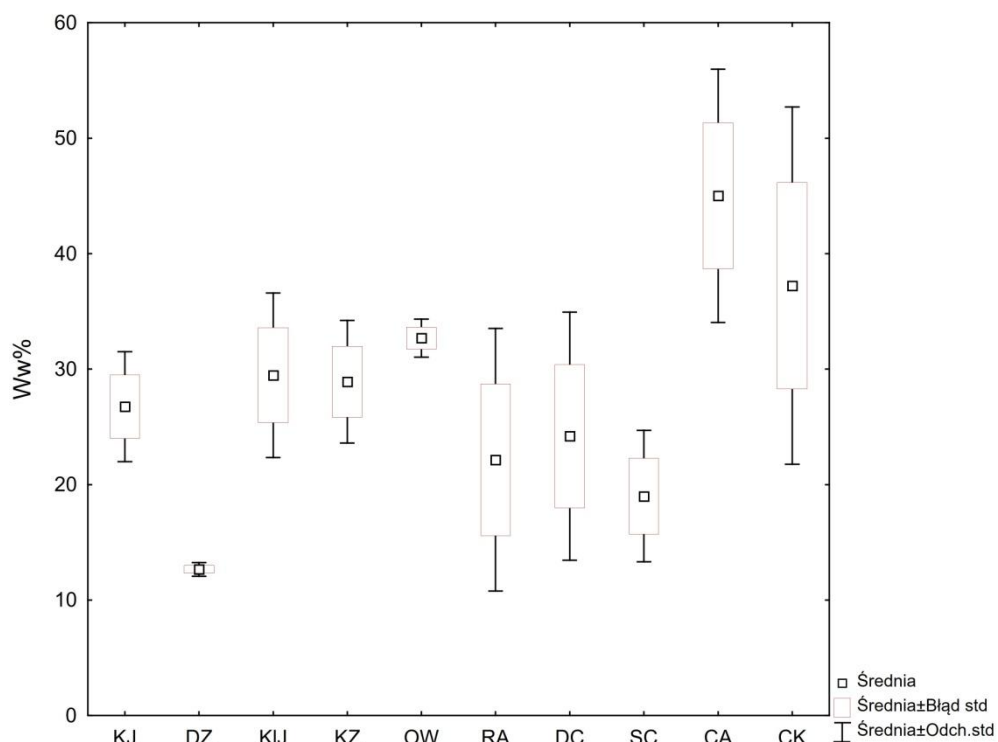
Ryc. 10. Gęstość objętościowa „chwilowa” (g cm^{-3}) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dąglezja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacyjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska)



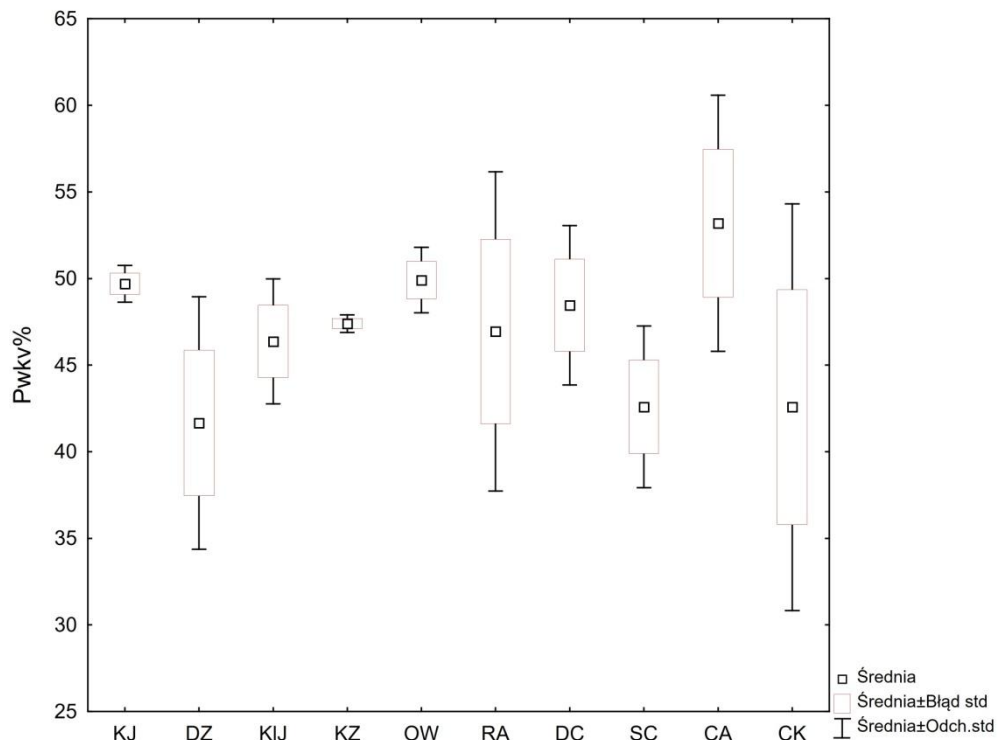
Ryc. 11. Gęstość objętościowa „na sucho” (g cm^{-3}) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



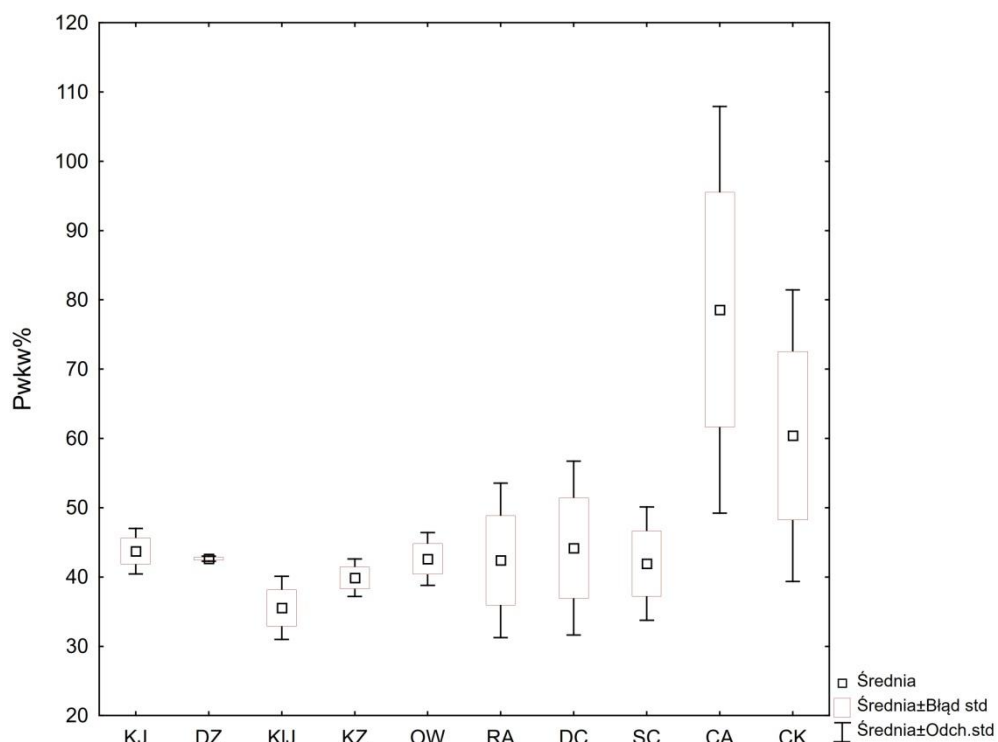
Ryc. 12. Wilgotność w % objętościowych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



Ryc. 13. Wilgotność w % wagowych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



Ryc. 14. Pojemność wodna kapilarna w % objętościowych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



Ryc. 15. Pojemność wodna kapilarna w % wagowych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Tabela 2. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla właściwości fizycznych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Właściwości	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
Dobj. chw.	26,13	0,0019	KIJ-CA KIJ-CK
Dobj.	21,86	0,0093	KIJ-CA KIJ-CK OW-DZ CA-DZ
Wv	19,33	0,0225	KIJ-DZ KZ-DZ KJ-DZ
Ww	16,66	0,0543	brak
Pwkw	14,28	0,1124	brak
Pwkv	10,45	0,3147	brak

Dobj.chw. - gęstość objętościowa „chwilowa”, Dobj. - gęstość objętościowa „na sucho”, Wv - wilgotność w % objętościowych, Ww - wilgotność w % wagowych, Pwkw - pojemność wodna kapilarna w % objętościowych, Pwkv - pojemność wodna kapilarna w % wagowych, (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Skład agregatowy badanych gleb okazał się zróżnicowany (Tab. 3). Średnia zawartość dużych agregatów >10mm wynosiła od 3 do 13 szt/20g gleby. Najwięcej dużych agregatów odnotowano w glebach z klonem jesionolistnym, a najmniej w glebach z dębem czerwonym. W przypadku gleb drzewostanów z sosną czarną oraz czeremchą amerykańską agregatów dużych (>10mm) było niewiele. W glebach drzewostanów z orzechem włoskim zanotowano najwyższą średnią zawartość agregatów o średnicy 5-10 mm. Najniższą średnią zawartość tych agregatów zanotowano w glebach z daglezią zieloną. Najwięcej agregatów o wymiarach 2-5 mm odnotowano w glebach z choiną kanadyjską, a najmniej tych agregatów było w glebach z orzechem włoskim. Ilość najdrobniejszych agregatów była zróżnicowana w obrębie badanych gleb. Ilość agregatów o wymiarach 1-2 mm mieściła się w zakresie od 342 do 3082 szt/20g gleby. Najmniejszą ilość najdrobniejszych agregatów odnotowano w glebach z orzechem włoskim, a najwięcej tych agregatów stwierdzono w glebach z czeremchą amerykańską (Tab. 3).

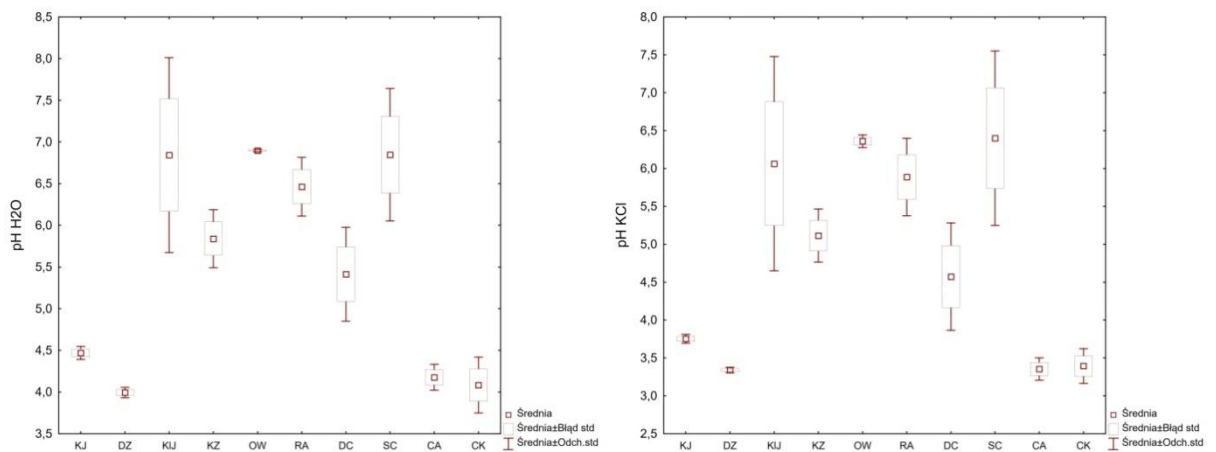
Tabela 3. Liczba agregatów w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

gatunek	wielkość agregatów (mm)	min	max	średnia	odch. std.
KJ	>10	8	14	10	3
	5-10	10	12	11	1
	2-5	206	229	221	14
	1-2	1337	1369	1358	19
DZ	>10	3	5	5	1
	5-10	2	11	8	5
	2-5	139	312	255	100
	1-2	1377	2076	1843	403
KIJ	>10	12	14	13,1	1
	5-10	11	23	15,2	6
	2-5	39	380	199	172
	1-2	101	1307	700	603
KZ	>10	4	14	9	5
	5-10	13	25	18	6
	2-5	278	361	309	45
	1-2	948	2729	1657	944
OW	>10	9	10	10	0
	5-10	13	25	20	7
	2-5	77	177	114	55
	1-2	141	695	342	307
RA	>10	2	23	9	12
	5-10	8	14	10	3
	2-5	325	496	382	99
	1-2	2622	3048	2788	228
DC	>10	1	5	3	2
	5-10	7	16	13	5
	2-5	205	438	295	126
	1-2	1870	2764	2237	468
SC	>10	2	7	4	3
	5-10	9	18	14	5
	2-5	189	277	245	49
	1-2	1578	2180	1872	302
CA	>10	4	5	4	0
	5-10	10	25	17	8
	2-5	398	432	412	18
	1-2	2585	3488	3082	459
CK	>10	4	19	11	8
	5-10	16	22	19	3
	2-5	346	734	499	207
	1-2	1712	3014	2299	661

(skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

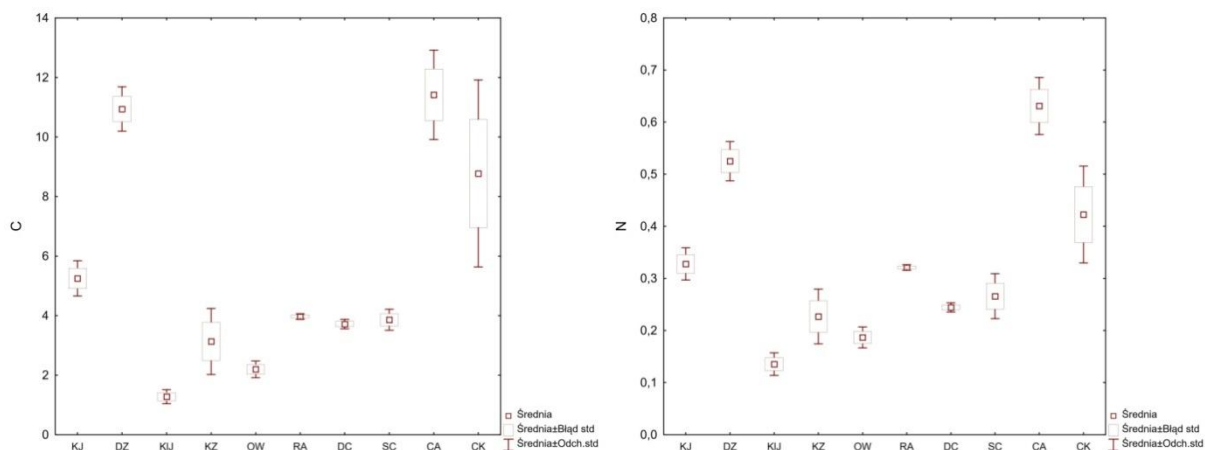
4.2.2. Wpływ badanych gatunków na właściwości chemiczne gleb

Badane gleby pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew wykazują znaczne zróżnicowanie właściwości chemicznych (Tab. V, VI, VII). Średnie pH w H₂O mieściło się w zakresie 3,99 do 6,89. Niższe pH w H₂O charakteryzowało gleby z daglezią zieloną, kasztanem jadalnym, czeremchą amerykańską oraz choiną kanadyjską. Gleby pod biogrupami pozostałych gatunków wykazywały wyższe pH w H₂O (Ryc. 16). Średnie pH w KCl mieściło się w zakresie 3,34 do 6,40. Najniższe pH w KCl odnotowano w glebach z daglezią zieloną, a najwyższe w glebach z sosną czarną (Ryc. 16).

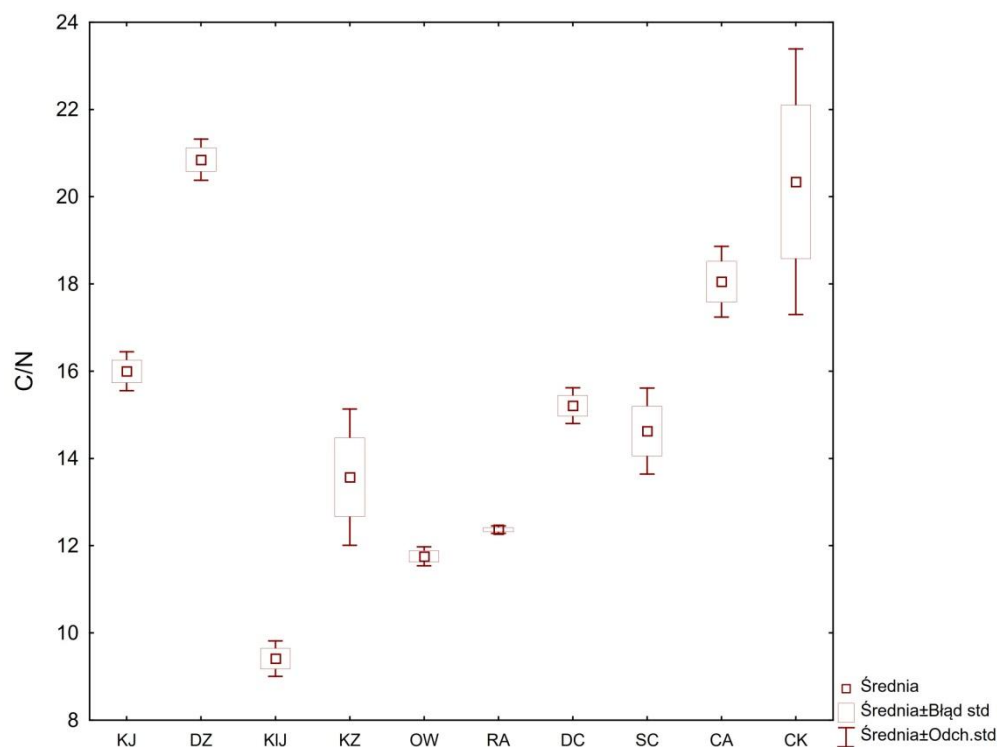


Ryc. 16. pH gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótowo jak na Ryc. 10)

W przypadku zawartości C i N zanotowano podobne prawidłowości (Ryc. 9). Średnia zawartość C mieściła się w zakresie 1,28 do 11,42%. Średnia zawartość N mieściła się w zakresie 0,14 do 0,63%. Najniższą zawartość C i N cechowały się gleby z klonem jesionolistnym, a najwyższą gleby z czeremchą amerykańską (Ryc. 17). Zanotowano statystycznie istotne różnice w zawartości C i N w glebach z różnymi gatunkami drzew (Tab. 4). Gleby z klonem jesionolistnym charakteryzowały się najniższym stosunkiem C/N, który wynosił 9,4, a gleby z daglezią zieloną charakteryzowały się najwyższym stosunkiem C/N (20,8). Wysokim stosunkiem C/N charakteryzowały się również gleby z choiną kanadyjską (20,34) (Ryc. 18).



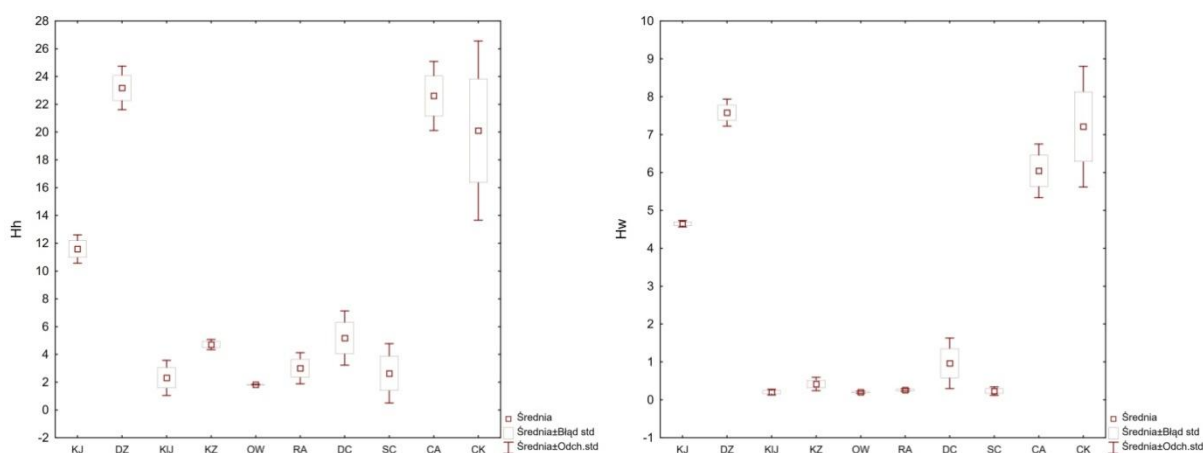
Ryc. 17. Zawartość C i N w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



Ryc. 18. Stosunek C/N w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Przeprowadzone analizy wskazują na brak statystycznie istotnych różnic w kwasowości wymiennej i hydrolitycznej w glebach pozostających pod oddziaływaniem różnych gatunków drzew (Tab. 4). Gleby z orzechem włoskim, klonem jesionolistnym oraz sosną czarną charakteryzują się najniższą kwasowością hydrolityczną oraz wymienną. Natomiast gleby z daglezią zieloną, czeremchą

amaerykańską i choiną kanadyjską charakteryzują się najwyższą (10 krotnie wyższą) kwasowością hydrolityczną oraz wymienną (Ryc. 19).



Ryc. 19. Kwasowość hydrolityczna oraz wymienna gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Tabela 4. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla wybranych właściwości w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Właściwości	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
pH H ₂ O	25,86	0,0022	brak
pH KCl	24,70	0,0033	brak
N	27,42	0,0012	KIJ-DZ, KIJ-CA
C	26,45	0,0017	KIJ-DZ, KIJ-CA
C/N	27,78	0,0010	KIJ-DZ, KIJ-CK
Hh	25,23	0,0017	brak
Hw	26,07	0,0020	brak

Hh – kwasowość hydrolityczna, Hw – kwasowość wymienna; (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Poziomy akumulacji próchnicy charakteryzowały się zróżnicowanymi właściwościami chemicznymi będącymi efektem oddziaływania różnych gatunków drzew. Zawartość wymiennego Ca w badanych glebach mieści się w zakresie od 10,88 do 16,01 cmol(+)-kg⁻¹. Najwyższą zawartością Ca charakteryzują się gleby pozostające pod wpływem oddziaływania sosny czarnej, natomiast najniższą zawartość tego kationu stwierdzono w glebach z kasztanem jadalnym (Tab. 5). Porównywalnie niską zawartością wapnia do gleb z kasztanem jadalnym charakteryzowały się gleby z daglezią zieloną, dębem czerwonym, czeremchą amerykańską oraz choiną kanadyjską. Zanotowano statystycznie istotne różnice w zawartości Ca w glebach porośniętych różnymi gatunkami drzew (Tab. 6). Gleby z robinia akacjową oraz sosną czarną istotnie

różniły się zawartością Ca w porównaniu do gleb powierzchni z klonem jesionolistnym. Zawartość wymiennego K w badanych glebach mieści się w zakresie od 0,15 do 0,55 cmol(+)-kg⁻¹. Najwyższą zawartością K odnotowano w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania orzecha włoskiego, natomiast najniższą zawartość tego kationu odnotowano w glebach z dębem czerwonym (Tab. 5). Gleby z dębem czerwonym istotnie różniły się zawartością K w porównaniu do gleb z orzechem włoskim (Tab. 6). Zawartość wymiennego Mg w badanych glebach mieści się w zakresie od 0,30 do 2,46 cmol(+)-kg⁻¹. Najwyższą zawartością wymiennego Mg cechowały się gleby pozostające pod wpływem oddziaływania robinii akacjowej, natomiast najniższą zawartość tego kationu odnotowano w glebach z dębem czerwonym (Tab. 5). Gleby z dębem czerwonym istotnie różniły się zawartością Mg w porównaniu do gleb z robinią akacjową (Tab. 6). Zawartość wymiennego Na w badanych glebach była najslabiej zróżnicowana i nie przekraczała wartości 0,05 cmol(+)-kg⁻¹. Najwyższą zawartością Na odnotowano w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania robinii akacjowej, natomiast najniższą zawartość tego kationu stwierdzono w glebach z dębem czerwonym (Tab. 5). Gleby z dębem czerwonym istotnie różniły się zawartością Mg w porównaniu do gleb z robinią akacjową (Tab. 7). W przypadku zawartości całkowitych form Ca, K, Mg i Na zanotowano podobne zależności (Tab. 7 i 8). Zawartość P w badanych glebach mieściła się w zakresie od 285,8 do 561,4 mg·kg⁻¹. Najwyższą zawartością P odnotowano w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania czeremchy amerykańskiej, natomiast najniższą zawartość tego makropierwiastka odnotowano w glebach z dębem czerwonym (Tab. 7). Gleby z dębem czerwonym istotnie różniły się zawartością P w porównaniu do gleb z czeremchą amerykańską (Tab. 8).

Tabela 5. Zawartość kationów wymiennych (cmol(+)-kg⁻¹) w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Gatunek	Kationy	min	max	średnia	odch.std.
KJ	Ca	1,62	2,15	1,85	0,27
	K	0,25	0,33	0,29	0,04
	Mg	0,41	0,56	0,49	0,07
	Na	0,00	0,01	0,01	0,00
DZ	Ca	2,49	3,10	2,82	0,31
	K	0,26	0,27	0,26	0,00
	Mg	0,53	0,55	0,54	0,01
	Na	0,01	0,03	0,02	0,01
KIJ	Ca	10,88	25,16	15,82	8,10
	K	0,26	0,30	0,29	0,02
	Mg	1,13	1,41	1,28	0,14
	Na	0,01	0,02	0,01	0,01
KZ	Ca	12,07	18,99	14,40	3,97
	K	0,38	0,70	0,53	0,16
	Mg	1,64	2,19	1,86	0,29
	Na	0,01	0,02	0,01	0,00
OW	Ca	13,64	17,00	15,30	1,68
	K	0,54	0,74	0,62	0,11
	Mg	1,47	1,63	1,54	0,08
	Na	0,00	0,01	0,01	0,00
RA	Ca	19,86	24,74	22,62	2,50
	K	0,42	0,55	0,47	0,07
	Mg	2,46	3,51	2,90	0,55
	Na	0,05	0,06	0,06	0,00
DC	Ca	3,31	10,87	6,03	4,20
	K	0,15	0,21	0,17	0,03
	Mg	0,30	0,82	0,48	0,29
	Na	0,00	0,00	0,00	0,00
SC	Ca	16,02	41,32	27,88	12,73
	K	0,29	0,66	0,42	0,21
	Mg	0,81	1,44	1,11	0,32
	Na	0,02	0,03	0,02	0,00
CA	Ca	2,89	4,71	3,91	0,93
	K	0,46	0,57	0,53	0,06
	Mg	0,99	1,04	1,01	0,02
	Na	0,00	0,01	0,01	0,01
CK	Ca	2,28	3,00	2,53	0,41
	K	0,18	0,29	0,25	0,06
	Mg	0,42	0,55	0,47	0,07
	Na	0,02	0,09	0,04	0,04

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Tabela 6. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla zawartość kationów wymiennych w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

kationy	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
Ca	26,31	0,0018	RA-KJ, SC-KJ
K	23,77	0,0047	DC-OW
Mg	26,53	0,0017	RA-DC
Na	23,53	0,0051	RA-DC

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Tabela 7. Całkowite formy wybranych makroelementów ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Gatunek	Makroelementy	min	max	średnia	odch.std.
KJ	Ca	1366,0	1422,5	1387,7	30,4
	K	2701,0	2738,5	2714,8	20,6
	Mg	1213,5	1354,5	1271,0	74,0
	Na	219,6	252,7	239,6	17,6
	P	381,5	494,6	428,1	59,1
DZ	Ca	1491,3	1649,8	1560,5	81,1
	K	2262,5	2292,5	2273,3	16,7
	Mg	1131,5	1165,3	1144,7	18,1
	Na	239,5	257,6	245,5	10,5
KIJ	P	497,9	616,8	544,0	63,7
	Ca	2762,3	7717,5	4465,4	2817,4
	K	4061,5	4405,3	4236,8	172,0
	Mg	2117,0	2751,8	2397,2	323,9
	Na	213,6	304,8	244,9	51,9
KZ	P	283,5	393,7	356,7	63,4
	Ca	3342,0	4329,5	3693,3	551,9
	K	3902,0	4262,8	4032,2	200,2
	Mg	1995,5	2204,0	2082,0	108,7
	Na	255,3	277,4	265,8	11,1
OW	P	368,6	487,8	439,4	62,7
	Ca	3585,0	3971,3	3783,6	193,4
	K	3775,5	4231,3	4042,8	237,9
	Mg	2003,5	2106,3	2069,0	56,9
	Na	216,5	259,5	237,1	21,6
RA	P	339,7	406,1	380,8	35,9
	Ca	4491,0	5713,0	5145,3	615,6
	K	5398,5	5462,5	5427,2	32,5
	Mg	3023,0	3273,0	3162,0	127,3
	Na	311,3	335,7	320,8	13,0
DC	P	353,3	375,7	362,2	11,9
	Ca	1274,0	2389,5	1678,7	617,6
	K	750,4	936,7	836,9	93,8
	Mg	522,2	663,3	595,2	70,7
	Na	70,0	205,2	121,3	73,3
SC	P	285,8	347,4	317,2	30,8
	Ca	3562,0	25685,0	11788,2	12102,6
	K	1733,5	2030,5	1882,5	148,5
	Mg	1234,0	1791,5	1471,0	288,0
	Na	104,7	106,6	105,9	1,0
CA	P	286,9	551,9	388,0	143,2
	Ca	1640,5	2053,0	1833,5	207,5
	K	1432,5	2766,5	2156,3	674,2
	Mg	891,3	1399,5	1153,1	254,4
	Na	131,0	235,8	193,8	55,4
CK	P	561,4	632,2	601,2	36,2
	Ca	1530,0	1819,0	1637,5	158,1
	K	2070,0	2108,0	2091,5	19,5
	Mg	1010,5	1313,0	1128,7	161,7
	Na	165,7	196,0	179,3	15,4
	P	433,9	605,5	530,2	87,7

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Tabela 8. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla zawartość wybranych makroelementów w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

makroelementy	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
Ca	24,56	0,0035	Brak
K	26,90	0,0015	RA-DC
Mg	26,49	0,0017	DC-KIJ, DC-RA
Na	24,26	0,0039	RA-DC, RA-SC
P	20,50	0,0151	DC-CA

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Zawartość Cd w badanych glebach mieści się w zakresie od 0,25 do 1,02 mg·kg⁻¹. Najwyższą zawartością Cd odnotowano w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania sosny czarnej, natomiast najniższą zawartość tego pierwiastka odnotowano w glebach z klonem jesionolistnym (Tab. 9). Gleby z sosną czarną istotnie różniły się zawartością Cd w porównaniu do gleb z klonem jesionolistnym (Tab. 10). Zawartość Co mieściła się dość wąskim zakresie od 3,10 mg·kg⁻¹ w glebach z robinią akacjową do 6,93 mg·kg⁻¹ w glebach z daglezią zieloną. Zawartość Co statystycznie istotnie różniła się w glebach z wyżej wymienionymi gatunkami (Tab. 11). Zawartość Cr w badanych glebach mieści się w zakresie od 13,25 do 58,00 mg·kg⁻¹. Najwyższą zawartością Cr odnotowano w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania dębu czerwonego, natomiast najniższą zawartość tego pierwiastka stwierdzono w glebach z dębem czerwonym (Tab. 12). Gleby z dębem czerwonym istotnie różniły się zawartością Cr w porównaniu do gleb z klonem jesionolistnym i daglezią zieloną (Tab. 10). Zawartość Cu układała się analogicznie do zawartości Cr.

Tabela 9. Zawartość wybranych mikroelementów ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Gatunek	Mikroelementy	min	max	średnia	odch.std.
KJ	Cd	0,35	0,41	0,38	0,03
	Co	2,95	3,66	3,35	0,36
	Cr	39,95	41,26	40,62	0,66
	Cu	6,80	9,14	7,64	1,30
DZ	Cd	0,46	0,51	0,48	0,02
	Co	3,10	3,24	3,17	0,07
	Cr	58,00	59,18	58,40	0,67
	Cu	14,00	15,18	14,71	0,63
KIJ	Cd	0,25	0,29	0,28	0,02
	Co	5,11	5,30	5,17	0,11
	Cr	30,79	35,02	32,54	2,20
	Cu	8,90	9,15	9,03	0,13
KZ	Cd	0,64	0,91	0,77	0,14
	Co	4,78	5,43	5,17	0,35
	Cr	28,23	30,64	29,51	1,21
	Cu	9,51	11,59	10,25	1,17
OW	Cd	0,40	0,55	0,48	0,08
	Co	4,89	5,69	5,20	0,43
	Cr	26,43	27,17	26,80	0,37
	Cu	8,05	12,21	9,87	2,13
RA	Cd	0,90	0,96	0,93	0,03
	Co	6,93	7,05	6,97	0,07
	Cr	33,41	35,40	34,51	1,01
	Cu	11,89	13,86	12,84	0,99
DC	Cd	0,58	0,96	0,73	0,20
	Co	3,08	3,92	3,46	0,43
	Cr	13,25	16,06	14,91	1,47
	Cu	5,99	8,06	7,14	1,06
SC	Cd	1,02	2,04	1,47	0,52
	Co	4,18	5,13	4,72	0,49
	Cr	21,42	27,55	24,49	3,06
	Cu	10,64	14,59	12,10	2,17
CA	Cd	0,39	0,47	0,44	0,05
	Co	3,14	4,14	3,77	0,55
	Cr	24,01	33,38	29,53	4,90
	Cu	9,78	12,31	11,38	1,40
CK	Cd	0,42	0,55	0,46	0,07
	Co	3,43	4,42	3,78	0,55
	Cr	28,14	31,66	29,47	1,91
	Cu	10,31	14,12	12,49	1,96

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Tabela 10. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla zawartość wybranych mikroelementów w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

mikroelementy	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
Cd	26,36	0,0018	SC-KIJ
Co	24,71	0,0033	RA-DZ
Cr	26,25	0,0019	DC-KJ, DC-DZ
Cu	23,50	0,0052	DC-DZ, DZ-KJ

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Tabela 11. Zawartość wybranych mikroelementów ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Gatunek	Mikroelementy	min	max	średnia	odch.std.
KJ	Fe	10995,0	13055,0	12025,0	1030,0
	Mn	507,0	635,0	570,0	64,0
	Ni	13,1	15,5	14,5	1,2
	Pb	92,9	100,9	96,4	4,1
	Zn	50,9	65,3	57,7	7,2
DZ	Fe	14827,5	16765,0	15763,2	970,4
	Mn	159,8	183,3	170,5	11,9
	Ni	15,6	16,8	16,2	0,6
	Pb	137,5	142,7	139,8	2,6
	Zn	79,0	83,7	81,0	2,4
KIJ	Fe	12405,0	14542,5	13333,3	1096,1
	Mn	353,1	618,8	444,4	151,0
	Ni	14,1	17,9	16,6	2,2
	Pb	32,9	58,5	42,3	14,1
	Zn	51,1	55,0	52,4	2,3
KZ	Fe	12375,0	12992,5	12770,0	343,0
	Mn	362,7	393,9	376,7	15,9
	Ni	13,4	13,4	13,4	0,0
	Pb	45,4	55,4	50,7	5,0
	Zn	75,5	122,2	100,8	23,6
OW	Fe	11795,0	13322,5	12375,8	826,9
	Mn	333,1	360,3	344,7	14,0
	Ni	12,5	14,5	13,3	1,1
	Pb	33,1	39,0	36,6	3,1
	Zn	49,3	92,7	77,2	24,2
RA	Fe	18090,0	18775,0	18441,7	342,9
	Mn	355,4	371,1	364,0	8,0
	Ni	19,6	20,2	19,8	0,4
	Pb	56,4	61,7	58,2	3,0
	Zn	136,6	145,4	141,7	4,5
DC	Fe	6272,5	7645,0	7152,5	763,9
	Mn	357,5	426,0	384,3	36,6
	Ni	9,6	11,1	10,6	0,9
	Pb	42,7	50,8	46,2	4,2
	Zn	64,0	86,9	75,0	11,5
SC	Fe	10055,0	13770,0	11775,0	1872,7
	Mn	361,9	726,9	487,5	207,4
	Ni	16,3	21,8	18,9	2,7
	Pb	54,5	81,7	64,1	15,2
	Zn	89,1	157,3	117,9	35,3
CA	Fe	13530,0	16110,0	14736,7	1298,0
	Mn	192,1	376,1	273,8	93,7
	Ni	12,4	13,4	12,9	0,5
	Pb	106,3	113,8	111,1	4,2
	Zn	73,7	85,2	80,1	5,8
CK	Fe	13185,0	14090,0	13755,0	496,2
	Mn	119,4	232,8	177,3	56,8
	Ni	12,0	14,0	12,8	1,1
	Pb	114,6	134,7	125,8	10,3
	Zn	68,4	81,0	75,9	6,6

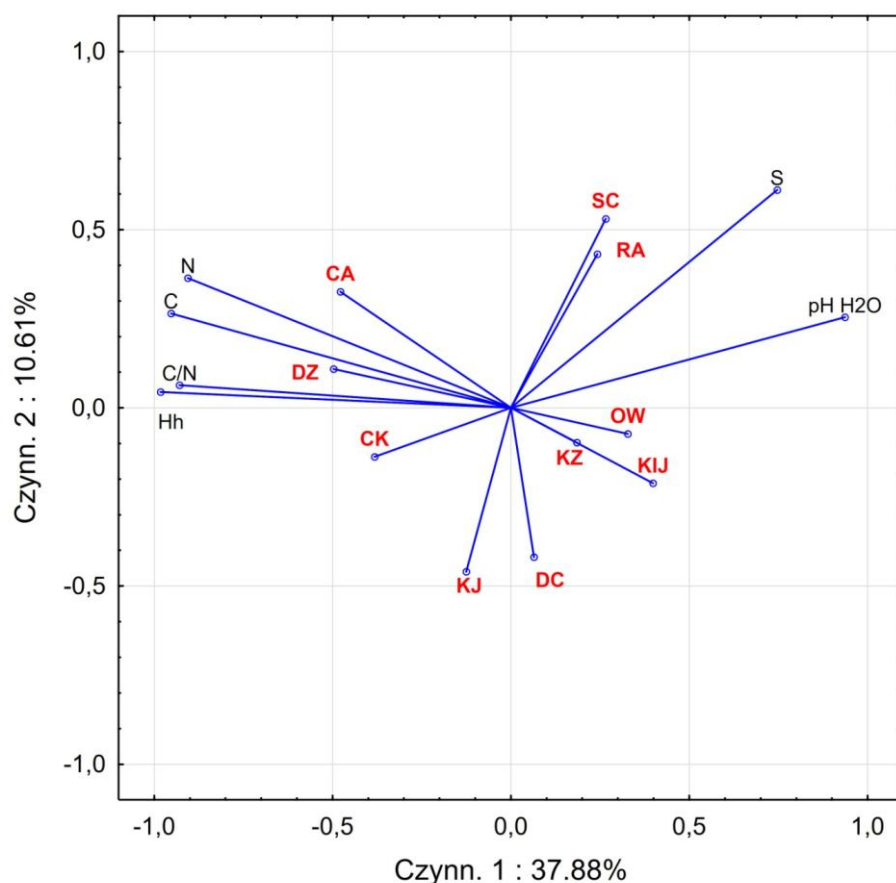
skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Gleby z robinią akacjową charakteryzowały się najwyższą zawartością Fe, Ni oraz Zn spośród gleb badanych gatunków drzew (Tab. 11). W przypadku Mn najwyższą jego zawartość odnotowano w glebach z kasztanem jadalnym, a w przypadku Pb w glebach z daglezią zieloną. Gleby z dębem czerwonym wykazywały niską zawartość Fe oraz Ni. Dla przedstawionych w tabeli 11 i 12 mikroelementów zanotowano istotne statystycznie różnice ich zawartości w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew.

Tabela 12. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla zawartość wybranych mikroelementów w glebach pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

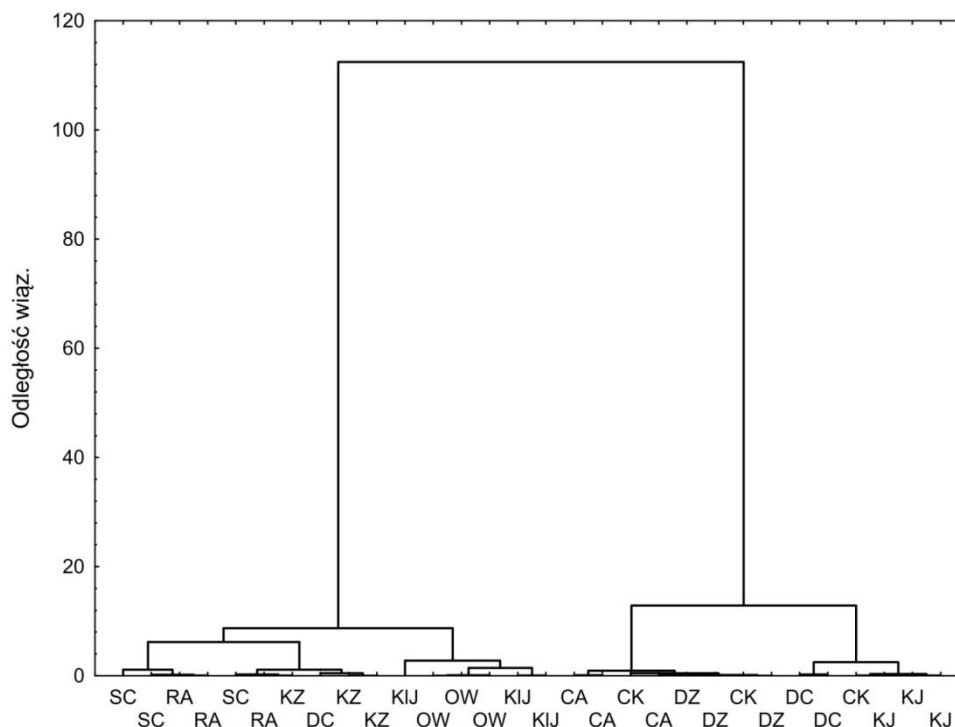
makroelementy	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
Fe	24,24	0,0039	RA-DC
Mn	21,18	0,0118	KJ-DZ
Ni	25,03	0,0029	RA-DC, DC-SC
Pb	26,56	0,0017	OW-DZ
Zn	20,56	0,0147	RA-KIJ

skrótów gatunków jak na Ryc. 10



Ryc. 20. Projekcja zmiennych na płaszczyznę czynników w analizie PCA uwzględniająca właściwości poziomów akumulacji próchnicy oraz gatunki drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Czynniki 1 i 2 wyróżnione w analizie PCA wyjaśniają 48,49% wariacji oznaczonych właściwości gleb (Ryc. 20). Czynniki 1 i 2 są powiązane z zakwaszeniem gleb i oraz stopniem rozkładu glebowej materii organicznej wyrażonej poprzez stosunek C/N. W odniesieniu do czynnika 2, wysoka wartość ładunku czynnikowego związana jest gatunkami drzew objętymi badaniami. Gleby z czeremchą amerykańską, daglezią zieloną oraz choiną kanadyjską charakteryzują wyższą zawartością C i N i silniejszym zakwaszeniem. Gleby tych gatunków wykazują wyższy stosunek C/N, co wskazuje na wolniejszy rozkład resztek organicznych. Gleby z sosną czarną oraz robiną akacjową wykazują wysokie pH oraz wysoką zawartość kationów zasadowych.



Ryc. 21. Dendrogram z grupami zidentyfikowanymi w analizie skupień. Do sporządzenia diagramu wykorzystano zawartość C, N, kationów zasadowych (S) oraz kwasowość hydrolityczną (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Wyniki analizy aglomeracji wykazały, że gleby pozostające pod wpływem różnych gatunków drzew wykazują znaczne zróżnicowanie właściwości chemicznych (Ryc. 21). W trakcie analizy wydzielono dwie odrębne grupy gleb różniące się zawartością C, N, sumą kationów zasadowych oraz zakwaszeniem. Jedną grupę tworzą gleby porośnięte przez daglezię zieloną, choinę kanadyjską, kasztana jadalnego oraz czeremchę amerykańską. Gleby tych gatunków charakteryzują się wyższą zawartością materii organicznej, słabiej rozłożonej co potwierdza wysoki stosunek C/N. Jednocześnie gleby tych gatunków wykazują silniejsze zakwaszenie. Drugą grupę tworzą gleby gatunków wykazujące wyższe pH oraz wyższą zawartość kationów zasadowych. Gleby z tej grupy były porośnięte przez robinie akacjową, kasztanowca zwyczajnego, sosnę czarną, klon jesionolistny oraz orzech włoski. Gleby z dębem czerwonym znalazły się w obu grupach wydzielonych w trakcie analizy.

Tabela 13. Wyniki analizy GLM dla wybranych właściwości chemicznych gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

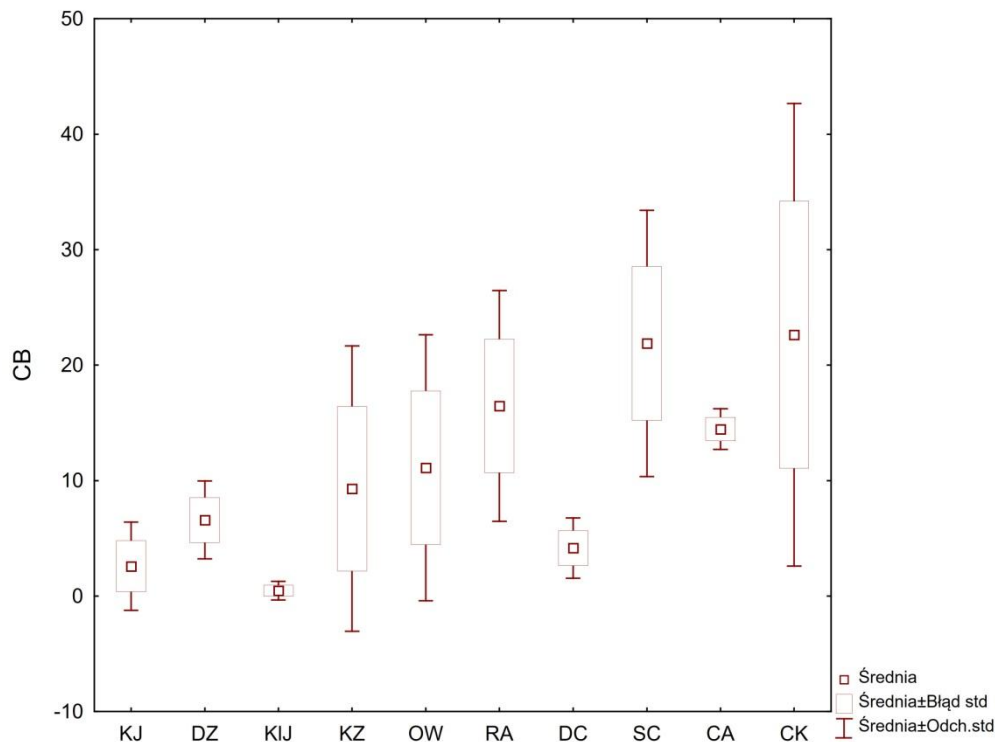
	pH H ₂ O		C		N		C/N		S	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Gatunek	16,88	0,0001	27,04	0,0001	36,97	0,0001	29,09	0,0001	10,11	0,0001

wpływ istotności ($p < 0,05$) zaznaczono pogrubieniem

Przeprowadzona analiza GLM potwierdziła znaczenie gatunku drzew w kształtowaniu podstawowych właściwości poziomów akumulacji próchnicy (Tab. 13). Gatunek drzewa ma znaczenie w kształtowaniu zakwaszenia gleb, ilości i jakości glebowej materii organicznej oraz zawartości kationów zasadowych.

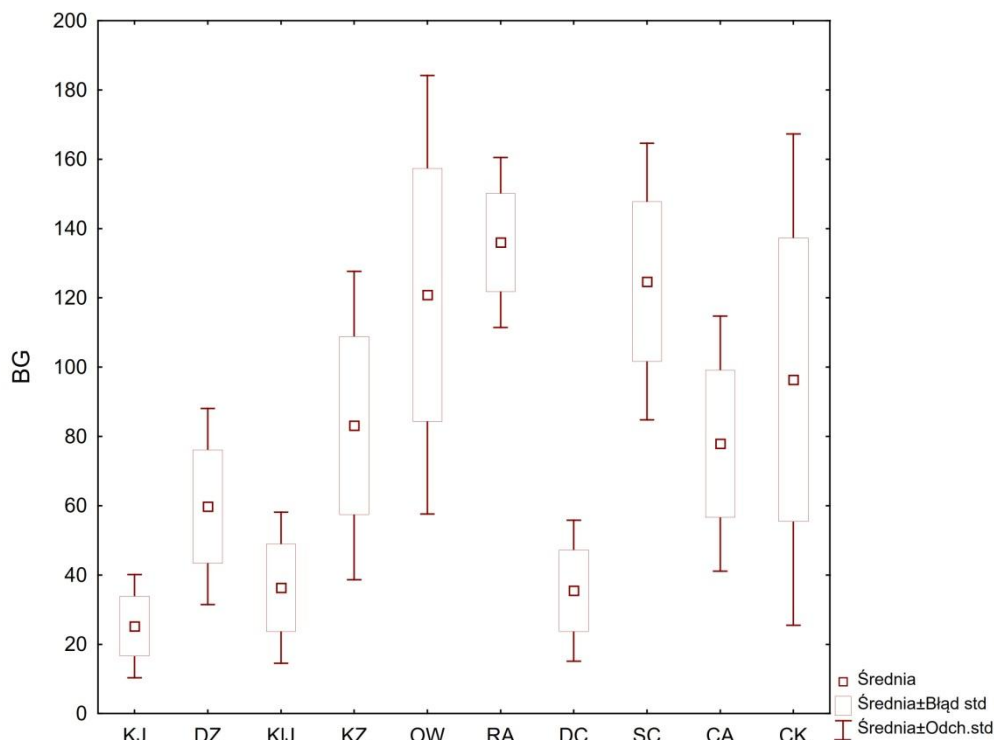
4.2.3. Wpływ badanych gatunków na aktywność biochemiczną gleb

Badane gleby charakteryzowały się zróżnicowaną aktywnością enzymatyczną (Tab. VIII). Najwyższą średnią aktywność β -D-celobiozydazy zanotowano w przypadku gleb z choiną kanadyjską oraz sosną czarną (Ryc. 22). Najwyższa aktywność CB w przypadku gleb choiny kanadyjskiej wynosiła 38,11 nmol MUB·g d.m. ·h⁻¹, a w przypadku gleb z sosną czarną 35,07 nmol MUB·g d.m.·h⁻¹ (Tab. IV). Najniższą średnią aktywność β -D-celobiozydazy stwierdzono w przypadku gleb z klonem jesionolistnym oraz kasztanem jadalnym (Ryc. 114). Średnia aktywność CB w przypadku gleb powierzchni z klonem jesionolistnym wynosiła 0,48 nmol MUB·g d.m.·h⁻¹, a w przypadku gleb z kasztanem jadalnym 2,58 nmol MUB·g d.m. ·h⁻¹. Gleby z kasztanowcem zwyczajnym, orzechem włoskim oraz robinia akacjową charakteryzowały się podobną aktywnością CB. Nie zanotowano statystycznie istotnych różnic aktywności CB pomiędzy glebami badanych gatunków drzew (Tab. 14).



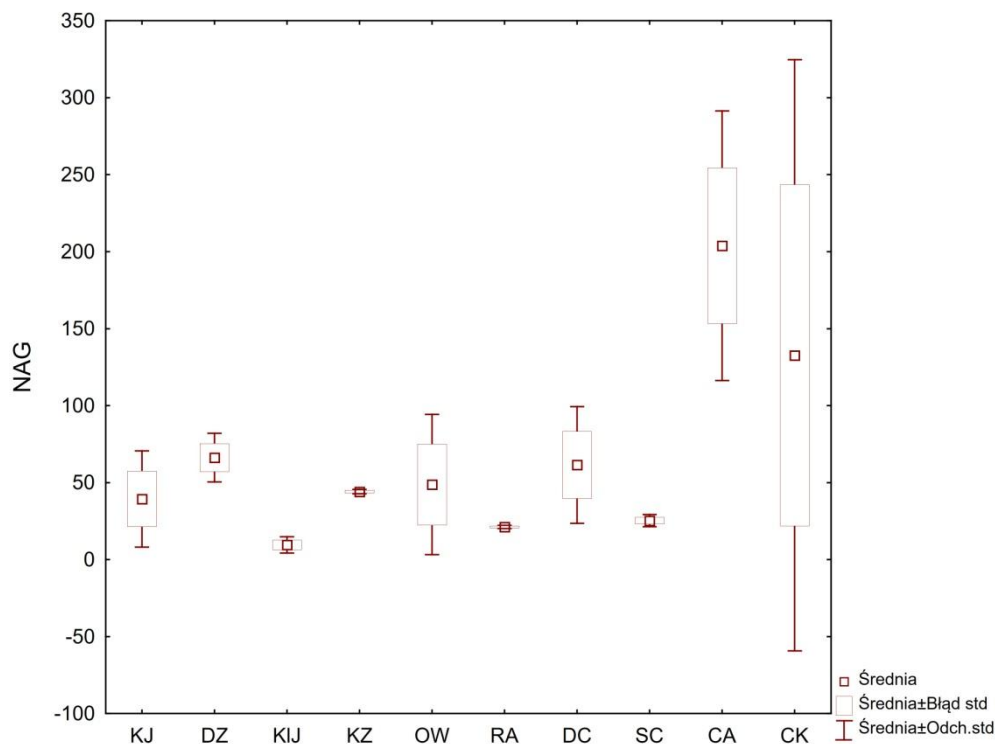
Ryc. 22. Aktywność β -D-celobiozydazy ($\text{nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Przeprowadzone analizy wskazują na bardzo duże zróżnicowanie aktywności β -glukozydazy w obrębie gleb badanych gatunków drzew (Ryc. 23). Najniższą aktywność BG odnotowano w glebach z kasztanem jadalnym, klonem jesionolistnym oraz dębem czerwonym (średnia aktywność BG wynosiła $25,23 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, $36,33 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, $35,46 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$ odpowiednio). Najwyższą średnią aktywność BG odnotowano w glebach z robinia akacjową ($136,0 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$). Dość wysoką aktywność BG zanotowano w przypadku gleb z gatunkami iglastymi tj. sosną czarną oraz choiną kanadyjską ($124,70 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$ oraz $96,38 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$ odpowiednio). Różnice wykazane w aktywności BG nie były różnicami statystycznie istotnymi (Tab. 13).



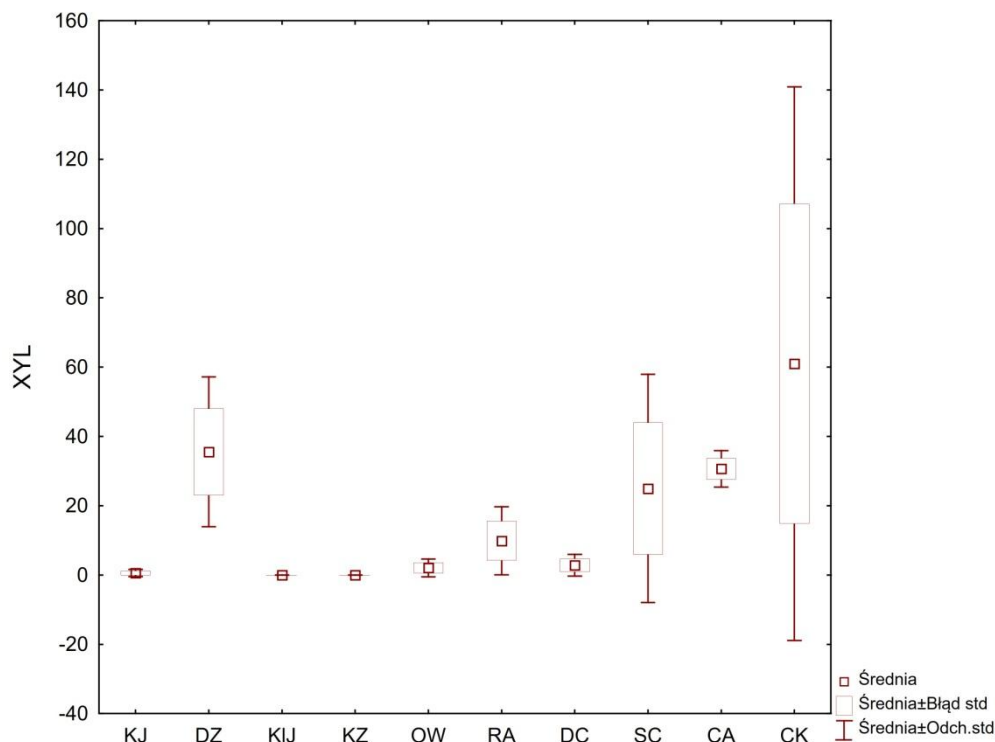
Ryc. 23. Aktywność β -glukozydazy ($\text{nmol MUB}\cdot\text{g d.m.}\cdot\text{h}^{-1}$) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Aktywność N-acetyl- β -D-glukozaminidazy wykazała zróżnicowanie w obrębie badanych gleb (Ryc. 24). Najwyższą aktywność NAG odnotowano w glebach z czeremchą amerykańską oraz choiną kanadyjską ($203,85 \text{ nmol MUB}\cdot\text{g d.m.}\cdot\text{h}^{-1}$ oraz $132,65 \text{ nmol MUB}\cdot\text{g d.m.}\cdot\text{h}^{-1}$ odpowiednio). Aktywność NAG w przypadku tych dwóch gatunków była kilkakrotnie a w pojedynczych przypadkach ponad dwudziestokrotnie wyższa w porównaniu z aktywnością gleb pozostałych gatunków. Średnią najniższą aktywność NAG odnotowano w glebach z klonem jesionolistnym ($9,65 \text{ nmol MUB}\cdot\text{g d.m.}\cdot\text{h}^{-1}$). Wykorzystując narzędzia statystyczne ustalono istotnie wyższą aktywność NAG w glebach z czeremchą amerykańską w porównaniu do gleb z klonem jesionolistnym (Tab. 14).



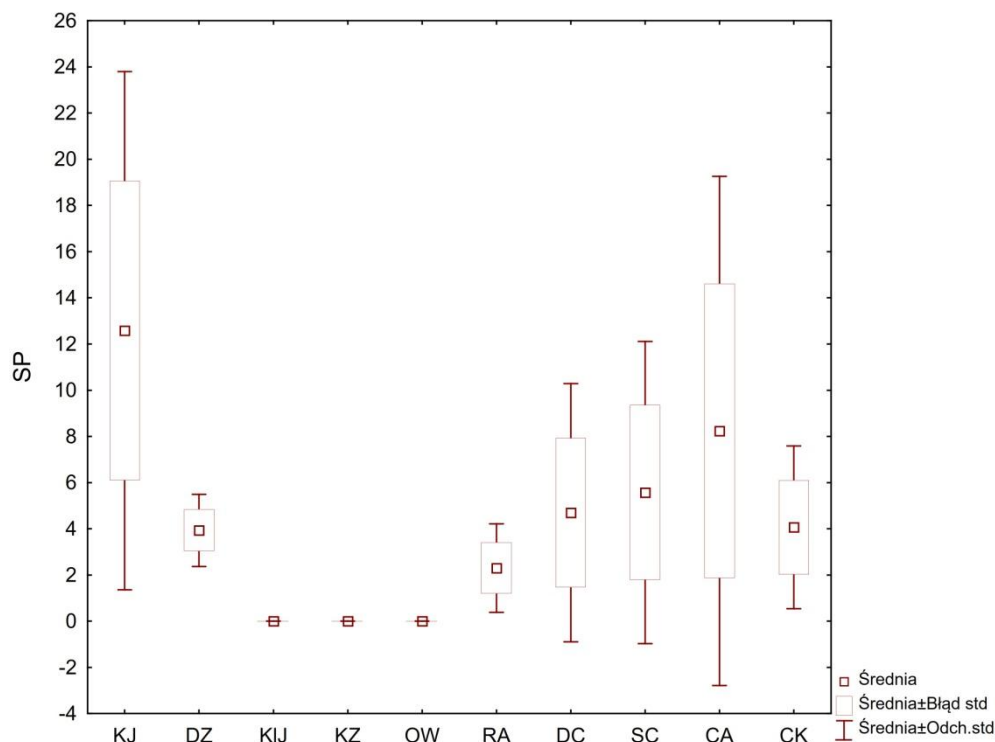
Ryc. 24. Aktywność N-acetyl- β -D-glukozaminidazy (nmol MUB·g d.m.·h⁻¹) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

W przypadku aktywności β -ksylozydazy najwyższe wartości stwierdzono w glebach z choiną kanadyjską (Ryc. 25). Średnia aktywność XYL w glebach tego gatunku wynosiła 61,02 nmol MUB·g d.m.·h⁻¹. Bardzo niską aktywnością XYL charakteryzowały się gleby z kasztanem jadalnym, klonem jesionolistnym, kasztanowcem zwyczajnym oraz dębem czerwonym. W przypadku aktywności XYL widać pewną tendencją wzrostu aktywności tego enzymu w przypadku gleb porośniętych gatunkami iglastymi tj. choiną kanadyjską, sosną czarną oraz daglezią zieloną. Przeprowadzone analizy statystyczne nie potwierdziły statystycznie istotnych różnic aktywności XYL w glebach porośniętych różnymi gatunkami drzew (Tab. 14).



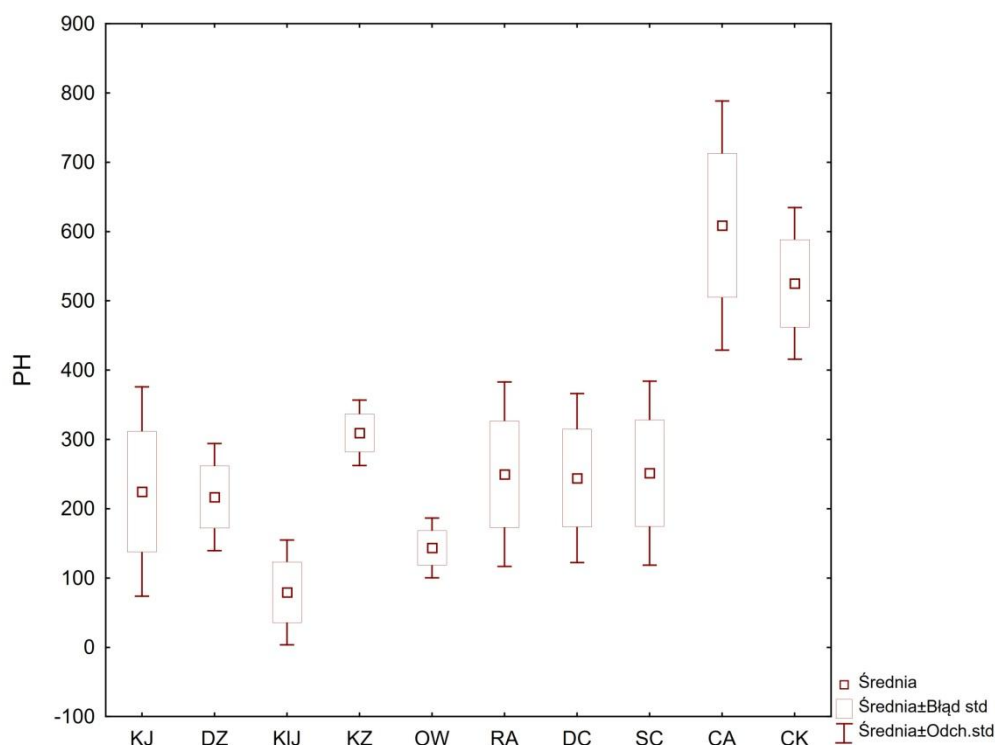
Ryc. 25. Aktywność β -ksylozydazy ($\text{nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

W przypadku aktywności arylosulfatazy odnotowano najniższe wartości bez względu na badany gatunek drzew (Ryc. 26). Aktywność SP mieściła się w zakresie od 0 do $21,54 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$. Najwyższą średnią aktywność SP stwierdzono w glebach porośniętych kasztanem jadalnym ($12,58 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$). Aktywnościami SP bliskimi 0 charakteryzowały się gleby z klonem jesionolistnym, kasztanowcem zwyczajnym oraz orzechem włoskim. Gleby gatunków iglastych wykazywały podobną aktywność SP. W przypadku gatunków iglastych średnia aktywność SP wahała się od $3,93$ do $5,57 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$. W przypadku aktywności SP zanotowane różnice nie były statystycznie istotne (Tab. 14).



Ryc. 26. Aktywność arylosulfatazy ($\text{nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Aktywność fosfatazy była najwyższa w przypadku gleb czeremchy amerykańskiej oraz choiny kanadyjskiej (Ryc. 27). W przypadku gleb z czeremchą amerykańską średnia aktywność PH wynosiła $608,78 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, a w przypadku gleb z choiną kanadyjską $525,27 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$. Aktywność PH w glebach z czeremchą amerykańską była statystycznie istotnie wyższą w porównaniu do gleb z klonem jesionolistnym. W przypadku gleb z klonem jesionolistnym aktywność PH była około kilkukrotnie niższa. Średnia aktywność PH w glebach z klonem jesionolistnym wynosiła $79,28 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$. Porównywalną aktywność PH wykazały gleby z kasztanem jadalnym, daglezią zieloną, robinia akacjową, dębem czerwonym oraz sosną czarną. Średnia aktywność PH w glebach wyżej wymienionych gatunków wynosiła $224,67 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, $216,75 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, $249,81 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$, $244,19 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$ oraz $251,79 \text{ nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$ odpowiednio.



Ryc. 27. Aktywność fosfatazy ($\text{nmol MUB} \cdot \text{g d.m.} \cdot \text{h}^{-1}$) gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Tabela 14. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla aktywności enzymatycznej gleb pod wpływem oddziaływania różnych gatunków drzew

Aktywność enzymatyczna	H	p	różnice pomiędzy gatunkami drzew
CB	14,03	0,1210	brak
BG	16,50	0,0571	brak
NAG	17,36	0,0430	CA-KIJ CA-KJ,KIJ,KZ, OW,DC
XYL	19,85	0,0188	DZ- KJ,KIJ,KZ, OW,DC
SP	12,58	0,1824	brak
PH	19,66	0,0201	CA-KIJ

aktywność β -D-celobiozydazy (CB), aktywność β -glukozydazy (BG), aktywność N-acetyl- β -D-glukozaminidazy (NAG), aktywność β -ksylozydazy (XYL), aktywność arylosulfatazy (SP), aktywność fosfatazy (PH)

Aktywność enzymatyczna była silnie skorelowana z właściwościami fizykochemicznymi badanych gleb (Tab. 15). Aktywność β -D-celobiozydazy była dodatnio statystycznie istotnie skorelowana z zawartością Na, Cd, Cu oraz Zn

(współczynniki korelacji wynosiły 0,48; 0,41; 0,45; 0,38 oraz 0,46 kolejno). W przypadku aktywności β -glukozydazy odnotowano silną dodatnią korelację z pH w KCl oraz z zawartością kationów zasadowych (Tab. 15). Dodatkowo BG korelowała dodatnio z zawartością Cd, Co, Cu oraz Zn. Aktywność NAG, XYL oraz PH ujemnie korelowała z pH badanych gleb, natomiast dodatnio z zawartością N, C oraz kwasowością hydrolityczną i wymienną. W przypadku aktywności NAG i PH zanotowano ujemną zależność z zawartością wapnia. Wszystkie z badanych enzymów poza aktywnością BG były silnie związane z zawartością fosforu (Tab. 15). Zawartość Pb była silnie dodatnio skorelowana z aktywnością NAG, XYL oraz PH (Tab. 15).

Tabela 15. Korelacji aktywności enzymatycznej z właściwościami fizykochemicznymi badanych gleb

	CB	BG	NAG	XYL	SP	PH
pH H ₂ O	0,02	0,31	-0,50	-0,36	-0,32	-0,56
pH KCl	0,07	0,37	-0,49	-0,30	-0,29	-0,56
N	0,29	0,04	0,62	0,56	0,32	0,59
C	0,29	0,01	0,64	0,64	0,29	0,57
C/N	0,27	-0,05	0,53	0,60	0,30	0,54
Hh	0,16	-0,12	0,63	0,59	0,27	0,56
Hw	0,14	-0,16	0,54	0,56	0,31	0,49
Ca	0,28	0,50	-0,40	-0,10	-0,18	-0,40
K	0,28	0,49	0,10	0,01	-0,01	0,06
Mg	0,14	0,44	-0,24	-0,20	-0,29	-0,21
Na	0,48	0,52	0,29	0,60	-0,01	0,11
Cd	0,41	0,42	-0,23	0,08	0,06	-0,11
Co	0,12	0,46	-0,32	-0,26	-0,30	-0,23
Cr	-0,12	-0,10	0,01	0,20	0,13	-0,11
Cu	0,45	0,46	0,28	0,56	0,04	0,25
Fe	0,23	0,33	0,08	0,25	-0,02	0,13
Mn	-0,14	-0,07	-0,38	-0,36	0,35	-0,34
Ni	0,16	0,29	-0,33	0,01	0,02	-0,27
P	0,38	0,11	0,54	0,57	0,40	0,57
Pb	0,22	-0,07	0,44	0,58	0,35	0,47
Zn	0,46	0,53	-0,15	0,14	-0,05	-0,02

aktywność β -D-celobiozydazy (CB), aktywność β -glukozydazy (BG), aktywność N-acetyl- β -D-glukozaminidazy (NAG), aktywność β -ksylozydazy (XYL), aktywność arylosulfatazy (SP), aktywność fosfatazy (PH), kwasowość hydrolityczna (Hh), kwasowość wymienna (Hw)

4.2.4. Charakterystyka właściwości ścióły badanych gatunków obcych drzew w doświadczeniu modelowym

Ścióły badanych gatunków drzew charakteryzowała się zróżnicowanym pH w zakresie od 3,76 do 6,33 (Tab. 16). Najwyższe pH w H₂O odnotowano w ściółce robinii akacjowej, natomiast najniższym pH w H₂O charakteryzowała się ściółka klonu jesionolistnego. Wysokie pH powyżej 6 odnotowano również w ściółce kasztanowca zwyczajnego. pH ścióły gatunków iglastych nie przekraczało wartości 5,0. Zawartość azotu w ściółce badanych gatunków mieściła się w zakresie od 1,04 do 3,73%. Najwyższą zawartością azotu charakteryzowała się ściółka robinii akacjowej, a najniższą ściółka daglezi zielonej. Poza ściółką daglezi zielonej, niską zawartość azotu stwierdzono w ściółce sosny czarnej oraz choiny kanadyjskiej. Obok ścióły robinii akacjowej wysoką zawartość azotu wykazywała ściółka orzecha włoskiego. Zawartość węgla w ściółce badanych gatunków była mniej zróżnicowana w porównaniu do zawartości azotu. Zawartość węgla mieściła się w przedziale od 42,07 do 47,12%. Najniższą zawartość węgla odnotowano w ściółce orzecha włoskiego, natomiast najwyższą w ściółce sosny czarnej. Stosunek C/N w ściółce badanych gatunków mieścił się w przedziale od 12,4 do 44,3. Najwyższym stosunkiem C/N charakteryzowała się ściółka gatunków iglastych, wartość tego wskaźnika była powyżej 40.

Tabela 16. pH, zawartość C i N w ściółce badanych gatunków obcych drzew

Gatunek	pH H ₂ O	pH KCl	N	C	C/N
KJ	4,71	4,44	2,65	44,69	16,9
DZ	4,15	4,05	1,04	46,21	44,3
KIJ	3,76	3,56	2,25	42,40	18,8
KZ	6,09	5,79	2,94	44,30	15,1
OW	5,06	4,67	3,04	42,07	13,9
RA	6,33	6,32	3,73	46,08	12,4
DC	4,15	4,04	2,31	45,82	19,9
SC	4,92	4,83	1,11	47,12	42,6
CA	4,97	4,73	2,24	43,30	19,3
CK	4,09	3,98	1,14	46,06	40,3

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

Ścióły badanych gatunków drzew charakteryzowała się zróżnicowaniem zawartości makro i mikropierwiastków (Tab. 17). Wysoką zawartość Ca, Mg, K oraz P odnotowano w ściółce klona jesionolistnego, kasztanowca zwyczajnego oraz orzecha włoskiego. Wyraźnie niższą zawartością tych pierwiastków charakteryzowała się ściółka

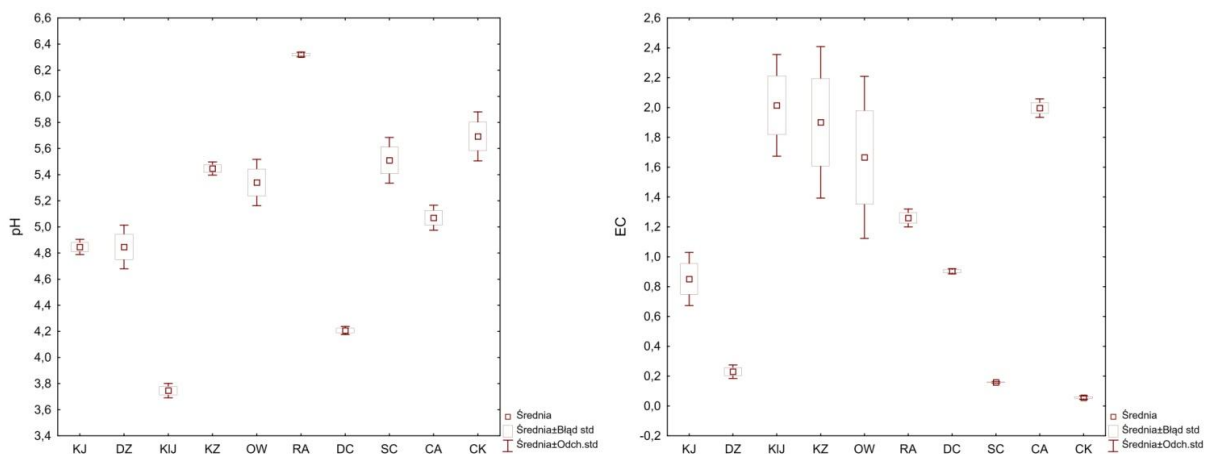
gatunków iglastych tj. daglezi zielonej, sosny czarnej oraz choiny kanadyjskiej. Najwyższą zawartość żelaza, manganu oraz cynku odnotowano w ściółce choiny kanadyjskiej. Ściółka dębu czerwonego charakteryzowała się najniższą zawartością żelaza.

Tabela 17. Zawartość mikro i makroskładników ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w ściółce badanych gatunków obcych drzew

Gatunek	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
KJ	5212,0	0,2	0,1	11,1	8,0	188,1	9212,0	1700,5	28,8	17,8	7,1	1978,0	0,8	37,6
DZ	6672,5	0,3	0,1	5,0	3,8	267,7	3845,0	725,9	184,4	63,3	6,2	776,5	2,1	59,4
KIJ	13680,0	0,2	śl	2,0	5,0	109,4	12270,0	2116,0	71,1	21,1	1,3	2310,5	0,8	17,3
KZ	12305,0	0,2	0,0	5,0	9,4	202,4	12245,0	2209,0	27,5	20,2	2,6	1977,5	0,9	16,0
OW	9701,0	0,1	0,0	6,1	5,3	126,0	22895,0	1665,5	35,7	19,5	4,6	2191,5	0,7	42,4
RA	8611,5	0,1	0,2	9,6	5,8	126,0	11285,0	795,1	28,3	20,1	6,8	2422,0	0,6	25,9
DC	5037,0	0,3	śl	1,9	5,1	79,1	4740,0	1403,0	319,1	17,1	2,1	1272,5	0,6	27,2
SC	6485,5	0,2	0,2	10,4	3,8	286,1	2364,0	1301,0	55,1	27,8	6,4	680,0	1,3	273,1
CA	6881,5	0,2	0,0	3,4	4,7	131,7	12215,0	2312,5	860,6	38,8	3,6	1853,0	1,6	19,9
CK	4150,0	0,7	0,2	7,5	4,1	645,8	3043,0	598,3	1120,5	15,3	5,4	862,4	1,5	736,4

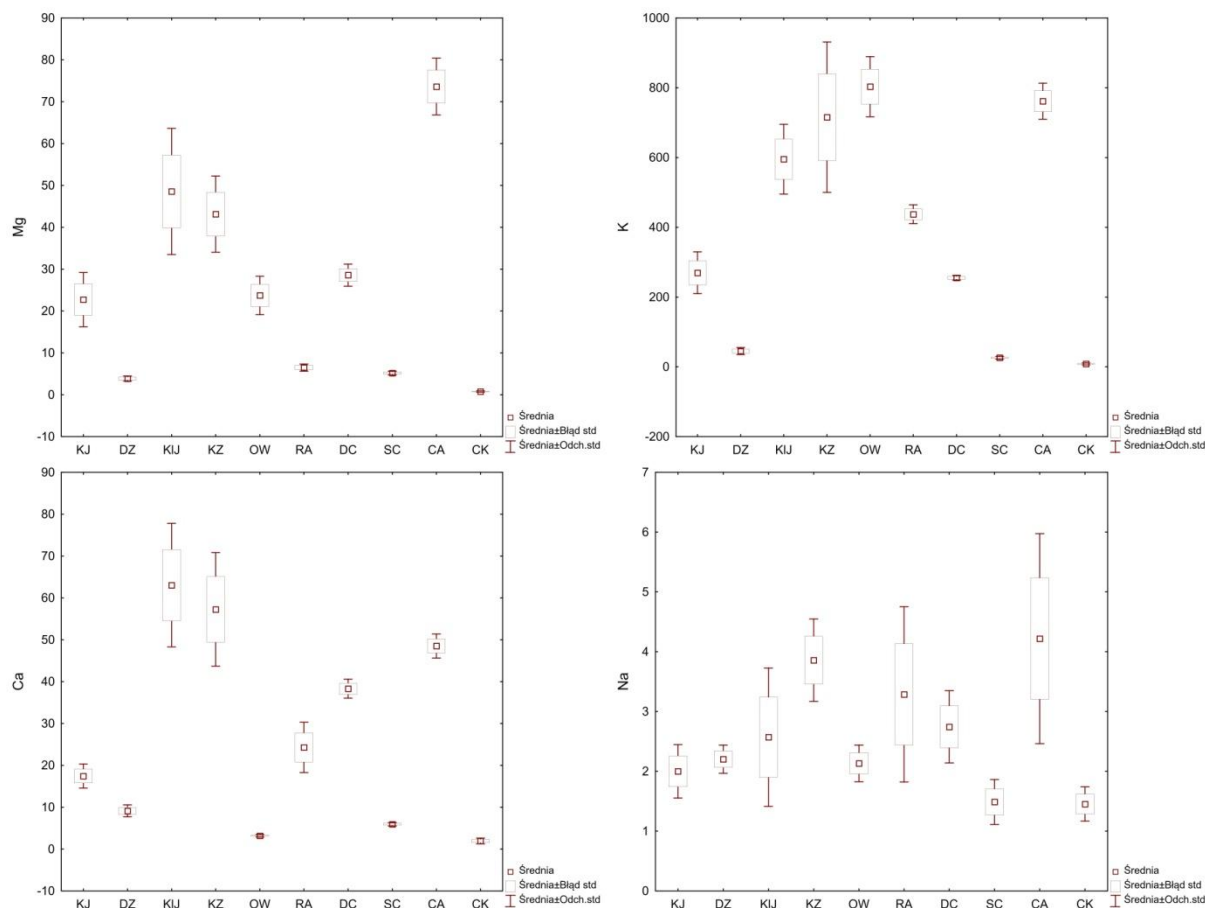
skrótów gatunków jak na Ryc. 10

W przesączach ze ściółki badanych gatunków drzew oznaczono właściwości chemiczne, które wykazały znaczne zróżnicowanie (Tab. IX i X, Ryc. 28). Średnie pH przesączy uzyskanych ze ściółki badanych gatunków obcych mieściło się w przedziale od 3,74 do 6,32. Najniższym pH charakteryzowały się przesącze ze ściółki klonu jesionolistnego, a najwyższym przesącze ze ściółki robinii akacjowej. W przypadku przewodności elektrolitycznej zanotowano zakres jej wartości od 0,056 do 2,015 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Najniższą przewodność odnotowano w przesączach pochodzących ze ściółki choiny kanadyjskiej, a najwyższą w przesączach ze ściółki klonu jesionolistnego. Gatunki iglaste charakteryzowały się wyraźnie niższą przewodnością elektrolityczną w porównaniu do gatunków liściastych. Zanotowano statystycznie istotne różnice w pH i EC przesączy pochodzących ze ściółki badanych gatunków (Tab. 18).



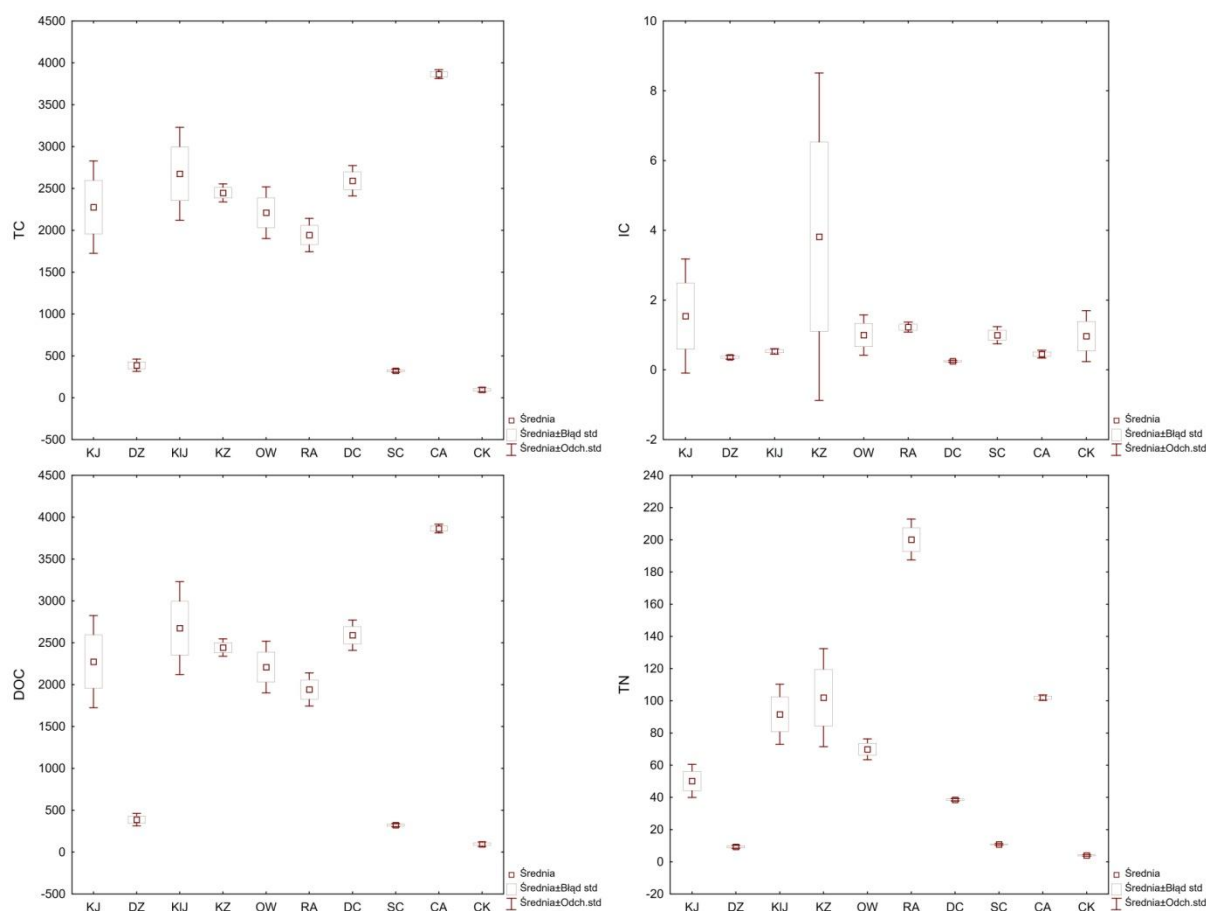
Ryc. 28. pH oraz przewodność elektrolityczna (EC) w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Najniższą zawartość kationów w przesączach ze ścióły badanych gatunków odnotowano w przypadku gatunków iglastych tj. daglezi zielonej, sosny czarnej oraz choiny kanadyjskiej (Ryc. 29). Zawartość Mg mieściła się w zakresie 0,77-73,61 mg L⁻¹, najwyższa była w przesączach ze ścióły czeremchy amerykańskiej, a najniższa w przesączach ze ścióły choiny kanadyjskiej. Zawartość K mieściła się w zakresie 8,48-803,18 mg L⁻¹. Najwyższą zawartość K odnotowano w przesączach ze ścióły orzecha włoskiego, a najniższą w przesączach z choiny kanadyjskiej. Najwyższą zawartość Ca odnotowano w przesączach ze ścióły klonu jesionolistnego (63,05 mg L⁻¹), a najniższą zawartość Ca stwierdzono w przesączach pochodzących ze ścióły choiny kanadyjskiej (1,95 mg L⁻¹). Przesącze ze ścióły choiny kanadyjskiej charakteryzowały się również najniższą zawartością Na (1,45 mg L⁻¹). Najwyższą zawartość Na cechowały się przesącza ze ścióły czeremchy amerykańskiej (4,21 mg L⁻¹). W przypadku zawartości Mg, K i Ca w przesączach ze ścióły badanych gatunków zanotowano statystycznie istotne różnice. W przypadku zawartości Na statystycznie istotnych różnic nie odnotowano (Tab. 19).



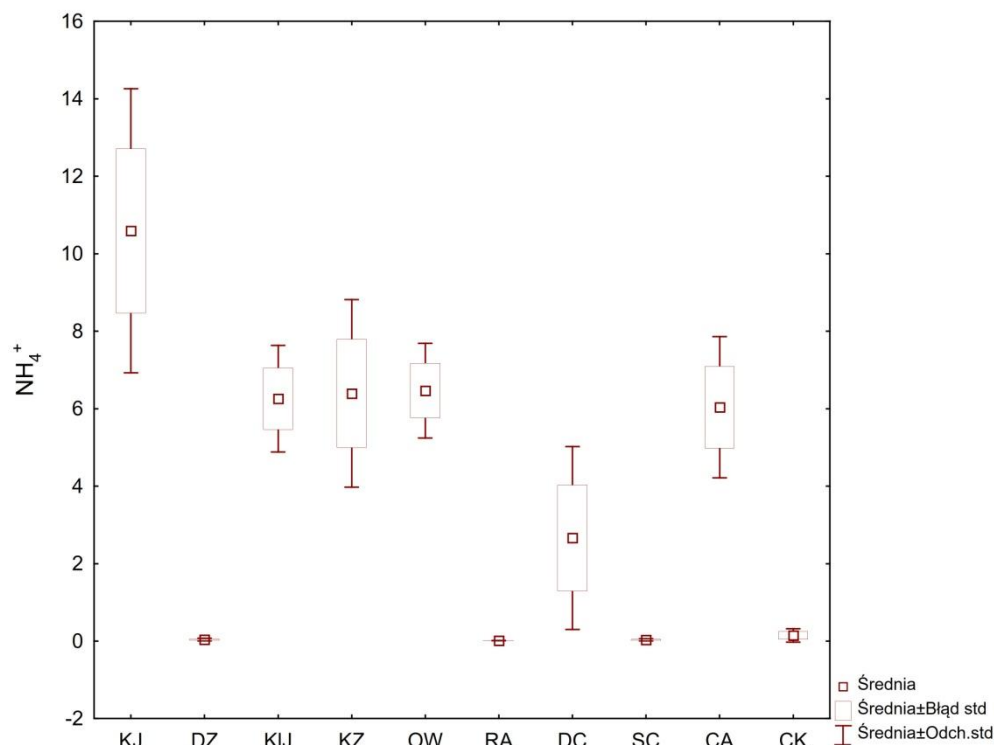
Ryc. 29. Zawartość kationów (mg L^{-1}) w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Zanotowano wyraźne zróżnicowanie zawartości węgla całkowitego w przesączach ze ścióły badanych gatunków (Ryc. 30). Najwyższą zawartość TC odnotowano w przesączach ze ścióły czeremchy amerykańskiej, a najniższą w przesączach ze ścióły choiny kanadyjskiej. Podobne zależności dotyczyły zawartości rozpuszczalnego węgla organicznego. Mniejszym zróżnicowaniem charakteryzowała się zawartość IC, jedynie przesącz ze ścióły kasztanowca zwyczajnego charakteryzował się podwyższoną zawartością IC. Zanotowano statystycznie istotne różnice w zawartości azotu w przesączach uzyskanych ze ścióły badanych gatunków drzew. Najwyższą zawartości TN charakteryzowały się przesącze ze ścióły robinii akacyjowej, a najniższą przesącze ze ścióły choiny kanadyjskiej. Przesącze pochodzące ze ścióły gatunków liściastych charakteryzowały się wyższą zawartością TN w porównaniu do badanych gatunków iglastych.



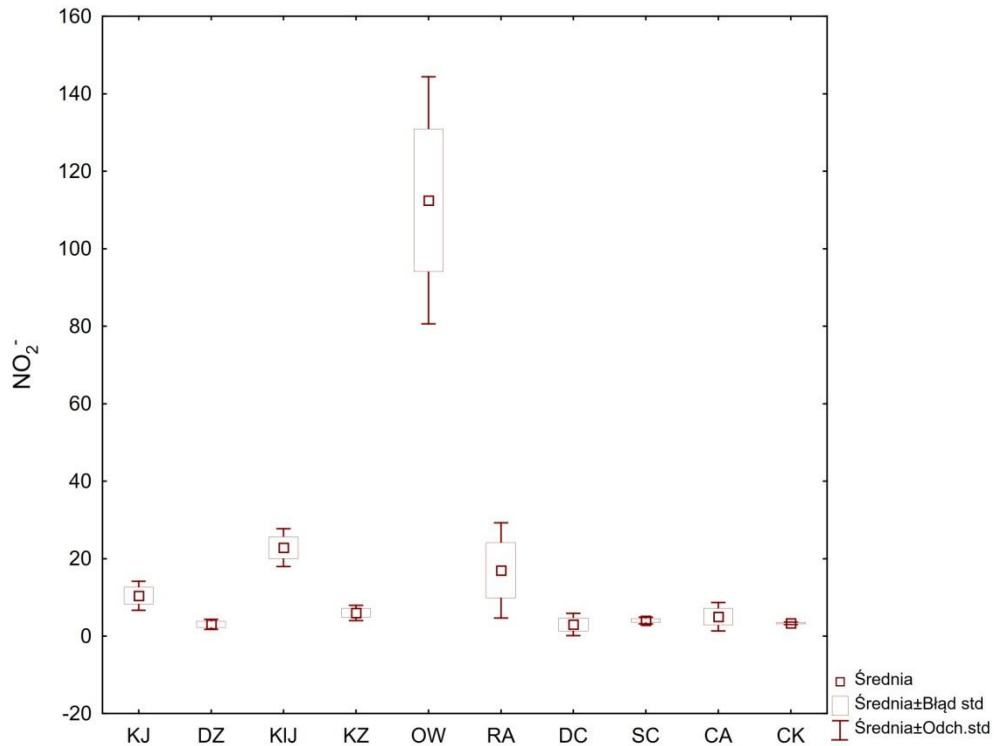
Ryc. 30. Zawartość całkowitego węgla (TC), węgla nieorganicznego (IC), węgla rozpuszczalnego (TOC) oraz azotu (TN) w przesączach pochodzących ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

W przypadku jonów amonowych NH_4^+ najwyższą zawartość zanotowano w przesączach pochodzących ze ścióły kasztana jadalnego, a najmniejszą w przesączach ze ścióły robinii akacjowej (Ryc. 31). Porównywalną zawartością jonów NH_4^+ charakteryzowały się przesącze ze ścióły klonu jesionolistnego, kasztanowca zwyczajnego, orzecha włoskiego oraz czeremchy amerykańskiej (6-7 mg L⁻¹). Spośród badanych gatunków drzew, ściółka gatunków iglastych charakteryzowała się niską zawartością jonów amonowych (od 0,03 do 0,14 6-7 mg L⁻¹).

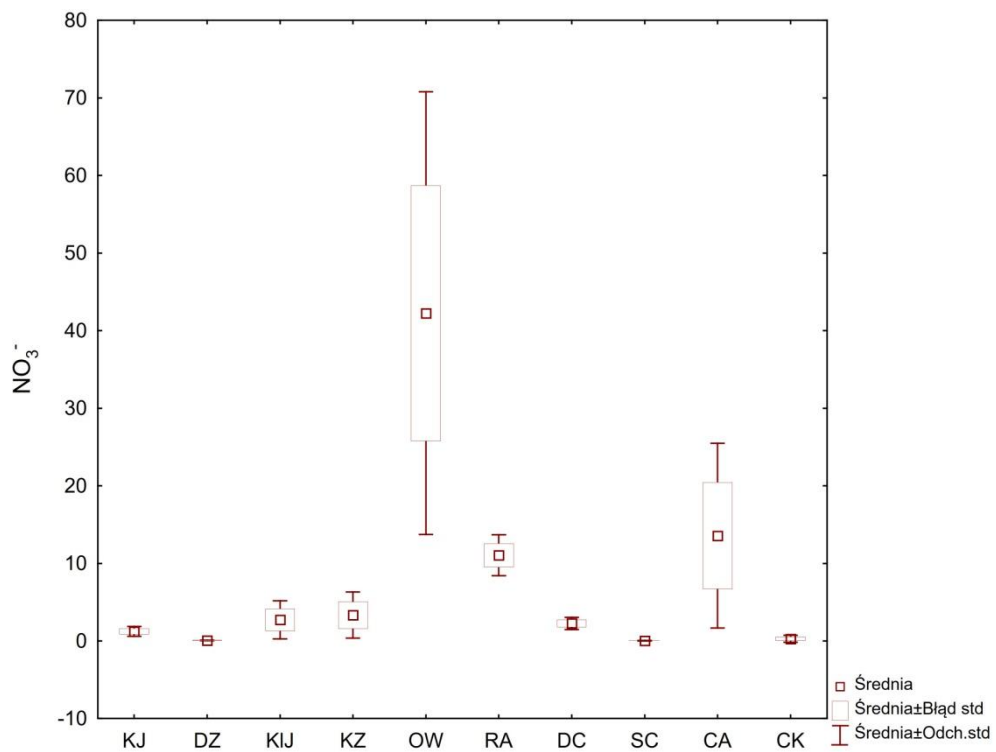


Ryc. 31. Zawartość jonów amonowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

W przypadku jonów azotynowych oraz azotanowych nie zanotowano statystycznie istotnych różnic w ich zawartości, w przesączach pochodzących ze ścióły różnych gatunków drzew (Ryc. 32 i 33). Zawartość jonów azotynowych i azotanowych była wyrównana w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew. Poza przesączem ze ścióły orzecha włoskiego, zawartość jonów azotynowych nie przekraczała 20 mg L^{-1} , a przypadku jonów azotanowych 15 mg L^{-1} . W przypadku przesączy ze ścióły orzecha włoskiego średnia zawartość jonów azotynowych wynosiła $112,48 \text{ mg L}^{-1}$, a przypadku jonów azotanowych $42,25 \text{ mg L}^{-1}$.

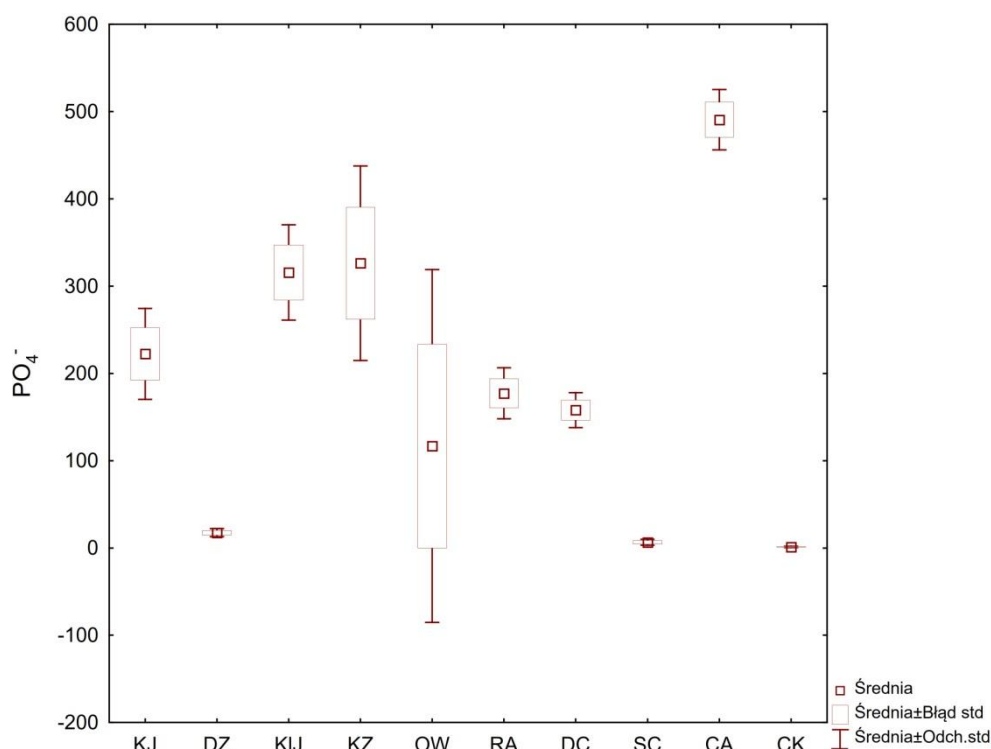


Ryc. 32. Zawartość jonów azotynowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)



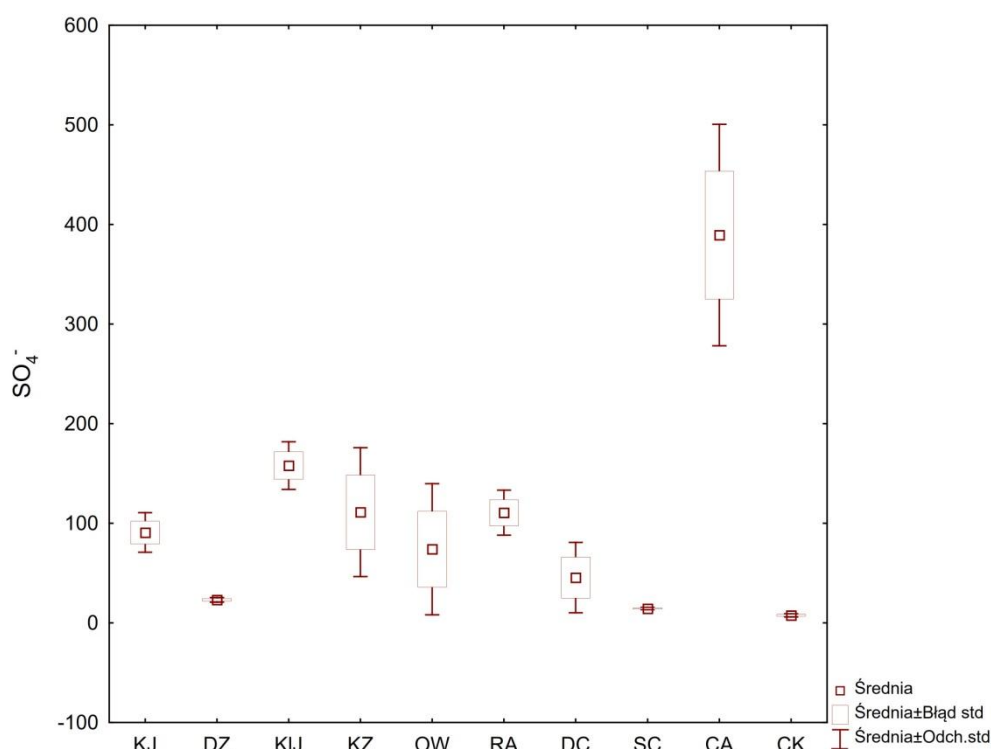
Ryc. 33. Zawartość jonów azotanowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Zawartość jonów fosforanowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew mieściła się w przedziale od 1,12 do 490,62 mg L⁻¹ (Ryc. 34). Najwyższą zawartość jonów fosforanowych odnotowano w przesączach ze ścióły czeremchy amerykańskiej, a najniższą w przesączach ze ścióły choiny kanadyjskiej. Ściółą gatunków iglastych uwalniała najmniejsze ilości jonów fosforanowych. Zawartość tych jonów w przesączu ze ścióły daglezi zielonej wynosiła 17,47 mg L⁻¹, z sosny czarnej 6,43 mg L⁻¹, a z choiny kanadyjskiej 1,12 mg L⁻¹. Wysoką zawartość jonów fosforanowych poza przesączami z czeremchy amerykańskiej wykazywały również przesącza pochodzące ze ścióły klonu jesionolistnego oraz kasztanowca zwyczajnego. W przypadku przesączy ze ścióły klonu jesionolistnego zawartość jonów fosforanowych wynosiła 315,59 mg L⁻¹, a w przypadku kasztanowca zwyczajnego 326,23 mg L⁻¹. Różnice w zawartości jonów fosforanowych wykazywały statystyczną istotność (Tab. 18).



Ryc. 34. Zawartość jonów fosforanowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

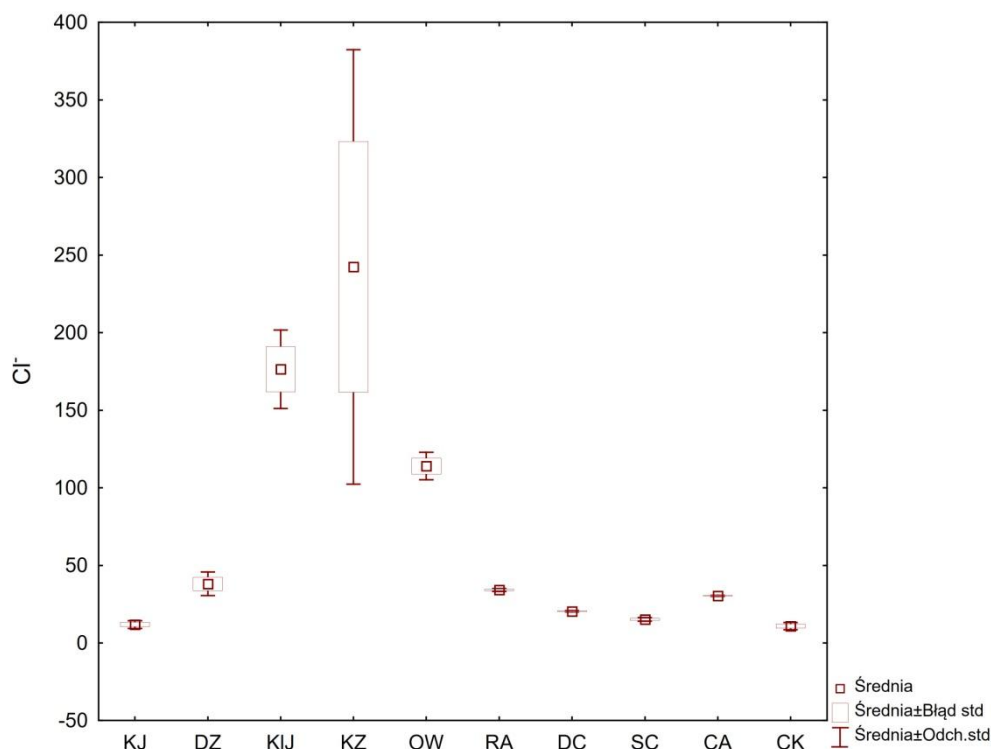
Podobnie jak w przypadku jonów fosforanowych, przesącze ze ścióły gatunków iglastych charakteryzowały się niewielką ilością jonów siarczanowych (Ryc. 35). Zawartość jonów siarczanowych w przesączach ze ścióły gatunków iglastych mieściła się w wąskim przedziale od 7,65 do 23,14 mg L⁻¹. Najwyższą zawartość jonów siarczanowych zanotowano w przesączach ze ścióły czeremchy amerykańskiej (389,32 mg L⁻¹). Znaczny udział jonów siarczanowych odnotowano w przesączach ze ścióły klonu jesionolistnego (157,98 mg L⁻¹), kasztanowca zwyczajnego (111,15 mg L⁻¹) oraz robinii akacjowej (110,62 mg L⁻¹). Różnice w zawartości jonów siarczanowych wykazywały statystyczną istotność (Tab.18).



Ryc. 35. Zawartość jonów siarczanowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Zawartość jonów chlorkowych w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew była statystycznie istotnie zróżnicowana (Tab. 18). Najwyższą zawartość jonów chlorkowych odnotowano w przesączach pochodzących ze ścióły kasztanowca zwyczajnego (242,35 mg L⁻¹). Znacznym udziałem jonów chlorkowych charakteryzowały się przesącze ze ścióły klonu jesionolistnego (176,35 mg L⁻¹) oraz ze

ścioly orzecha włoskiego ($113,98 \text{ mg L}^{-1}$). Przesącze ze ścioly pozostałych gatunków drzew wykazywały wyrównaną zawartość jonów chlorkowych w przedziale od 10,81 do $38,12 \text{ mg L}^{-1}$ (Ryc. 36).



Ryc. 36. Zawartość jonów chlorkowych w przesączach uzyskanych ze ścioly badanych gatunków drzew obcych (skrótów gatunków jak na Ryc. 10)

Tabela 18. Wyniki testu Kruskala-Wallisa dla właściwości przesączy ze ścioly badanych gatunków drzew obcych

Właściwości	H	p	różnice pomiędzy
Mg	28,05	0,0009	CA-CK, DZ-CA
K	27,5	0,0012	CK-OW
Ca	28,13	0,0009	CK-KIJ, CK-KZ
Na	20,74	0,0138	brak
NH_4^+	25,79	0,0022	RA-KJ
NO_2^-	20,31	0,0161	brak
NO_3^-	24,06	0,0042	brak
PO_4^-	22,95	0,0063	CA-CK
SO_4^-	25,28	0,0027	CA-SC, CA-CK
Cl^-	27,89	0,0010	KIJ-CK, KZ-CK
pH	27,32	0,0012	KIJ-RA, RA-DC
EC	26,41	0,0017	CA-CK
TC	25,26	0,0027	CA-CK
IC	18,87	0,0263	brak
TN	28,15	0,0009	RA-DZ, RA-CK
DOC	25,26	0,0027	CA-CK

skrótów gatunków jak na Ryc. 10

4.3. Ocena cech wzrostowych i kondycji zdrowotnej badanych gatunków obcych drzew

4.3.1. Daglezja zielona (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)

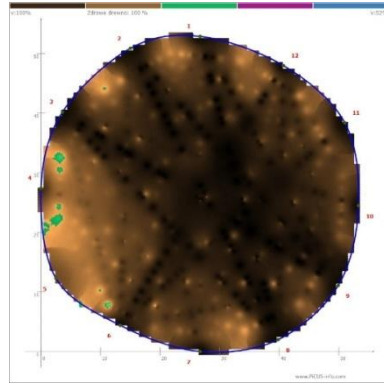
Wyniki pomiarów cech wzrostowych daglezi zielonej przedstawia tabela 19. Analizą objęto siedem drzew. Średni obwód pnia na wysokości 1,3 m wyniósł 159,3 cm i wahał się w przedziale od 112,0 cm do 225,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 40,9, a współczynnik zmienności 25,7%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 7,1 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 5,5 - 9,5 m, przy odchyleniu standardowym równym 1,4 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 19,8%. Średnia wysokość drzew wynosiła 34,3 m i mieściła się w zakresie od 28,3 do 40,0 m, przy odchyleniu standardowym i współczynniku zmienności równym odpowiednio 4,3 i 12,6%.

Tabela 19. Cechy wzrostowe daglezi zielonej z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Wolskim

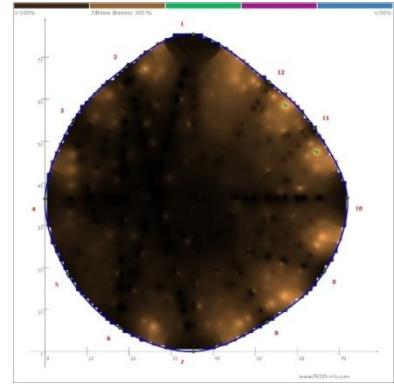
Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
1/1	171,0	8,0	40,0
1/2	225,0	9,5	39,7
1/3	121,0	5,5	31,6
1/4	196,0	7,0	35,1
1/5	153,0	7,0	33,5
1/6	137,0	5,5	32,0
1/7	112,0	7,0	28,3
średnia	159,3	7,1	34,3
s	40,9	1,4	4,3
V%	25,7	19,8	12,6
min	112,0	5,5	28,3
max	225,0	9,5	40,0

Klasę ryzyka, według metody VTA, dla wszystkich przebadanych daglezi określono jako niską (Tab. I Załączniki). Analiza tomogramów wykazała, że wszystkie daglezie były całkowicie zdrowe (Ryc. 37). Tylko dwa drzewa: 1-3 i 1-6 posiadały nieliczne defekty w części podkorowej (kolor zielony i fioletowy). Widoczna na tomogramach struktura przypominająca koło zębate (w tym zielone punkty), mogąca sugerować obniżenie zdrowotności drzewa, wynikała jedynie z przyczyn technicznych.

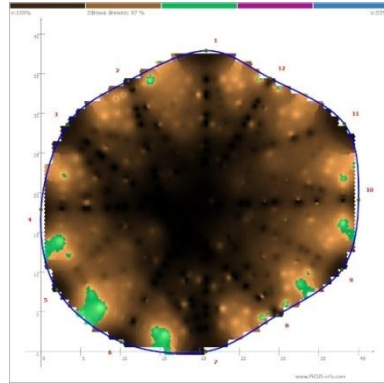
1-1



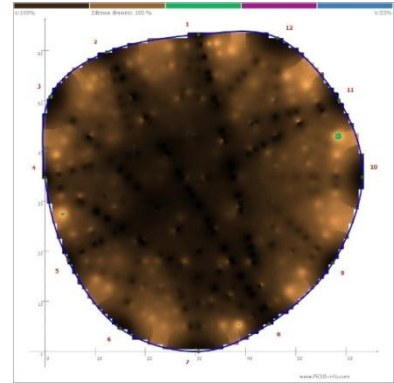
1-2



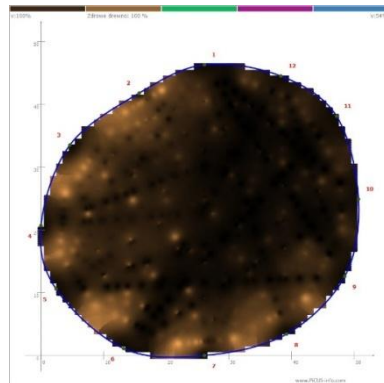
1-3



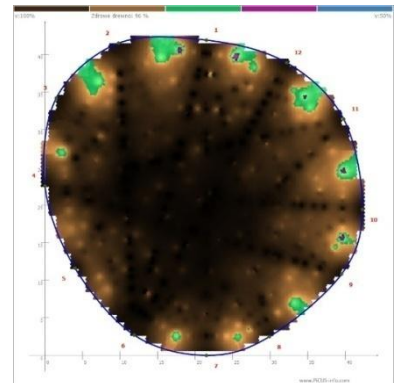
1-4



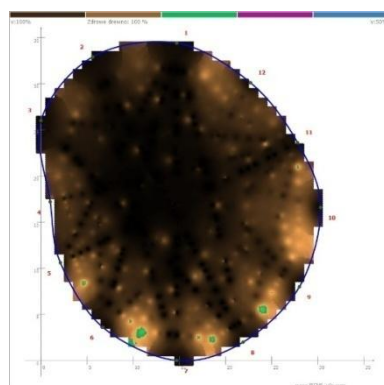
1-5



1-6



1-7



Ryc. 37. Wynik tomografii komputerowej daglezji zielonej

4.3.2. Choina kanadyjska (*Tsuga canadensis* (L.) Carr.)

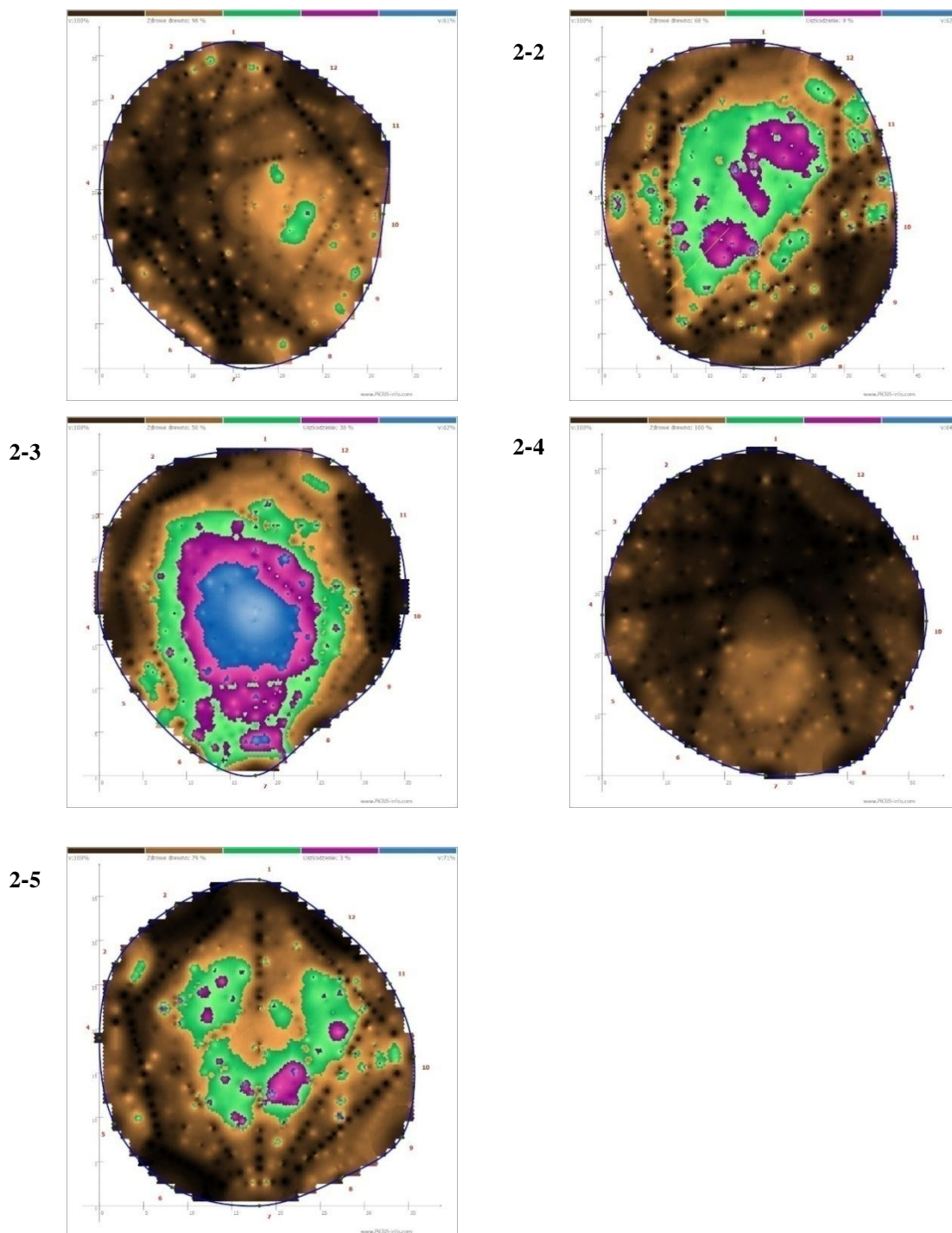
Wyniki pomiarów cech wzrostowych choiny kanadyjskiej przedstawia tabela 20. Analizą objęto pięć drzew. Średni obwód pnia na wysokości 1,3 m wyniósł 129,0 cm, a jego zakres zamykał się w przedziale od 112,0 cm do 166,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 24,4, a współczynnik zmienności 18,9%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 7,2 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 5,0 - 8,0m, przy odchyleniu standardowym równym 1,3 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 18,1%. Średnia wysokość drzew wynosiła 17,7 m i wahała się między 13,8 – 26,6 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 5,7 przy współczynniku zmienności V% równym 32,1% .

Tabela 20. Cechy wzrostowe choiny kanadyjskiej z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Wolskim

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
2/1	112,0	7,0	14,1
2/2	142,0	8,0	13,8
2/3	112,0	8,0	13,8
2/4	166,0	8,0	20,4
2/5	113,0	5,0	26,6
średnia	129,0	7,2	17,7
<i>s</i>	24,4	1,3	5,7
V%	18,9	18,1	32,1
min	112,0	5,0	13,8
max	166,0	8,0	26,6

Klasa ryzyka, według metody VTA, dla wszystkich analizowanych choin kanadyjskich została oszacowana jako umiarkowana (Tab. II Załączniki). Gatunek ten charakteryzował się bardzo dobrą kondycją zdrowotną (Ryc. 38). Niemal wszystkie z przebadanych drzew były w całości, albo w przeważającej części zdrowe. Drzewo 2-1 i 2-4 były niemal całkowicie zdrowe. Defekty były nieliczne i stanowiły ok. 2%. W przekroju poprzecznym, w centralnej części pnia drzewa 2-2 widoczna była rozległa strefa drewna o osłabionej strukturze. Zaobserwowano wewnętrzne pęknięcie długości ok. 15 cm. Udział części zdrowej oszacowano na 68%. Drzewo 2-3 cechowało się rozległym wypróchnieniem pnia. Strefy: wypróchniała, pusta bądź wyraźnie

uszkodzonego pnia, stanowiły łącznie 39% powierzchni przekroju. Od strony południowej miejscami osłabienie docierało aż do kory. Udział części zdrowej ²⁻¹ oszacowano na 30%. Drzewo 2-5 na przekroju było w przeważającej mierze zdrowe, choć wewnątrz znajdują się wyraźne obszary wykazujące pewne osłabienie (kolor zielony).



Ryc. 38. Wynik tomografii komputerowej choiny kanadyjskiej

4.3.3. Kasztan jadalny (*Castanea sativa* Mill.)

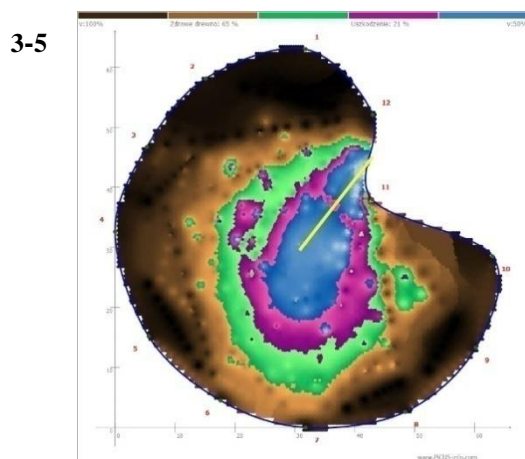
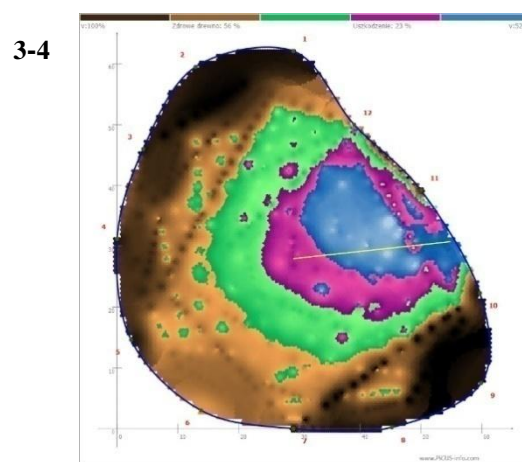
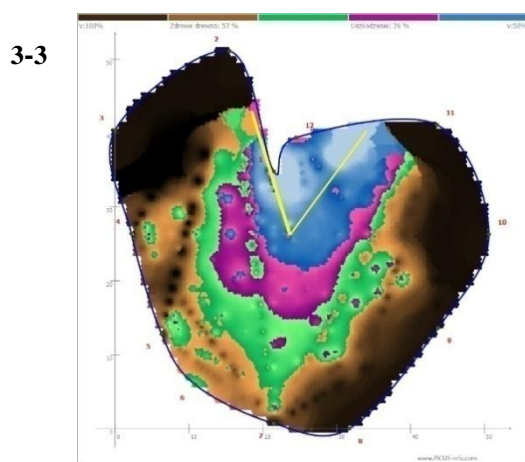
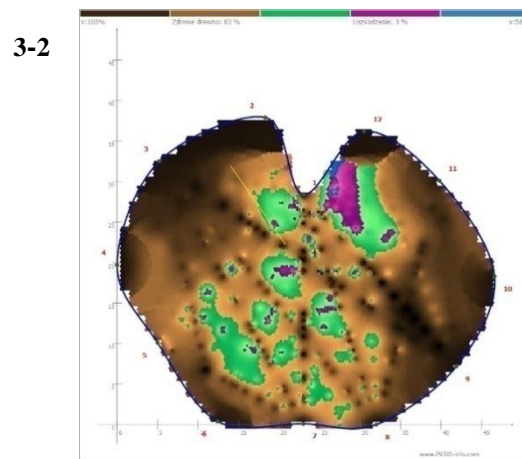
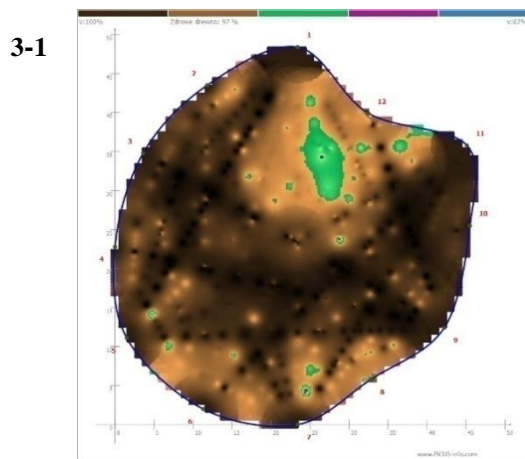
Pomiary cech wzrostowych kasztana jadalnego wykonano dla pięciu drzew. Wyniki prezentuje tabela 21. Średni obwód pnia na wysokości 1,3m u kasztana wyniósł 167,0 cm i wahał się w przedziale od 133,0 cm do 203,0 cm. Odchylenie standardowe i współczynnik zmienności wynosiły odpowiednio: 31,9 i 19,1%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 6,2 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 5,0 - 8,0 m, przy odchyleniu standardowym równym 1,1 i współczynniku zmienności $V\%$ kształtującym się na poziomie 17,7%. Średnia wysokość zbadanych drzew kasztana jadalnego wynosiła 20,2 m, a rozpiętość cechy zamykała się w granicach od 12,7 do 25,4 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 5,2 a współczynnik zmienności 25,6%.

Tabela 21. Cechy wzrostowe kasztana jadalnego z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Wolskim

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
3/1	141,0	6,0	25,4
3/2	133,0	5,0	12,7
3/3	161,0	6,0	24,0
3/4	203,0	8,0	21,4
3/5	197,0	6,0	17,4
średnia	167,0	6,2	20,2
s	31,9	1,1	5,2
V%	19,1	17,7	25,6
min	133,0	5,0	12,7
max	203,0	8,0	25,4

W analizie VTA dla czterech drzew klasa ryzyka została oszacowana jako niska, a dla jednego jako umiarkowana (Tab. III Załączniki). Kasztany jadalne poddane analizie tomografem charakteryzowały się niską zdrowotnością (Ryc. 39). U większości drzew udział zdrowego drewna kształtował się na poziomie ok. 50%. Większość uszkodzeń występowała po stronie północnej pni. Jedynie drzewo 3-1 było niemal całkowicie zdrowe, z niewielkim widocznym fragmentem drewna o obniżonej zdrowotności, znajdującym się kilka centymetrów w głąb pnia od strony wklęsłości (kolor zielony). Na pozostałych drzewach stwierdzono pęknięcia sięgające od krawędzi

do centrum pnia. Struktura drewna u drzewa 3-2 była niejednorodna. Wystąpiły liczne rozproszone obszary osłabionej zdrowotności (kolor zielony, fioletowy i niebieski). Największe defekty (kolor niebieski i fioletowy) zaobserwowano przy wklęsłości znajdującej się od strony północnej. Analiza wykazała pęknięcie o długości ok. 10 cm, biegnące ku centrum pnia. Drzewo 3-3 cechowało się silną degeneracją drewna na poziomie ok. 26%. Zaobserwowano dwa kilkunastocentymetrowej długości pęknięcia, sięgające niemal wypróchniałej krawędzi pnia. U drzewa 3-4 od strony wschodniej stwierdzono wypróchnienie, wraz z długim na ponad 20 cm pęknięciem, sięgającym od krawędzi do centrum pnia. Udział drewna mocno uszkodzonego (kolor niebieski i fioletowy) wynosił ok 23%. Silna degeneracja obejmowała głównie środek pnia. Drewno zdrowe, stanowiące 55% przekroju, występowało w części peryferyjnej, stanowiąc prawie jednolitą masę, na kształt litery C. Drzewo 3-5 posiadało wypróchniały środek, zaznaczony na tomogramie kolorem niebieskim oraz fioletowym, wokół którego znajdowała się strefa lekkiej degeneracji drewna (kolor zielony). Stwierdzono pęknięcie długości ok 20cm, biegnące od centrum aż do krawędzi pnia. Udział drewna zdrowego kształtował się na poziomie 55%.



Ryc. 39. Wynik tomografii komputerowej kasztana jadalnego

4.3.4. Czeremcha amerykańska (*Prunus serotina* Ehrh.)

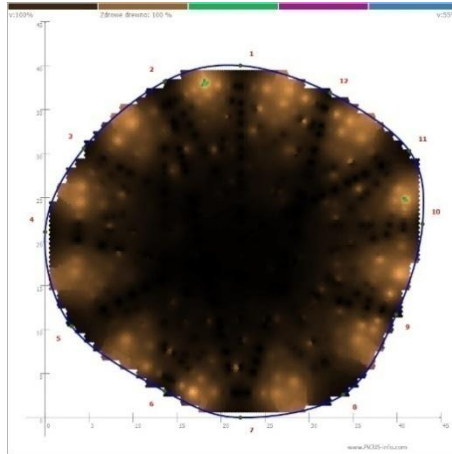
Wyniki pomiarów cech wzrostowych przebadanych czterech osobników czeremchy amerykańskiej prezentuje tabela 22. Średni obwód pnia czeremchy na wysokości 1,3m kształtował się na poziomie 105,0 cm, a jego wartości wahały się od 77,0 cm do 136,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 25,6, a współczynnik zmienności 24,4%. Średnia szerokość korony drzew wynosiła 7,0 m i wahała się w zakresie od 6,0 do 8,0 m, przy odchyleniu standardowym równym 1,2 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 16,5%. Średnia wysokość drzew wynosiła 20,9 m i mieściła się w zakresie 14,8 do 25,1 m, przy odchyleniu standardowym równym 4,8 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 23,2%.

Tabela 22. Cechy wzrostowe czeremchy amerykańskiej z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Wolskim

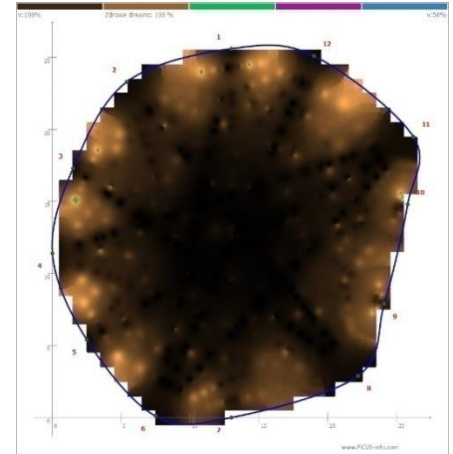
Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
4/1	136,0	8,0	25,1
4/2	77,0	6,0	19,1
4/3	114,0	8,0	14,8
4/4	93,0	6,0	24,4
średnia	105,0	7,0	20,9
s	25,6	1,2	4,8
V%	24,4	16,5	23,2
min	77,0	6,0	14,8
max	136,0	8,0	25,1

Wszystkie objęte analizą okazy czeremchy amerykańskiej cechowały się nieznaczną klasą ryzyka według metody VTA (Tab. IV Załączniki). Były całkowicie zdrowe i nie wykazywały żadnych defektów (Ryc. 40). Widoczna w tomogramie struktura przypominająca koło zębate, z widocznymi zielonymi punktami, wynika tylko z przyczyn technicznych i nie jest objawem obniżenia zdrowotności.

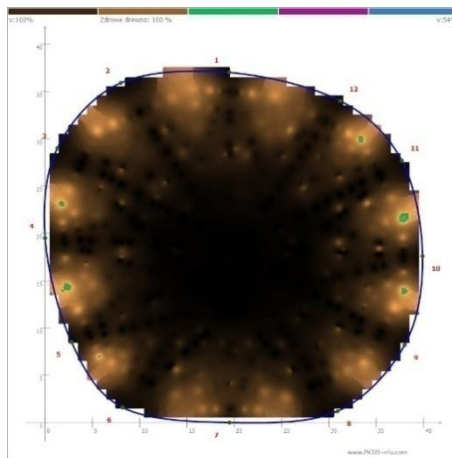
4-1



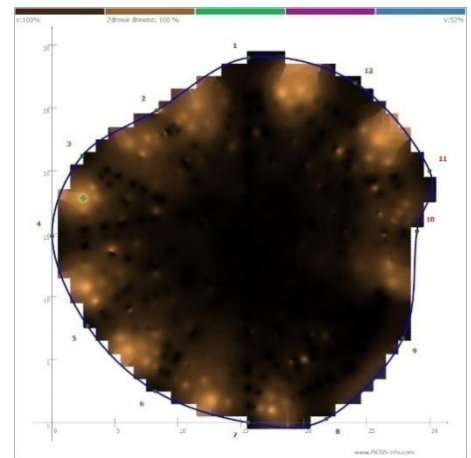
4-2



4-3



4-4



Ryc. 40. Wynik tomografii komputerowej czeremchy amerykańskiej

4.3.5. Dąb czerwony (*Quercus robur* L.)

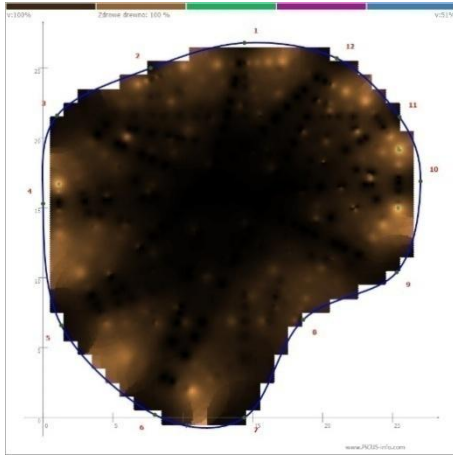
Pomiary cech wzrostowych dębu czerwonego przeprowadzono dla trzynastu drzew (Tab. 23). Średni obwód pnia u dębu na wysokości 1,3m wyniósł 94,6 cm i wahał się w przedziale od 76,0 cm do 140,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 18,9, a współczynnik zmienności 19,9%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 5,8 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 3,0 – 10,0 m. Odchylenie standardowe i współczynnik zmienności wynosiły odpowiednio: 2,0 i 34,2%. Średnia wysokość dębu czerwonego na powierzchni w Lesie Tyniec wynosiła 25,8 m i mieściła się w zakresie 24,0 do 27,9 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 1,1, współczynnik zmienności 4,3%.

Tabela 23. Cechy wzrostowe dębu czerwonego z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Tyniec

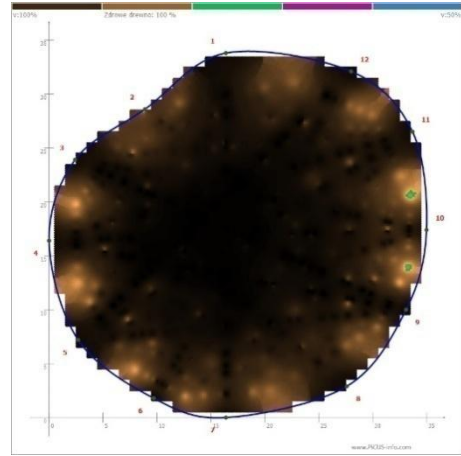
Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
5/1	84,0	3,5	25,3
5/2	102,0	4,0	24,5
5/3	83,0	6,0	25,0
5/4	107,0	8,0	25,1
5/5	77,0	5,0	25,1
5/6	82,0	3,0	26,0
5/7	140,0	6,0	26,2
5/8	102,0	7,0	27,9
5/9	119,0	10,0	27,3
5/10	86,0	6,0	26,3
5/11	80,0	5,0	25,9
5/12	76,0	4,0	24,0
5/13	92,0	3,5	26,6
średnia	94,6	5,8	25,8
s	18,9	2,0	1,1
V%	19,9	34,2	4,3
min	76,0	3,0	24,0
max	140,0	10,0	27,9

Dęby czerwone charakteryzowały się bardzo wysoką zdrowotnością. Klasa ryzyka, według metody VTA została oszacowana dla jednego drzewa jako nieznaczna, a dla pozostałych jako niska (Tab. V Załączniki). W wyniku analiz nie zaobserwowano zmian w strukturze drewna. Zdrowa i nieuszkodzona tkanka obejmowała we wszystkich okazach 100% przekroju poprzecznego. W obrębie pni nie stwierdzono rozkładu, ubytków wewnętrznych ani obecności pęknięć. Dla drzew 5-5 i 5-11 badanie tomografem dźwiękowym nie było możliwe ze względu na zbyt niskie obwody drzew (Ryc. 41).

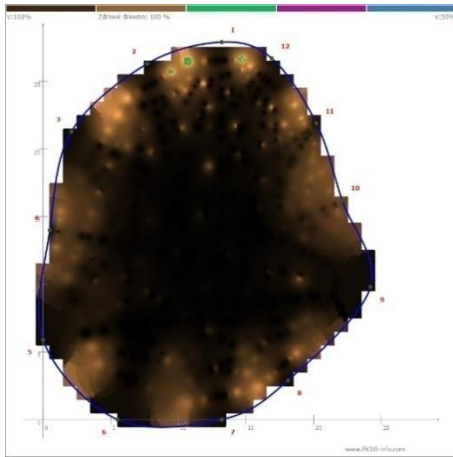
5-1



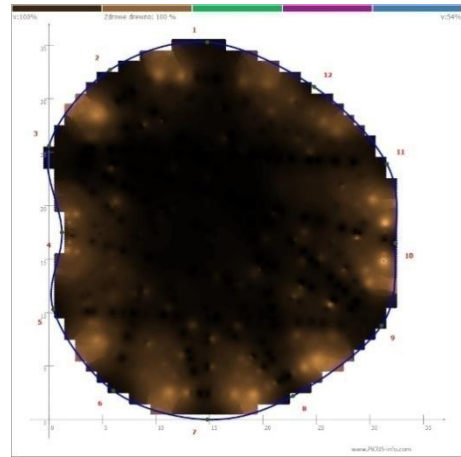
5-2



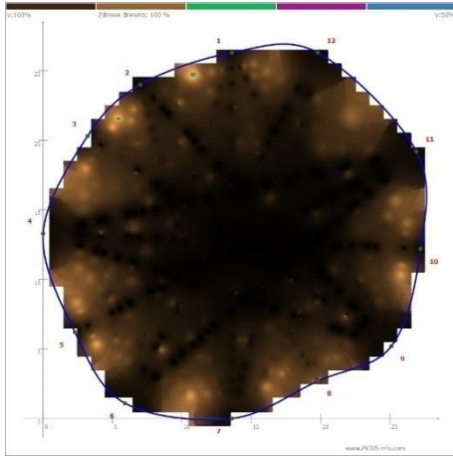
5-3



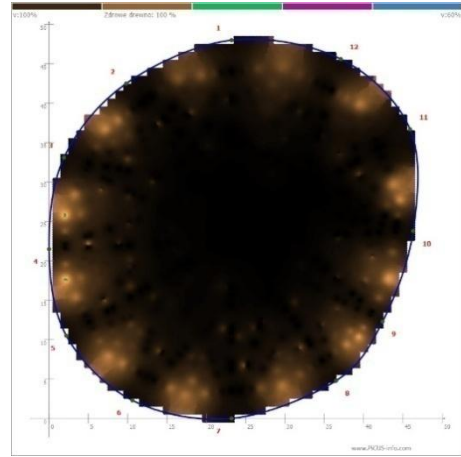
5-4



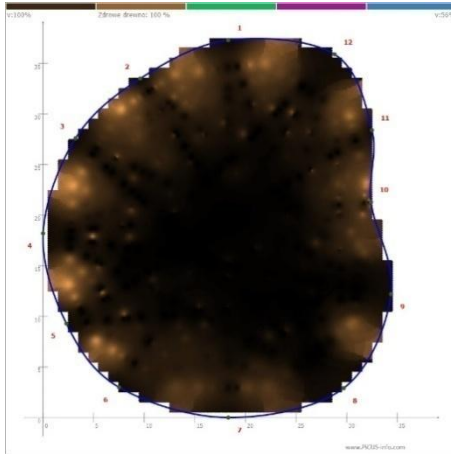
5-6



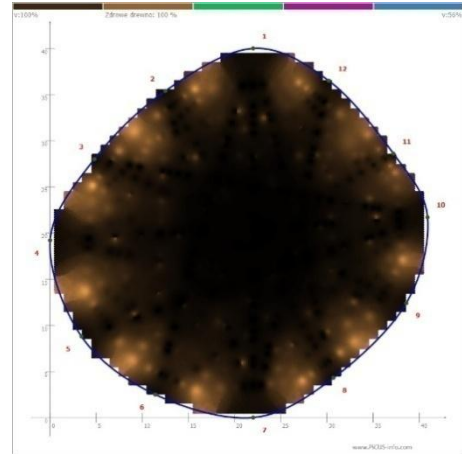
5-7



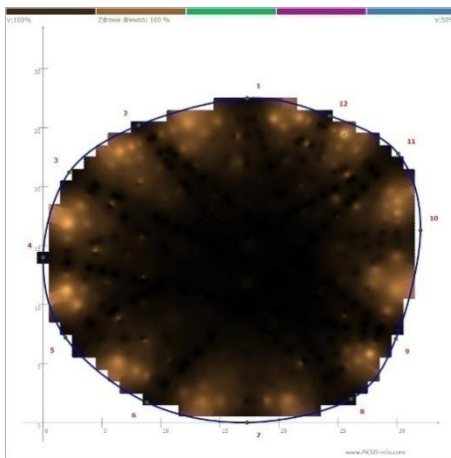
5-8



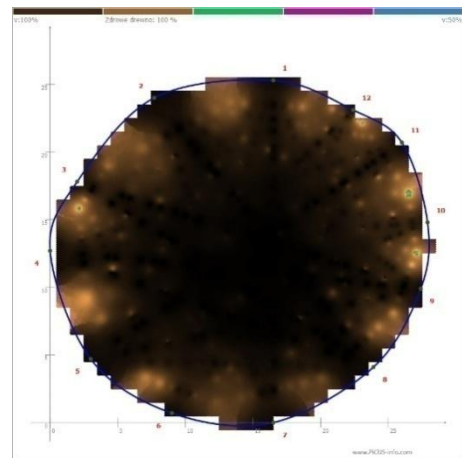
5-9



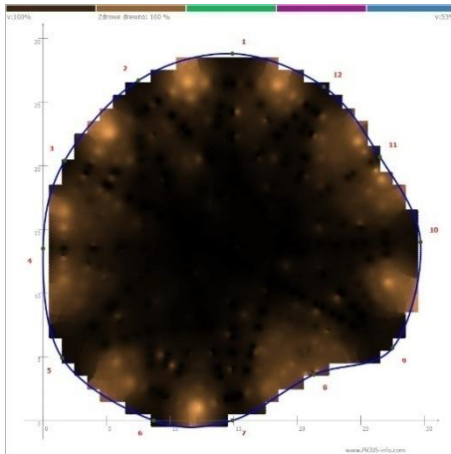
5-10



5-12



5-13



Ryc. 41. Wynik tomografii komputerowej dębu czerwonego

4.3.6. Kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum* L.)

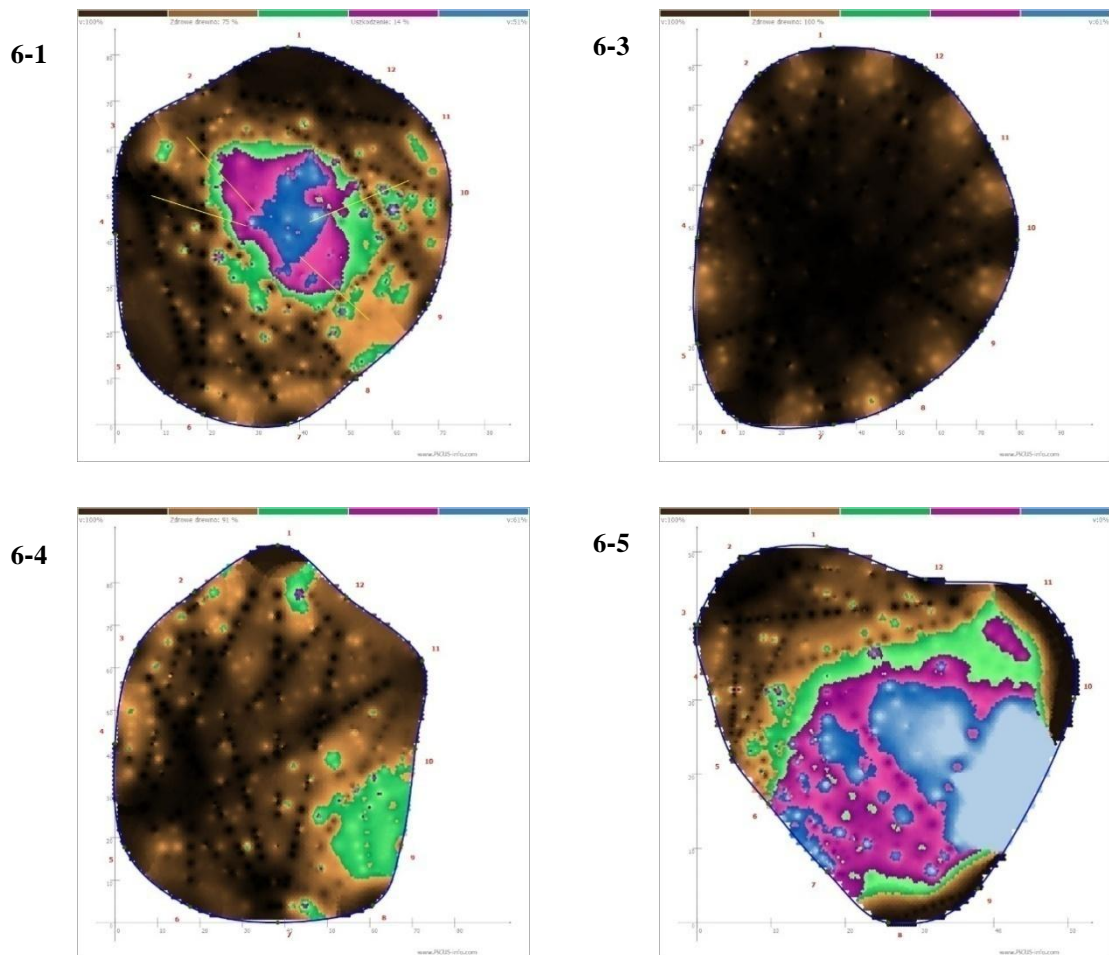
Wyniki pomiarów cech wzrostowych kasztanowca zwyczajnego przedstawia tabela 24. Analizą objęto pięć drzew. Średni obwód pnia na wysokości 1,3m u kasztanowca wyniósł 242,0 cm i zamykał się w zakresie od 157,0 cm do 292,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 53,7, a współczynnik zmienności V% 22,2. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 12,0 m. Cecha ta wahała się od 10,0 do 15,0 m, Odchylenie standardowe wynosiło 2,1, a współczynnik zmienności 17,7%. Średnia wysokość drzew wynosiła 19,7 m. Najwyższy zmierzony okaz kasztanowca zwyczajnego miał wysokość 23,3 m, a najniższy zaś 16,7 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 2,5, współczynnik zmienności wyniósł 12,5%.

Tabela 24. Cechy wzrostowe kasztanowca zwyczajnego z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Reduta

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
6/1	239,0	10,0	19,1
6/2	238,0	13,0	16,7
6/3	292,0	15,0	23,3
6/4	284,0	12,0	20,8
6/5	157,0	10,0	18,9
średnia	242,0	12,0	19,7
s	53,7	2,1	2,5
V%	22,2	17,7	12,5
min	157,0	10,0	16,7
max	292,0	15,0	23,3

Klasa ryzyka według metody VTA dla czterech drzew została oszacowana jako umiarkowana, a dla jednego jako wysoka (Tab. VI Załączniki). Dla trzech z pięciu przeanalizowanych drzew nie stwierdzono poważnych zmian w strukturze drewna. Nieuszkodzona tkanka stanowiła od 75% do 100% u drzew 6-3 i 6-4. U drzewa 6-1 stwierdzono obecność stosunkowo niedużego ubytku w centralnej części pnia (ok. 5% tkanki rośliny, kolor niebieski), otoczonego cienką warstwą drewna w fazie zaawansowanej degradacji (ok. 15%, kolor fioletowy) oraz tkanką o strukturze naruszonej w mniejszym stopniu (kolor zielony). Drewno zdrowe, pozbawione oznak

większego osłabienia czy zmian strukturalnych obejmowało zewnętrzną część pnia i stanowiło jednocześnie zasadniczą część jego przekroju (ok. 75%, kolor brązowy). Widoczne na tomogramie żółte linie wskazują na możliwość występowania zaburzeń w ciągłości tkanki – zaobserwowano cztery pęknięcia rozchodzące się w różne strony i biegnące od ubytku w centralnej części drzewa. Drzewo 6-5 charakteryzowało się znacznym ubytkiem wewnętrznym oraz dużej strefy drewna o silnie naruszonej strukturze (Ryc. 42). Zdrowa tkanka występowała jedynie w obrębie zewnętrznej ściany pnia. Drzewo 6-2 z uwagi na uszkodzenie pnia w postaci wyłamanej jednego z głównych przewodników i silnie nieregularny kształt przekroju pnia, nie zostało poddane badaniu tomografem dźwiękowym.



Ryc. 42. Wynik tomografii komputerowej kasztanowca zwyczajnego

4.3.7. Orzech włoski (*Juglan nigra* L.)

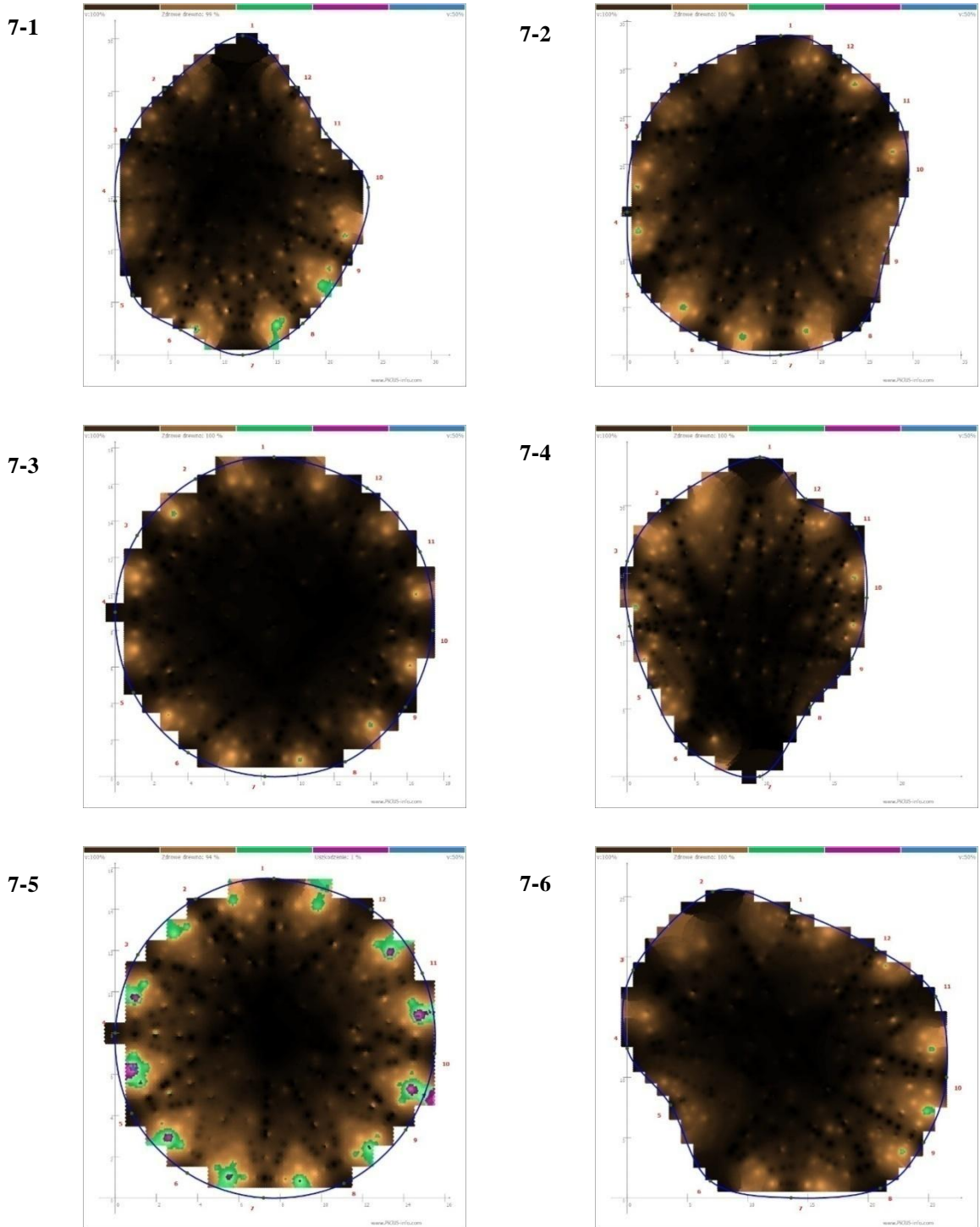
Wyniki pomiarów cech wzrostowych orzecha włoskiego przedstawiono w tabeli 25. Łącznie w biogrupie pomierzono siedem drzew. Średni obwód pnia na wysokości 1,3m u orzecha wyniósł 66,7 cm i wahał się w przedziale od 45,0 cm do 94,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 18,6, a współczynnik zmienności 27,9%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 8,4 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 6,0 -11,0 m, przy odchyleniu standardowym równym 1,7 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 20,4. Średnia wysokość zbadanych drzew wynosiła 15,6 m, a rozpiętość cechy zamykała się w granicach od 14,2 m do 17,8 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 1,3, a współczynnik zmienności 8,6%.

Tabela 25. Cechy wzrostowe orzecha włoskiego z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Reduta

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
7/1	84,0	9,0	14,6
7/2	94,0	11,0	15,1
7/3	48,0	7,0	14,2
7/4	66,0	6,0	14,8
7/5	45,0	8,0	15,5
7/6	75,0	10,0	17,1
7/7	55,0	8,0	17,8
średnia	66,7	8,4	15,6
s	18,6	1,7	1,3
V%	27,9	20,4	8,6
min	45,0	6,0	14,2
max	94,0	11,0	17,8

Dla większości analizowanych drzew orzecha włoskiego stwierdzono niską klasę ryzyka według metody VTA, jedynie dla jednego drzewa klasę umiarkowaną (Tab. VII Załączniki). U badanych okazów nie zaobserwowano żadnych zmian w strukturze drewna (Ryc. 43). Zdrowa i nieuszkodzona tkanka obejmowała 100% przekroju poprzecznego pnia. Nie stwierdzono rozkładu, ubytków wewnętrznych czy obecności pęknięć. Jednie u drzewa 7-5 stwierdzono niewielki, na poziomie ok. 6% rozkład drewna. Niewielkie strefy w kolorze zielonym zlokalizowane punktowo

w zewnętrznej strefie pnia są efektem niedostosowania tomografu do wykonywania analiz drzew o mniejszej średnicy – są to tzw. artefakty i wynikają one z niskiej rozdzielczością urządzenia. Drzewo 7-7 z uwagi na zbyt niski obwód pnia nie zostało poddane badaniu tomografem dźwiękowym.



Ryc. 43. Wynik tomografii komputerowej orzecha włoskiego

4.3.8. Klon jesionolistny (*Acer negundo* L.)

Pomiary cech wzrostowych klona jesionolistnego wykonano dla dziewięciu drzew. Wyniki prezentuje tabela 26. Średni obwód pnia na wysokości 1,3 m u klona wyniósł 97,6 cm i mieścił się w zakresie od 55,0 cm do 147,0 cm. Odchylenie standardowe i współczynnik zmienności wyniosły odpowiednio: 28,9 i 29,6%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 7,9 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 4 - 13 m, przy odchyleniu standardowym równym 2,6 i współczynniku zmienności wynoszącym 33,6%. Średnia wysokość drzew kształtowała się na poziomie 14,1 m wahając się od 11,3 m do 16,2. Odchylenie standardowe wysokości oraz współczynnik zmienności wyniosły odpowiednio: 2,1 oraz 15,2%.

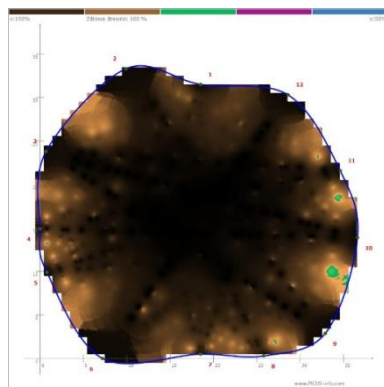
Tabela 26. Cechy wzrostowe klona jesionolistnego z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Reduta

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
8/1	109,0	10,0	15,9
8/2	75,0	6,0	15,6
8/3	107,0	9,0	15,5
8/4	83,0	7,0	16,2
8/5	84,0	7,0	15,5
8/6	55,0	4,0	15,3
8/7	115,0	13,0	11,3
8/8	147,0	8,0	12,0
8/9	115,0	9,0	11,3
średnia	97,6	7,9	14,1
s	28,9	2,6	2,1
V%	29,6	33,6	15,2
min	55,0	4,0	11,3
max	147,0	13,0	16,2

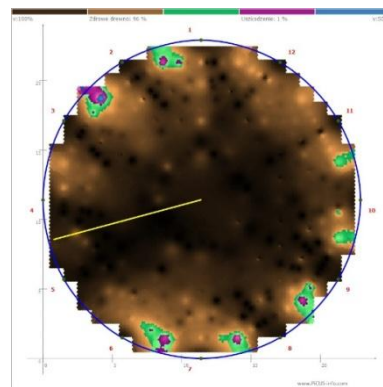
Drzewa poddane analizie charakteryzowały się dobrym stanem zdrowotnym. Dla większości analizowanych drzew klona jesionolistego stwierdzono niską klasę ryzyka według metody VTA, a dla trzech drzew klasę umiarkowaną (Tab. VIII Załączniki). Nie stwierdzono większych zmian w strukturze drewna (Ryc. 44). W obrębie pni nie zaobserwowano rozkładu, ubytków wewnętrznych oraz nie stwierdzono pęknięć. Jedynie u drzewa 8-8 wykazano obecność ubytku wewnętrznego zlokalizowanego od północnej strony pnia. Większą część pnia, ok. 75%, stanowiła

jednak tkanka o dobrej kondycji zdrowotnej. Niewielkie strefy w kolorze zielonym widoczne to tomogramach, zlokalizowane punktowo w zewnętrznej strefie pnia są efektem niedostosowania tomografu do wykonywania analiz drzew o mniejszej średnicy – są to tzw. artefakty i wynikają one z niskiej rozdzielczością urządzenia.

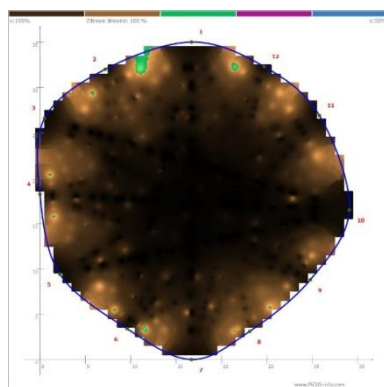
8-1



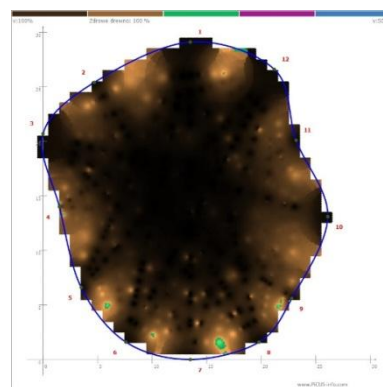
8-2



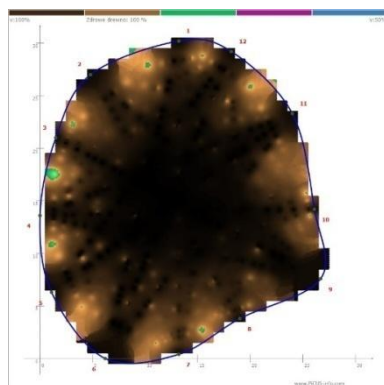
8-3



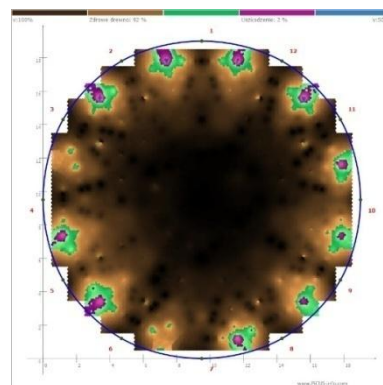
8-4



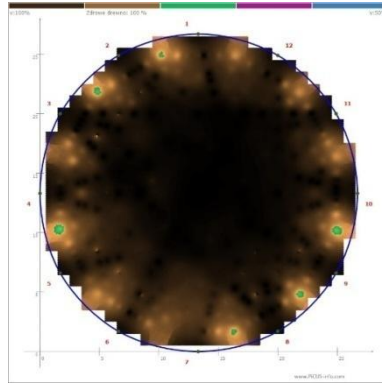
8-5



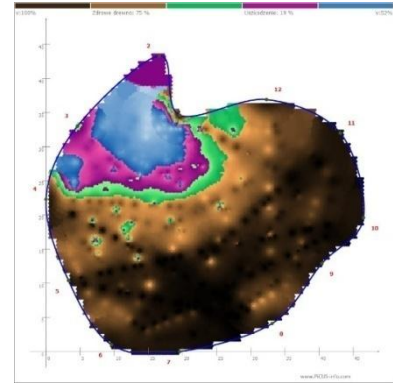
8-6



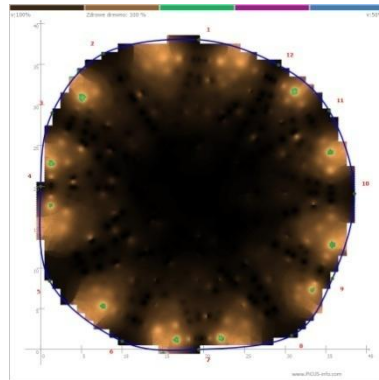
8-7



8-8



8-9



Ryc. 44. Wynik tomografii komputerowej klonu jesionolistnego

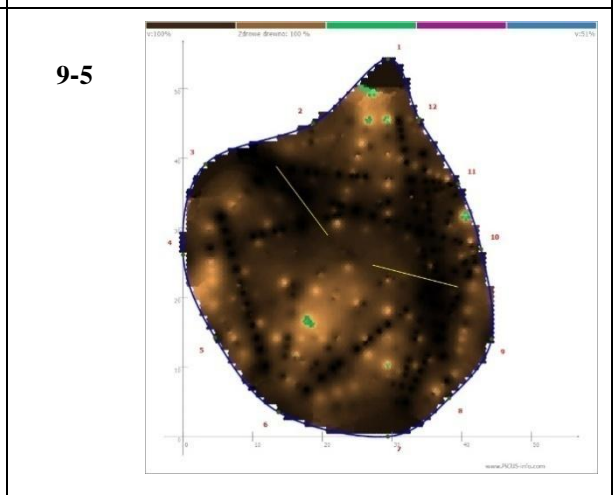
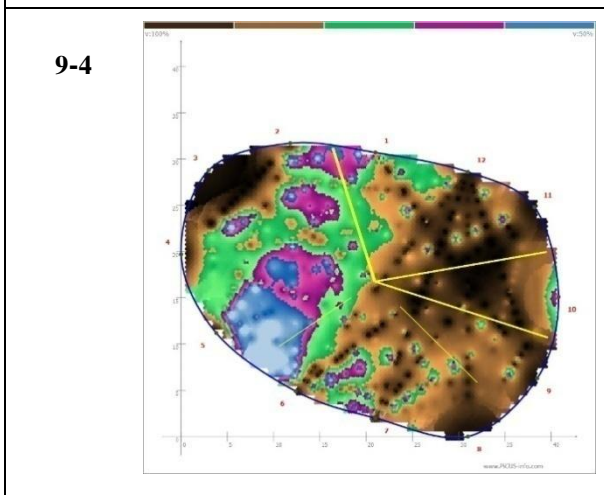
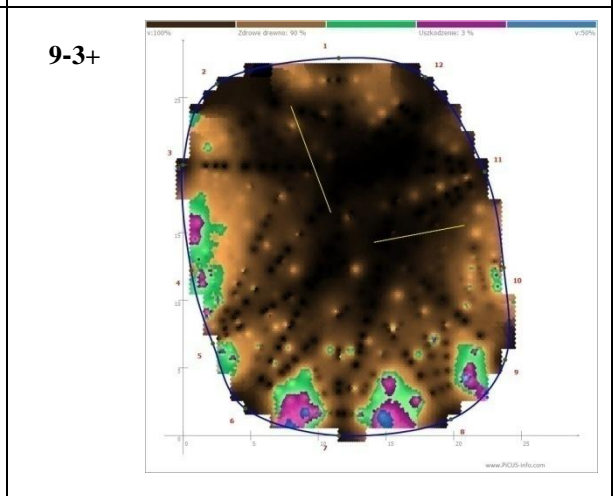
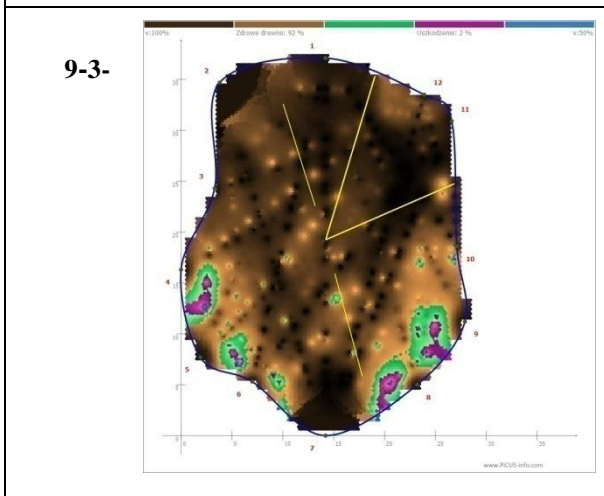
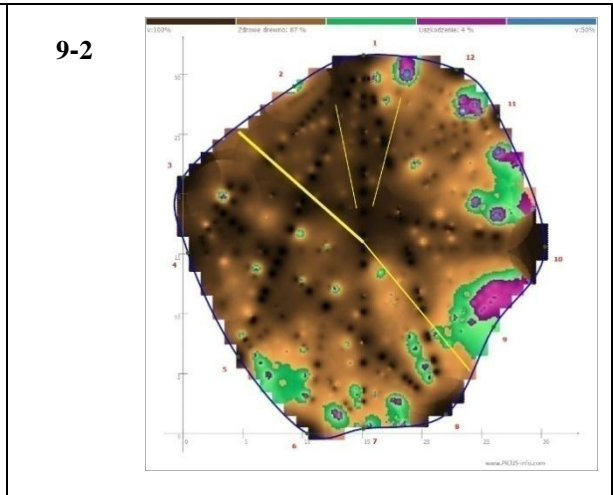
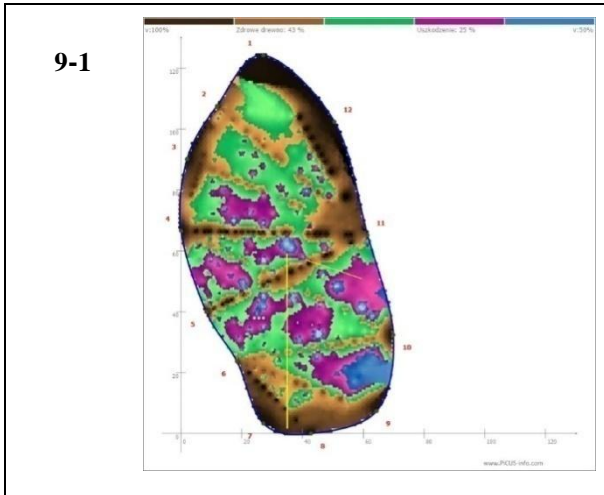
4.3.9. Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.)

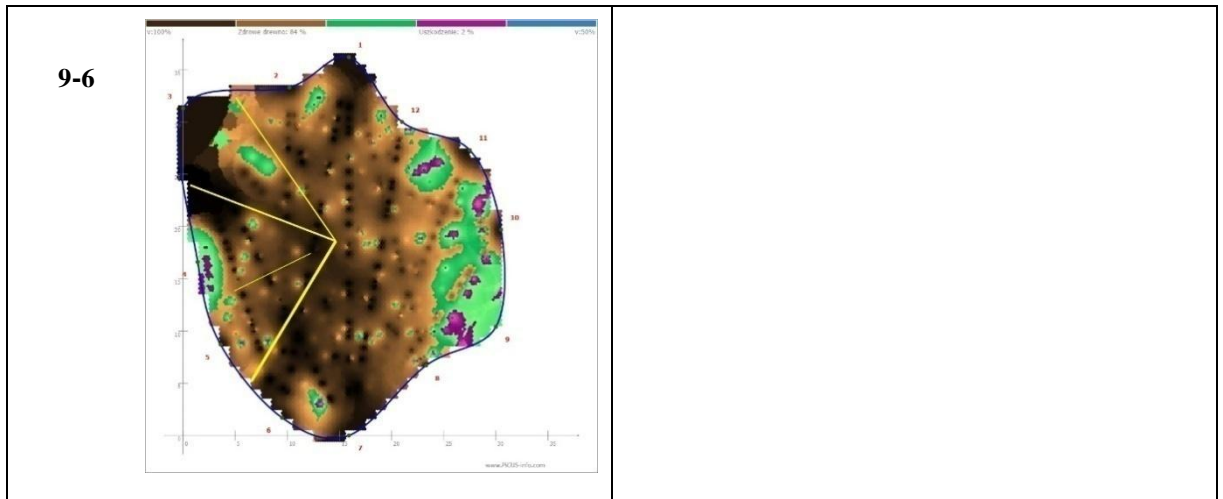
Wyniki pomiaru cech wzrostowych robinii akacjowej dla sześciu przebadanych okazów prezentuje tabela 27. Średni obwód pnia robinii na wysokości 1,3m wyniósł 117,6 cm i wahał się w przedziale od 80,0 cm do 163,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 25,1, a współczynnik zmienności 21,3%. Średnia szerokość korony drzew osiągnęła wartość 7,3 m i mieściła się w zakresie 5,0 – 10,0 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 1,6, a współczynnik zmienności 22%. Średnia wysokość drzew wynosiła 20,5 m i mieściła się w zakresie 19,1 do 22,7 m, przy odchyleniu standardowym równym 1,3 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 6,6%.

Tabela 27. Cechy wzrostowe robinii akacjowej z powierzchni badawczej zlokalizowanej w Lesie Zesławice

Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m	Szerokość korony	Wysokość drzewa
	[cm]	[m]	[m]
9/1	111,0	10,0	21,2
9/2	105,0	8,0	21,4
9/3-	80,0	5,0	19,1
9/3+	122,0	7,0	19,1
9/4	126,0	6,0	19,9
9/5	163,0	7,0	22,7
9/6	116,0	8,0	19,8
średnia	117,6	7,3	20,5
s	25,1	1,6	1,3
V%	21,3	22,0	6,6
min	80,0	5,0	19,1
max	163,0	10,0	22,7

Wszystkie okazy robinii akacjowej w analizie VTA zakwalifikowano jako drzewa o niskiej klasie ryzyka (Tab. IX Załączniki). Drzewa poddane analizie wykazały zróżnicowany charakter zdrowotności pni (Ryc. 45). Od całkowicie zdrowych, jak drzewo 9-5, poprzez częściowe udziały tkanek podlegających degeneracji drewna, aż po drzewa w złym stanie, jak okaz 9-4. Drzewo 9-3 (- i +) charakteryzowało się wyraźnie zarysowaną autonomicznością przewodników już od odziomka. Tomogram wyraźnie wskazuje na dwu przewodnikową naturę pnia, przekrój niejednorodny, ale wykazujący duży obszar tkanki nie dotkniętej procesem degradacji drewna. Żółte linie widoczne na tomogramach wskazują na możliwość występowania pęknięć.





Ryc. 45. Wynik tomografii komputerowej robonii akacyjowej

4.3.10. Sosna czarna (*Pinus nigra* Arn.)

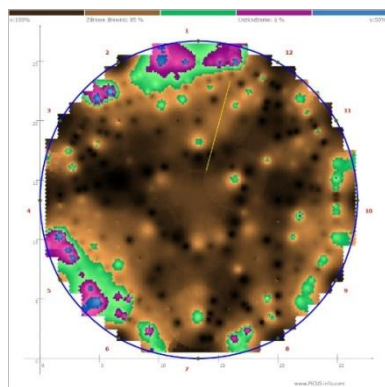
Wyniki pomiarów cech wzrostowych sosny czarnej przedstawia tabela 28. Analizą objęto osiem drzew. Średni obwód pnia sosny na wysokości 1,3m wyniósł 92,3 cm i wahał się w przedziale od 83,0 cm do 107,0 cm. Odchylenie standardowe wynosiło 10,4, a współczynnik zmienności 11,3%. Średnia szerokość korony drzew kształtowała się na poziomie 4,1 m. Cecha ta mieściła się w zakresie 3,0 – 5,0 m, przy odchyleniu standardowym równym 0,6 i współczynniku zmienności V% kształtującym się na poziomie 15,5%. Średnia wysokość drzew wynosiła 21,7 m. Najwyższy zmierzony okaz sosny czarnej mierzył 23,5 m, a najniższy 18,9 m. Odchylenie standardowe kształtowało się na poziomie 1,7, a współczynnik zmienności wyniósł 7,9%.

Tabela 28. Cechy wzrostowe sosny czarnej z powierzchni badawczych zlokalizowanych w Lesie Skałki Twardowskiego

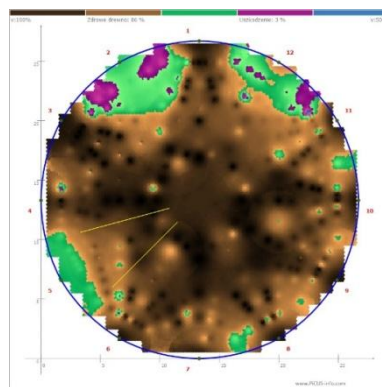
Nr arbotag	Obwód pnia na wys. 1,3m [cm]	Szerokość korony [m]	Wysokość drzewa [m]
	[cm]	[m]	[m]
10/1	84,0	4,0	22,9
10/2	86,0	4,0	23,5
10/3	83,0	3,0	22,0
10/4	84,0	4,0	20,0
10/5	107,0	5,0	23,3
10/6	107,0	4,0	22,7
10/7	99,0	5,0	20,5
10/8	88,0	4,0	18,9
średnia	92,3	4,1	21,7
s	10,4	0,6	1,7
V%	11,3	15,5	7,9
min	83,0	3,0	18,9
max	107,0	5,0	23,5

Wszystkie okazy sosny czarnej w analizie VTA zakwalifikowano jako drzewa o niskiej klasie ryzyka (Tab. X Załączniki). Niemal wszystkie osobniki sosny czarnej charakteryzowały się wysoką jednorodnością drewna na przekroju poprzecznym (Ryc. 46). Drzewa posiadały zdrowe, pełne pnie bez widocznych ubytków. Widoczne na tomogramach zielone punkty stanowiły tzw. „artefakty” i wynikały z niskiej rozdzielczości urządzenia.

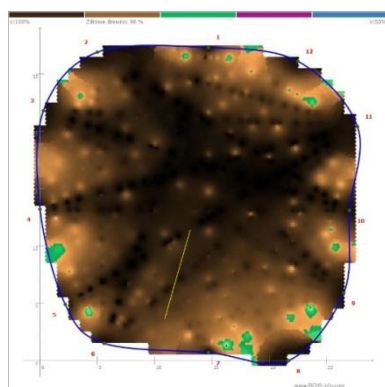
10-1



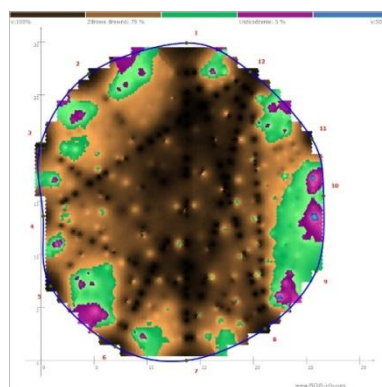
10-2



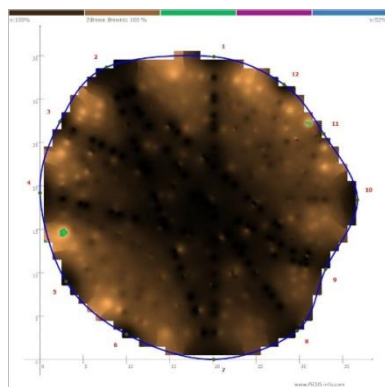
10-3



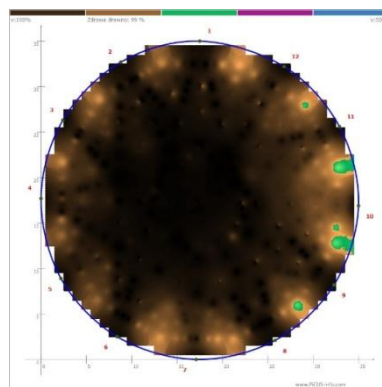
10-4



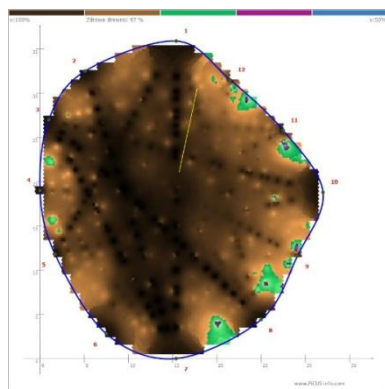
10-5



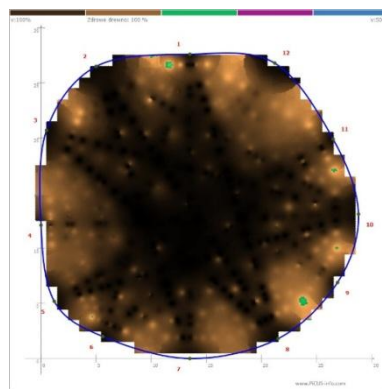
10-6



10-7



10-8



Ryc. 46. Wynik tomografii komputerowej sosny czarnej

4.4. Wpływ badanych gatunków obcych drzew na skład gatunkowy i zróżnicowanie niższych pięter drzewostanu

Na badanych powierzchniach stwierdzono występowanie głównie roślin typowych dla środowiska leśnego. Wyjątkiem okazała się powierzchnia w Lesie Reduta z biogrupą orzecha włoskiego, pod którym stwierdzono obecność kęp *Matteuccia struthiopteris* z udziałem gajowca żółtego oraz bluszczu orzęsionego. Na powierzchniach zlokalizowanych w obrębie Lasu Wolskiego (biogrupy kasztana jadalnego, daglezi zielonej, czeremchy amerykańskiej oraz choiny kanadyjskiej) pokrywą runa tworzyła głównie turzyca drżączkowata z zawilcem gajowym. Pojedynczo występowały takie gatunki jak: konwalijka dwulistna, niecierpek drobnokwiatowy, wietlica samicza, orlica pospolita czy jeżyna gruczołowata. Większy udział roślin wilgociolubnych stwierdzono w miejscach występowania biogrup klonu jesionolistnego oraz kasztanowca zwyczajnego (w obrębie Lasu Reduta). W pierwszym przypadku runo było zdominowane przez wiechlinę gajową, pokrzywę zwyczajną oraz podagrycznika pospolitego. W obrębie biogrupy kasztanowca zwyczajnego licznie występował w runie ziarnopłon wiosenny z kuklikiem pospolitym oraz niecierpkim drobnokwiatowym. W obrębie biogrupy robinii akacjowej pokrywa runa zdominowana była przez kuklika pospolitego oraz fiołka (*Viola mirabilis*). Najslabiej rozwiniętą pokrywą runa stwierdzono pod drzewostanem dębu czerwonego oraz sosny czarnej. W pierwszym przypadku w runie występowały tylko pojedyncze siewki dębu czerwonego i sporadycznie robinii akacjowej, w drugim przypadku w warstwie runa wznosiły się pojedyncze młodociane osobniki jaworu, jesionu, czereśni ptasiej, dębu szypułkowego oraz bzu czarnego (Tab. 29). Analiza wskaźników florystycznych obliczonych na podstawie ekologicznych liczb roślin naczyniowych Zarzyckiego i in. (2002) potwierdza, że analizowane płaty roślinności dna lasu, w obrębie badanych biogrup gatunków obcych mają zbliżone cechy. W przypadku ekologicznego wskaźnika trofizmu (TR) obliczone wartości mieszczą się w przedziale 3,1-3,9 oprócz powierzchni z dębem czerwonym, gdzie wskaźnik trofizmu wynosi 2,58. Najwyższe wartości wskaźnika florystycznego trofizmu obliczono dla powierzchni z sosną czarną (3,70) oraz orzechem włoskim (3,90) (Tab. 30). Wskaźnik wilgotności (W) przyjmuje również zbliżone wartości (z przedziału 2,71-3,36). Najniższą wartość przyjmuje w płacie z biogrupą klonu jesionolistnego, najwyższą w biogrupie orzecha włoskiego. Wskaźnik

kwasowości (R) podobnie jak w przypadku wskaźnika trofizmu, najniższą wartość osiąga w płacie z dębem czerwonym (2,75) następnie na pozostałych powierzchniach mieści się w zakresie 3,51-3,95. Natomiast na dwóch powierzchniach z orzechem włoskim oraz robinią akacjową przyjmuje wartości powyżej 4,0. Ostatni z florystycznych wskaźników edaficznych (wskaźnik granulometryczny - D) cechuje się wyrównanymi wartościami (3,33-45) (Tab. 30).

Tabela 29. Zestawienie roślinności występującej w warstwie runa, na powierzchniach badanych biogrup gatunków obcych (skrótów gatunków drzew jak na Ryc. 10)

	KJ	DZ	KIJ	KZ	OW	RA	DC	SC	CA	CK
<i>Acer platanoides</i>				+		+		+		
<i>Acer pseudoplatanus</i>									R	
<i>Aegopodium podagraria</i>			2	R						
<i>Aesculus hippocastanum</i>				1						
<i>Ajuga reptans</i>					+					
<i>Anemone nemorosa</i>	3	1							2	+
<i>Athyrium filix-femina</i>	+			+						
<i>Atrichum undulatum</i>	+									
<i>Carex brizoides</i>	3	4							2	1
<i>Circaea lutetiana</i>			+							
<i>Crataegus laevigata</i>						R				
<i>Dryopteris filix-mas</i>				+						
<i>Euonymus europaeus</i>						R				
<i>Fagus sylvatica</i>	1								+	+
<i>Ficaria verna</i>				3						
<i>Fraxinus excelsior</i>								R		
<i>Galeobdolon luteum</i>					2					
<i>Geranium robertianum</i>						+				
<i>Geum urbanum</i>			1	2	+	1				
<i>Glechoma hirsuta</i>					+					
<i>Impatiens parviflora</i>	+		+	1	+					
<i>Maianthemum bifolium</i>	1									
<i>Matteuccia struthiopteris</i>					2					
<i>Mnium sp.</i>			+							R
<i>Moehringia trinervia</i>						R				
<i>Mycelis muralis</i>								R		
<i>Padus avium</i>								R		
<i>Poa nemoralis</i>			3		R					
<i>Polygonatum multiflorum</i>	+									
<i>Polygonatum odoratum</i>										R
<i>Prunus serotina</i>		+							2	
<i>Pteridium aquilinum</i>		1								
<i>Quercus petraea</i>		+								
<i>Quercus robur</i>						R		R	+	
<i>Quercus rubra</i>							+			
<i>Rhytidadelphus sp.</i>			1							
<i>Robinia pseudoacacia</i>							R			
<i>Rubus hirtus</i>		1							R	
<i>Sambucus nigra</i>								R		
<i>Scrophularia nodosa</i>	R									
<i>Stellaria holestea</i>		+								
<i>Urtica dioica</i>			2							
<i>Viola mirabilis</i>						2				

Tabela 30. Wartości wskaźników florystycznych obliczonych na podstawie ekologicznych liczb wskaźnikowych Zarzyckiego i in (2002) dla płatów roślinności występującej w biogrupach badanych gatunków obcych

	KJ	DZ	KIJ	KZ	OW	RA	DC	SC	CA	CK
TR	3,16	3,09	3,19	3,51	3,90	3,31	2,58	3,70	3,23	3,11
W	3,02	3,26	2,71	3,18	3,36	2,92	2,92	3,25	3,18	3,07
R	3,51	3,62	3,64	3,77	4,13	4,36	2,75	3,95	3,68	3,75
D	3,98	4,15	3,33	3,65	3,63	3,91	3,42	4,00	3,97	4,05

Wskaźniki: TR – trofizmu, W – wilgotności, R – kwasowości, D – granulometryczny; skróty gatunków jak na Ryc. 10

5. Dyskusja

5.1. Wymagania siedliskowe badanych obcych gatunków drzew oraz cechy wzrostowe i kondycja zdrowotna badanych obcych gatunków drzew w warunkach lasów miejskich

Wymagania siedliskowe badanych obcych gatunków drzew w warunkach naszego kraju nie były szczegółowo weryfikowane. W literaturze zagranicznej można odnaleźć informacje o wymaganiach w stosunku do warunków glebowych oraz innych czynników siedliskowych, które jednak należałoby poddać weryfikacji w warunkach Polski. Spośród analizowanych w pracy gatunków wymagania glebowe gatunków północnoamerykańskich (daglezi zielonej, dębu czerwonego, choiny kanadyjskiej, czeremchy amerykańskiej, klonu jesionolistnego oraz robinii akacjowej) są dobrze poznane. Według źródeł amerykańskich, dagleza zielona w swojej ojczyźnie adaptuje się do bardzo zróżnicowanych pod względem uziarnienia gleb, jednak najlepsze warunki znajduje na podłożu o uziarnieniu glin ilastych, lub glin pylasto-ilastych, preferując gleby głębokie, dobrze zaopatrzone w wodę, ale jednocześnie dobrze zdrenowane (USDA_psme). W przypadku badanego stanowiska w Lesie Wolskim, występujące tam gleby płowe wykształcone z utworów lessowych w zasadzie spełniają większość cech zapewniających optymalny wzrost daglezi. Gleby płowe są odpowiednio zasobne we frakcje drobne (pył oraz ił), a dominacja frakcji pyłowej, typowa dla tego typu gleb, zapewnia doskonałe właściwości powietrzno-wodne. Stwierdzone w badaniach terenowych występowanie zwięzłych poziomów wmycia substancji ilastej mogą teoretycznie utrudniać rozwój korzeni i nie spełniają warunku dobrego zdrenowania gleby, z drugiej strony spowalniają odpływ i przesiąkanie wody opadowej po silnych opadach, co może przyczyniać się do lepszego jej gromadzenia i przeciwdziałania negatywnym skutkom okresowych deficytów opadów atmosferycznych. Jednocześnie w morfologii badanej gleby pod biogrupą daglezi zaznaczyło się stosunkowo silne zakwaszenie oraz wymycie związków żelaza, co może wskazywać na uruchomienie procesu bielnicowania. W analizowanym drzewostanie daglezi nie ujawnił się negatywny wpływ zwięzłych poziomów wmycia. Badany drzewostan cechował się dużą wysokością, co wskazuje na brak zahamowania wzrostu, z powodu występowania zwięzłych warstw w profilu glebowym, które mogłyby stanowić barierę mechaniczną dla rozwoju systemów korzeniowych. W przypadku

niektórych gatunków może dochodzić do spowolnienia lub nawet zahamowania wzrostu na wysokość w sytuacji niewielkiej biologicznej głębokości gleby (Goebes i in. 2019). Można więc sądzić, że dagleżja zielona cechuje się silnym systemem korzeniowym, który potrafi przebijać silnie zwięzłe poziomy wmycia substancji ilastej wraz z półtoratlenkami, a gleby płowe lasów miejskich Krakowa stanowią dla niej bardzo dogodne warunki do rozwoju. Potwierdzają to również dobre wyniki pomiaru zdrowotności pni dagleżji w mojej pracy. Poza nielicznymi defektami w części podkorowej dwóch drzew analizowane osobniki cechowały się bardzo dobrą zdrowotnością.

Dąb czerwony to drugi z gatunków, które mają dobrze poznane wymagania ekologiczne w naturalnym obszarze występowania. Według danych USDA dąb czerwony ma szeroką amplitudę ekologiczną ponieważ potrafi wzrastać na szerokiej gamie siedlisk począwszy od piaszczystych równin poprzez mezotroficzne, kwaśne siedliska lasów liściastych, skończywszy na skalistych wychodniach terenów górskich oraz obrzeżach terenów zalewowych w dolinach rzecznych. Jest również wykorzystywany do zalesiania rekultywowanych gruntów pokopalnianych (USDA_querub). W naszym kraju dąb czerwony był w ubiegłym stuleciu często wprowadzany na całym obszarze niżu, gdzie znajduje dogodne warunki rozwoju na siedliskach mezotroficznych – BMśw oraz LMśw. Badania przeprowadzone w Nadleśnictwie Prószków (Lasota i in. 2012) świadczą o bardzo dobrym wzroście drzewostanów dębu czerwonego na glebach brunatnych kwaśnych wykształconych z utworów niecałkowitych – płytkich utworów gliniastych podścielonych piaskiem luźnym. W prezentowanym badaniu dąb czerwony w Lesie Tynieckim porasta gleby rdzawe właściwe wykształcone z głębokich pokryw piasków wodnolodowcowych zalegających na zwietrzelinie wapieni jurajskich. Piaski, w których rozwijają się systemy korzeniowe dębu cechują się uziarnieniem piasków gliniastych, głębiej przechodzących w piasek luźny oraz cechują się wyraźnym zakwaszeniem. Gleby pod drzewostanem dębu czerwonego okazały się najuboższe spośród analizowanych w pracy gleb pod gatunkami obcymi w lasach miejskich. W klasyfikacji typologicznej można je powiązać z siedliskiem lasu mieszanego wyżynnego świeżego (LMwyżów) (Siedliskowe podstawy...2003). Bardzo korzystny rozwój drzewostanu przejawiający się dobrym wzrostem oraz równie dobrym stanem zdrowotnym został wykazany w przeprowadzonym badaniu, co może potwierdzać niższe wymagania omawianego

gatunku w stosunku do jakości gleby i siedliska w porównaniu do naszych dębów rodzimych (Jaworski 2019). W przypadku dębu czerwonego należy zwrócić uwagę na pewien negatywny aspekt wpływu jego drzewostanów, który może przejawiać się zubożeniem różnorodności gatunkowej roślinności dna lasu (Riepšas i Straigytė 2008, Woziwoda i in. 2014, Chmura 2020). Wyniki badań fitosocjologicznych potwierdzają istotne zmniejszenie zarówno bogactwa jak i liczebności gatunków rodzimych zarówno w starodrzewiach tworzonych przez dąb czerwony, jak i drzewostanach powstałych na gruntach porolnych. Według Woziwody i in. (2014) żadna z roślin naczyniowych nie odnosi korzyści z wprowadzenia dębu czerwonego i tylko niektóre gatunki są w stanie tolerować jego współwystępowanie. W przeprowadzonym badaniu można potwierdzić spostrzeżenia wspomnianych autorów. Pod dębem czerwonym w Lesie Tynieckim występowała najslabiej wykształcona roślinność dna lasu (w stosunku do powierzchni z pozostałymi gatunkami drzew obcych). Na badanej powierzchni z dębem czerwonym stwierdzono pojedyncze egzemplarze sałatnika leśnego oraz siewki dębu czerwonego, klonu zwyczajnego, czereśni ptasiej, jesionu wyniosłego i sporadycznie młodociane osobniki bzu czarnego. Niejednoznaczny jest w literaturze opis efektu oddziaływania dębu czerwonego na mikroflorę glebową. W badaniach z terenu Litwy (Riepšas i Straigytė 2008) stwierdzono znaczne obniżenie tempa mineralizacji materii organicznej oraz liczebności grzybów biorących udział w dekompozycji szczątków organicznych. Z kolei według badań Gebhardt i in. (2007, 2009) dąb czerwony tworzy związki ektomikoryzowe z licznymi grzybami, a bogactwo gatunkowe grzybów ektomikryzowych pod drzewostanami tego gatunku można uznać za wysokie i porównywalne z lasami tworzonymi przez gatunki rodzime. W niniejszej pracy nie prowadzono wprawdzie badań mikrobiologicznych, ale badania gleby pod dębem czerwonym w Lesie Tynieckim ujawniły występowanie silnie rozwiniętego poziomu akumulacji próchnicy, który mimo gruboziarnistego - piaszczystego uziarnienia wykazywał wyraźną agregatową strukturę, dużą głębokość (jak na gleby rdzawe), był silnie przerośnięty korzeniami i cechował się stosunkowo wysoką aktywnością enzymów biorących udział w przemianach azotu oraz fosforu (N-acetyl- β -D-glukozaminidaza, fosfataza).

Choina kanadyjska to kolejny z gatunków północnoamerykańskich, który w naturalnym środowisku wschodniej części Ameryki Północnej preferuje chłodny, wilgotny klimat. W swojej ojczyźnie tworzy drzewostany na zróżnicowanym podłożu

od piaszczysto-żwirowych utworów akumulacji lodowcowej i rzecznej do ciężkich ilasto-kamienistych oraz kamienistych zwietrzelin skał granitowych, gnejsowych i łupków (USDA_tsuga). Jest tolerancyjna w stosunku do odczynu gleby, ale większość naturalnych stanowisk cechuje się silnym zakwaszeniem, któremu w zwartych drzewostanach sprzyja trudno rozkładająca się ściółka wpływająca na proces bielicowania. Utrzymuje się, że preferuje gleby średnio i silnie wilgotne z odpowiednim drenażem. W terenach górskich preferuje cieniste stoki o wystawie północnej lub wschodniej. W badanej biogrupie, na terenie Lasu Wolskiego, choina kanadyjska rośnie na żyznej glebie płowej właściwej wykształconej z utworów lessowych. W powierzchniowych poziomach pod choiną kanadyjką stwierdzono wyraźną akumulację materii organicznej (5 centymetrowy poziom silnie kwaśnej próchnicy nadkładowej, o cechach poziomu fermentacyjnego), co potwierdza dane literaturowe o jej zakwaszającym wpływie na glebę. Stosunkowo niewielkie rozmiary, jakie osiągnęły badane osobniki (14-26m wysokości w wieku 95lat) oraz pewne symptomy uszkodzeń wewnątrz pni u 3 z 5 osobników świadczą o tym, że gatunek ten nie znajduje na analizowanym stanowisku optymalnych warunków do swojego rozwoju. W swojej ojczyźnie gatunek ten w zależności od ekotypu osiąga bardzo zróżnicowane rozmiary. Najbardziej okazałe rozmiary osiągają ekotypy pochodzące z rejonów Południowych Appalachów (w wieku 100 lat osiągają średnio pierśnicę 52 cm i wysokość 30 m). Ekotypy pochodzące z obszarów Michigan i New York są mniej okazałe (w wieku 100 lat osiągają przeciętnie pierśnicę 35-41 cm oraz wysokość 26 m) (USDA_tsuga). Przywiązanie choiny w naturalnym środowisku do wilgotnych gleb i siedlisk sugeruje, że gatunek ten jest mało tolerancyjny w stosunku do suszy. W północnej Ameryce susze są jednym z głównych czynników powodujących osłabienie oraz zamieranie drzewostanów choiny kanadyjskiej (Yorks i in. 2016). Osłabione drzewostany są dziesiątkowane przez groźnego szkodnika choiny, jakim jest *Adelges tsugae* (Annand 1928) zawleczony w latach 50 ubiegłego stulecia z Azji (Foley i in. 2018). Gleby płowe wytworzone z pokryw lessowych na terenie Lasu Wolskiego w Krakowie mogą podlegać przesychnianiu, w trakcie okresowych susz, co prawdopodobnie stanowi czynnik ograniczający wzrost takich gatunków jak choina kanadyjska.

Kolejnym gatunkiem pochodzącym z wschodniej części Ameryki Północnej jest czeremcha amerykańska. Na obszarze swojego naturalnego zasięgu najlepsze warunki do wzrostu znajduje na płaskowyżu Allegheny wzniesionym pomiędzy 300 a 790 m

n.p.m., gdzie nie jest szczególnie wybredna w stosunku do gleby, unikając tylko gleb skrajnie podmokłych oraz zbyt suchych (USDA_prunus). Toleruje gleby silnie zakwaszone, zarówno o uziarnieniu gruboziarnistym, jak i spoiste gleby ilaste ze zwięzłym poziomem fragipan ograniczającym rozwój korzeni. Wprowadzona do naszych lasów okazała się gatunkiem bardzo ekspansywnym, który rozprzestrzenił się na powierzchni blisko 100 tys ha, gdzie tworzy warstwę podszytu w drzewostanach sosnowych na siedliskach oligotroficznych i mezotroficznych z kwaśnymi glebami piaszczystymi – rdzawymi a nawet bielcowymi (Bijak i in. 2014). Badania do niniejszej pracy wykonano w biogrupach czeremchy amerykańskiej, która cechowała się silnym wzrostem, okazałymi rozmiarami, bardzo dobrą zdrowotnością i tworzyła górne piętro drzewostanu w Lesie Wolskim (wysokość 15-25 m, obwód pnia na 1,3m wynosił 77-136cm). Takie parametry wzrostowe osiągnęła czeremcha amerykańska na żyznej glebie płowej wytworzonej z lessu. W trakcie analizy gleby, zaskoczeniem była silna akumulacja materii organicznej w badanej glebie płowej. Pod drzewami czeremchy amerykańskiej stwierdzono mineralny poziom akumulacji próchnicy sięgający do głębokości 15 cm, o strukturze gruzełkowej, zawierający 10-13% Corg. (zawartość porównywalna do poziomów organicznych z intensywną humifikacją – Oh). Poziom ten wskazuje na pozytywny wpływ na akumulację glebowej materii organicznej, prawdopodobnie za sprawą intensywnego oddziaływania systemów korzeniowych i ich wydzielin. Brakuje kompleksowych badań nad wpływem tego gatunku na właściwości glebowej materii organicznej. Istnieją tylko nieliczne wyniki, które potwierdzają korzystny wpływ czeremchy amerykańskiej przejawiający się podwyższeniem pH oraz wzrostem zawartości azotu w poziomach akumulacji próchnicy gleb drzewostanów sosnowych, gdzie czeremcha została wprowadzona jako podszyt (Halarewicz i in. 2017). Bardzo interesujące wyniki uzyskali Aerts i in. 2017 analizując wpływ czeremchy późnej na obieg składników pokarmowych w drzewostanach sosny, buka, dębu oraz grabu. Autorzy ci wykazali, że czeremcha późna wpływa na zmianę obiegu głównie azotu oraz fosforu, co przejawiało się wzrostem zawartości tych makropierwiastków w liściach czeremchy i jednoczesnym obniżeniu koncentracji azotu w liściach buka, dębu oraz grabu, z którymi czeremcha współwystępowała. Należy pamiętać, że czeremcha amerykańska w pewnych warunkach siedliskowych może być gatunkiem inwazyjnym. Według Verheyen i in. 2007 obszarami szczególnie podatnymi na inwazję tego gatunku są obszary

z gruboziarnistymi glebami bielcowymi. Można sądzić, że w lasach miejskich Krakowa, w warunkach występowania żyznych gleb płowych, brunatnych zagrożenie wystąpienia inwazji tego gatunku jest dużo mniejsze. W miejscu prowadzenia badań, na terenie Lasu Wolskiego nie zauważono większych skupisk młodocianych osobników czeremchy amerykańskiej pod okapem dorodnych, analizowanych dojrzałych drzew, co może świadczyć o braku gwałtownego rozprzestrzeniania się populacji tego gatunku. Niemniej należy pamiętać, że zwarte zarośla czeremchy amerykańskiej zmieniają warunki oświetlenia i wpływają na wierzchnią warstwę gleby poprzez zmianę jakości próchnicy oraz zmniejszenie dostępności wody przez zwiększenie intercepcji oraz transpiracji, co powoduje z reguły zmniejszenie bogactwa gatunkowego roślinności dna lasu (Invasive Species Compendium).

Klon jesionolistny to kolejny z gatunków północnoamerykańskich, które analizowano w prezentowanej pracy. W swojej ojczyźnie jest gatunkiem porastającym wilgotne obszary wokół jezior oraz wzdłuż strumieni oraz tereny zalewowe w dolinach rzek, gdzie tworzy wielogatunkowe lasy z różnymi gatunkami wierzb, topól oraz wiązów. Odznacza się pewną tolerancją na wahania wilgotności gleby, znosząc okresowe susze ale też krótkotrwałe zalewy. Preferuje gleby o odczynie obojętnym i zasadowym (USDA_aceneg). Powierzchnia, którą badano w prezentowanej pracy, położona w obrębie Lasu Reduta, zlokalizowana była na dawnej terasie zalewowej rzeki Sudół Dominikański i cechowała się występowaniem bardzo urodzajnych mad rzecznych brunatnych, wykształconych z osadów aluwialnych. Można więc stwierdzić, że warunki glebowe w pełni zaspokajają wysokie wymagania badanego gatunku. Efekt oddziaływania badanego gatunku na cechy gleb jest w przypadku analizowanej powierzchni trudny do określenia ponieważ właściwości badanej gleby w dużej mierze są efektem procesów formowania się osadów aluwialnych. Świadczy o tym chociażby obecność kopalnego poziomu akumulacji próchnicy, który został przykryty warstwą młodszych osadów w trakcie formowania się wspomnianej mady. Dodatkowym czynnikiem utrudniającym ocenę wpływu klonu jesionolistnego na glebę jest bogactwo roślinności runa, która również posiada istotny wpływ na chociażby cechy poziomu akumulacji próchnicy. Analizowana powierzchnia z klonem jesionolistnym w Lesie Reduta charakteryzowała się bardzo bujną roślinnością, wśród której dominowała pokrzywa zwyczajna, kuklik pospolity, podagrycznik pospolity oraz wiechlina gajowa. Zwarte, bujne runo oddziałuje na glebę również poprzez wydzieliny silnie rozwiniętych

systemów korzeniowych, a jego wpływ jest trudny do oddzielenia od wpływu tworzących drzewostan gatunków drzewiastych (Pan i in. 2018, Yang i in. 2018, Zhao i in. 2018, Wang i in. 2020). Zaskakującym może być stosunkowo niska aktywność biochemiczna gleby w obrębie badanej powierzchni, mimo wysokiego pH i dużej zasobności w kationy zasadowe oraz silnego rozwoju roślinności i jej systemów korzeniowych. Przypuszczać można jedynie, że pewien wpływ mogły mieć tutaj również zanieczyszczenia transportowane przez wodę potoku Sudół Dominikański. Obecnie jakość wód w tym potoku według badań za okres 2010-2015 została oceniona na złą i zaliczona do IV klasy na podstawie elementów biologicznych, oraz poniżej II klasy na podstawie parametrów fizykochemicznych, co związane jest z dopływem ścieków, oraz zanieczyszczeń chemicznych z obszarów rolniczych (Raport stan wód 2009, 2015, Kanownik i Rajda 2008, Kot i in. 2017). Analizy zawartości metali ciężkich, które w przypadku takich metali jak kadm i cynk obecnie można uznać za podwyższone mogą świadczyć o zanieczyszczeniu gleb badanego terenu. Nie jest wykluczone, że obniżona aktywność biochemiczna gleby jest związana z wykazanim zanieczyszczeniem gleby. Wpływ metali ciężkich na aktywność mikroflory glebowej został udokumentowany w szeregu badaniach. Dowody na temat jej ograniczenia w warunkach podwyższonego stężenia zwłaszcza kadmu, ołowiu czy cynku przedstawili m.in. Bischoff (1982), Łukowski i Dec (2018). Jakość zdrowotna badanych osobników klonu jesionolistnego okazała się w badaniu tomografem dobra, co świadczy o korzystnych warunkach dla jego wzrostu na badanym siedlisku. Jedynie u jednego z ośmiu badanych osobników stwierdzono niewielkie zmiany w obrębie zewnętrznej strefy pnia.

Ostatnim, analizowanym w lasach miejskich Krakowa gatunkiem drzewa pochodzącym z Północnej Ameryki jest robinia akacjowa. W swojej ojczyźnie pierwotnie występowała w Appalachach i górach Ozark w południowej części Missouri, Arkansas oraz wschodniej części Oklahoma. Jest gatunkiem drzewa, które toleruje różne podłoże, ale najlepiej wzrasta na glebach głębokich; szczególnie korzystne warunki rozwoju znajduje na podłożu bogatym w węglany (McAlister 1971). Gleby brunatne wylugowane, jakie stwierdzono na terenie Lasu Zesławice, wykształcone z lessów, o odczynie słabokwaśnym do zasadowego wydają się stwarzać korzystne warunki do rozwoju omawianego gatunku. Pod drzewostanem robinii akacjowej stwierdzono dobrze wykształcony poziom akumulacji próchnicy cechujący się

drobnoagregatową strukturą, bardzo korzystnym stosunkiem C/N (ok. 10) oraz niską kwasowością. Korzystne oddziaływanie robinii akacjowej na poziom akumulacji próchnicy wynika ze znanej od dawna właściwości tego gatunku, typowej dla roślin motylkowych, jaką jest symbioza korzeni z bakteriami uczestniczącymi w wiązaniu azotu atmosferycznego (Olesniewicz i Thomas 1999, Moshki i Lamersdorf 2011). Dzięki dużej plastyczności oraz produkcji biomasy zasobnej w biogeny, robinia akacjowa jest szeroko wykorzystywana w procesie rekultywacji terenów zdegradowanych, gdzie przyczynia się do odtworzenia poziomu próchnicznego (Rahmonov i Parusel 2012). Mimo korzystnego oddziaływania na glebę, w Polsce uznano robinie akacjową za gatunek inwazyjny (zaliczonym do IV kategorii gatunków inwazyjnych). Robinia akacjowa dzięki dużej zdolności przystosowawczej i konkurencyjności, stopniowo zajmuje nowe stanowiska i stanowi zagrożenie dla trwałości wielu cennych zbiorowisk roślinnych (zarośli i muraw kserotermicznych, muraw napiaskowych, wydm śródlądowych, wrzosowisk oraz zbiorowisk naskalnych i nadrzecznych, jak również ciepłolubnych dąbrów i grądów środkowoeuropejskich) (GDOŚ_Karty informacyjne o inwazyjnych gatunkach obcych). W lasach miejskich Krakowa robinia akacjowa jest spośród analizowanych gatunków obcych najliczniej reprezentowana, co potwierdza jej duże zdolności adaptacyjne oraz pewne cechy gatunku inwazyjnego. Przeprowadzona analiza zdrowotności wybranych osobników tworzących drzewostan w obrębie Lasu Zesławice świadczy o dosyć dobrej kondycji zdrowotnej tego gatunku. W obrębie badanej biogrupy stwierdzono drzewa całkowicie zdrowe, jak i drzewa z występującymi pęknięciami oraz uszkodzeniami pni. Możliwą przyczyną jest narażenie badanego drzewostanu na szkody od czynników abiotycznych, bowiem badana powierzchnia zajmuje szczytową partię lokalnego wzgórza, narażoną na podmuchy silnych wiatrów. Nie zaobserwowano na obszarze Lasu Zesławice negatywnego wpływu na roślinność niższych pięter drzewostanu oraz roślinność runa, która jest w literaturze wiązana z allelopatycznym oddziaływaniem robinii akacjowej (Rahmonov i Parusel 2012). W obrębie badanej powierzchni stwierdzono bujny rozwój podszytu złożonego z bzu czarnego, głogów, trzmieliny oraz podrostu klonu zwyczajnego; roślinność runa mimo obecności podszytu była również dobrze wykształcona, złożona z takich roślin jak: fiołek przedziwny, kuklik pospolity, bodziszek cuchnący i możylinek trójnerwowy.

Sosna czarna jest jednym z najważniejszych ekonomicznie, rodzimych gatunków iglastych południowej Europy. Jej naturalny zasięg rozciągający się od zachodniej Afryki Północnej poprzez południową Europę po Azję Mniejszą obejmuje ponad 3,5 mln ha. Wykazuje dużą zmienność genetyczną i fenotypową (w obrębie zasięgu tego gatunku wyróżniono 6 głównych podgatunków). Podgatunek typowy dla strefy umiarkowanej (*Pinus nigra nigra*) zasiedla obszary położone pomiędzy 350 a 1000 m n.p.m., (północne Włochy, Austria) gdzie preferuje gleby wykształcone z dolomitów. Podgatunki występujące we francuskich Pirenejach czy na Sycylii, porastają górskie gleby wytworzone z masywnych skał wulkanicznych, w tym także kwaśnych, bezwęglanowych (Enescu i in. 2016, Sosna czarna_ekologia). Na terenie Lasu Skałki Twardowskiego, gdzie przeprowadzono badania do niniejszej pracy sosna czarna wzrasta na rędzinie brunatnej wykształconej z wapieni jurajskich, która przypomina gleby jakie towarzyszą temu gatunkowi w naturalnym zasięgu występowania. Trudno jest jednak porównać efekt wpływu sosny czarnej na cechy gleby do pozostałych obcych gatunków drzew rosnących na glebach wytworzonych z lessu. Pod drzewostanem sosny czarnej nie ujawnił się zakwaszający wpływ, co jest następstwem neutralizacji kwaśnych produktów rozkładu materii organicznej przez zasadowe podłoże bogate w węglan wapnia (Ponge i in. 2011, 2014, Miechówka i Drewnik 2018). W takich warunkach nawet pod drzewostanem iglastym wytwarza się bardzo sprawna, dobrze przetworzona, wysycona wapniem, aktywna biologicznie próchnica typu mull. W analizowanym drzewostanie mimo występowania żyznej, węglanowej gleby nie stwierdzono dużego bogactwa roślinności dna lasu. Wydaje się że przyczyną było silne zwarcie drzewostanu potęgowane przez występujące w podroście i drugim piętrze młodociane klony zwyczajne. Analiza zdrowotności pni sosny czarnej na badanej powierzchni w Lesie Skałki Twardowskiego wskazuje na brak uszkodzeń pni badanych drzew, co potwierdza ich korzystne warunki do wzrostu na analizowanym siedlisku.

Kasztan jadalny to kolejny gatunek pochodzący z południa Europy. Jego obszar występowania rozciąga się od Półwyspu Iberyjskiego aż do Azji Wschodniej (północno-wschodnia Turcja, Armenia, Azernejdżan, Syria) (Conedera i in. 2016). Na obszarze półwyspu Iberyjskiego kasztan jadalny jest traktowany jako priorytetowy gatunek przyspieszający odtworzenie środowiska leśnego na zdegradowanych terenach bezleśnych (Rubio i in. 2002). Jest drzewem klimatu umiarkowanie ciepłego (ze średnią roczną temperaturą w zakresie 8-15 st. C), które przystosowuje się do bardzo

zróżnicowanych warunków glebowych, zasiedlając zarówno gleby wytworzone na podłożu krzemianowym, jak i węglanowym. Wymaga minimalnych rocznych opadów w zakresie 600-800 mm, wykazuje dużą wrażliwość na letnie susze oraz późne przymrozki (Conedera i in. 2016). W pracy przebadano jedyną biogrupę kasztana jadalnego, jaka występuje na obszarze lasów miejskich Krakowa w Lesie Wolskim. Warunki glebowe nie są w tym przypadku czynnikiem limitującym rozwój tego gatunku, natomiast wydaje się, że czynniki klimatyczne mogą stanowić pewną barierę dla wzrostu tego gatunku. Analiza jakości drzew kasztana jadalnego ujawniła występowanie silnych uszkodzeń pni drzew. Cztery spośród pięciu badanych osobników wykazywały uszkodzenia pni od strony północnej, występowanie spękań pni aż do strefy rdzeniowej i degenerację struktury drewna obejmującą nawet 23-26% przekroju pnia. Lokalizacja uszkodzeń, występowanie głębokich pęknięć pni sugeruje, że powstały one w wyniku oddziaływania mrozu. Pęknięcia mrozowe pni kasztana jadalnego są częstym rodzajem uszkodzeń (Bricault 2014). W obrębie badanej biogrupy kasztana jadalnego stwierdzono występowanie typowej gleby płowej ze stosunkowo płytkim poziomem akumulacji próchnicy (miąższości 8 cm), zawierającym ok. 5% Corg o proporcji C/N w zakresie 15,5-16,3, cechujący się dosyć silnym zakwaszeniem i niskim stopniem wysycenia kationami zasadowymi (<20%). W poziomie akumulacji próchnicy stwierdzono także niską aktywność enzymów zaangażowanych w przemiany celulozy przy jednocześnie wysokiej aktywności arylosulfatazy biorącej udział w przemianach związków siarki. Efekt oddziaływania samego kasztana jadalnego na właściwości biochemiczne poziomu próchnicznego może być jednak modyfikowany przez silnie rozwinięte runo, w którym gatunkiem dominującym na badanej powierzchni była turzycza drżączkowata (*Carex brizoides*).

Kasztanowic zwyczajny, to kolejny gatunek pochodzący z południa Europy, z terenów górskich półwyspu Bałkańskiego, gdzie występuje na osłoniętych od wiatrów stokach do wysokości 1300 m n.p.m. Preferuje ciepłe i wilgotne siedliska, ale posiada dużą amplitudę ekologiczną i nie jest wymagający względem zasobności gleby w składniki odżywcze (Schmidt i Roloff 1996). Analizując tolerancję poszczególnych gatunków drzewiastych na stres wywołany zmianami klimatu niemieccy badacze uznali kasztanowca jako „gatunek umiarkowanie tolerujący suszę” i raczej wrażliwy na suszę niż na nią odporny (Roloff 2013, Brune 2016). W warunkach badanej powierzchni z kasztanowcem zwyczajnym w Lesie Reduta stwierdzono występowanie żyznej gleby

brunatnej wyługowanej wytworzonej z lessów. W trakcie badań terenowych zwrócił uwagę dobrze wykształcony, strukturalny poziom akumulacji próchnicy, który był silnie przerośnięty korzeniami kasztanowca. Gęsty system korzeniowy przerastał również poziomy wzbogacenia do głębokości 70 cm, co świadczy o silnym rozwoju systemu korzeniowego tego gatunku i jego intensywnym oddziaływaniu na właściwości gleby. Pod kasztanowcem zwyczajnym stwierdzono znaczną akumulację próchnicy glebowej o pozytywnych cechach (słabo kwaśny odczyn, C/N 12-15, wysokie wysycenie kationami zasadowymi ok. 75%), co wskazuje na pozytywny wpływ tego gatunku na powierzchniowe poziomy gleby. Badanie przy użyciu tomografu wykazało występowanie u części osobników (3/5) uszkodzeń drewna w środkowej strefie pni oraz spękań, należy jednak wziąć pod uwagę, że wiek drzew tworzących badaną biogrupę w Lesie Reduta był podeszły- około 120 lat. W ostatnim okresie kasztanowiec zwyczajny atakowany jest przez szkodnika minującego liście (*Cameraria ohridella*), który powoduje przedwczesne ich zamieranie i opadanie. Tyburska-Woś i in. (2018) przeprowadzili interesujące badanie, które miało na celu określenie wpływu uszkodzenia liści przez wspomnianego szkodnika na intensywność tworzenia mikoryz arbuskularnych przez korzenie kasztanowca zwyczajnego. Okazało się, że osobniki leczone (bez uszkodzeń liści) nie wykształcały istotnie więcej mikoryz, jednak cechowały się intensywniejszym rozwojem drobnych korzeni oraz istotnie lepszym zaopatrzeniem w azot.

Orzech włoski to ostatni z badanych gatunków drzew obcych występujący w Lesie Reduta. Gatunek naturalnie występujący na Bałkanach, południowo-wschodniej Europie, południowo-zachodniej, środkowej i wschodniej Azji. Orzech włoski jest gatunkiem „ciepłolubnym”, który wymaga co najmniej sześciomiesięcznego okresu z temperaturą powyżej 10 st. C. Toleruje okresy suszy, chociaż ich ilość w ciągu okresu wegetacyjnego nie powinna być mniejsza niż 100-150 mm. Najlepszy wzrost uzyskuje na glebach o odczynie obojętnym i zasadowym (Wani i in. 2016). W lesie Reduta w obrębie badanej biogrupy orzecha włoskiego stwierdzono występowanie eutroficznej gleby szarobrunatnej wytworzonej z osadów pyłowych, prawdopodobnie z udziałem procesów deluwialnych. W profilu glebowym nie widać wprawdzie warstwowania typowego dla gleb deluwialnych, natomiast o takiej ewentualności świadczą warunki położenia (brzeżna strefa dawnego terasu w dolinie potoku Sudół Dominikański, u podnóża stromego wzniesienia z osadami lessowymi). O udziale procesów

deluwialnych może świadczyć również bardzo głęboki poziom akumulacji próchnicy sięgający do głębokości 50 cm. Tak bogata gleba zapewnia dobre warunki do rozwoju orzecha włoskiego, o czym świadczy także bardzo dobra kondycja zdrowotna badanych drzew i brak uszkodzeń pni. Nieco zaskakujące może się wydawać obfite runo pod orzechem włoskim, w składzie którego stwierdzono rzadki, chroniony gatunek paproci (pióropusznik strusi), prawdopodobnie „uciekinię” z pobliskich ogrodów działkowych. Orzech włoski w naszym kraju został zaliczony do gatunków inwazyjnych grupy II tzn, takich, które ujawniły właściwości inwazyjne w niektórych regionach, oraz które zwiększają zajmowany areał bądź liczbę stanowisk lub cechują się dużym potencjałem inwazyjnym znanym z innych krajów. Może stanowić zagrożenie dla pewnych zbiorowisk roślinnych tj. muraw kserotermicznych, ekstensywnych łąk a także zarośli i lasów (np. ciepłolubnych buczyn) (GDOŚ_Karty informacyjne o inwazyjnych gatunkach obcych, Tokarska-Guzik i in. 2012). Należy zatem z pewną ostrożnością podchodzić do wykorzystywania tego gatunku w lasach miejskich.

5.2. Wpływ badanych obcych gatunków drzew na właściwości gleb

Gatunki drzew objęte badaniami wykazują zróżnicowany wpływ na fizyczne, chemiczne i biochemiczne właściwości gleb. W efekcie przeprowadzonych badań udało się potwierdzić zróżnicowany wpływ na glebę gatunków iglastych oraz liściastych. Gleby gatunków iglastych tj. daglezi zielonej, sosny czarnej oraz choiny kanadyjskiej charakteryzowały się niższą gęstością objętościową gleb w porównaniu do gatunków liściastych. Różnice w fizycznych właściwościach gleb wynikają z różnic opadu substancji organicznej dostarczanego do gleby przez gatunki iglaste oraz liściaste. Ściółka dostarczana do gleby przez gatunki liściaste i iglaste różni się stosunkiem C/N oraz stosunkiem ligniny/N (Rahman i Tsukamoto 2013). Valachovic i in. (2004) wykazali w doświadczeniu z woreczkami ściółkowymi niższą utratę masy ściółki gatunków iglastych w porównaniu do gatunków liściastych. W przypadku drzew iglastych wskaźnik rotacji ściółki jest niższy niż w przypadku drzew liściastych (Vesterdal i in. 2008). W efekcie oddziaływania gatunków iglastych tworzy się typ próchnicy mor lub moder, który charakteryzuje się słabszym tempem dekompozycji. W przypadku drzewostanów liściastych wykształca się próchnica typu mull (Lasota i Błońska 2013). Oddziaływanie drzew zachodzi nie tylko przez opad ściółki, ale

również przez dostarczone resztki gałęzi, kory oraz systemy korzeniowe. Drewno gatunków iglastych wykazuje odmienne cechy w porównaniu do gatunków liściastych co w konsekwencji wpływa na ilość i jakość glebowej materii organicznej (Piaszczyk i in. 2021). Drewno gatunków iglastych charakteryzuje się wyższą zawartością celulozy (40-45%), wyższą zawartością ligniny (26-35%) i niższą zawartością pentozanów (7-14%) w porównaniu z gatunkami liściastymi (celuloza 38-49%, lignina 23-30%, pentozany 19-26%) (Rowell i in. 2012). W trakcie przeprowadzonych badań zanotowano wyraźne różnice w ilości agregatów glebowych. Można przypuszczać, że na ich ilość ma wpływ nie tylko ilość i jakość dostarczanej do gleby biomasy nadziemnej, ale również systemy korzeniowe. Systemy korzeniowe oddziałują na glebę poprzez obumarłą biomasę korzeni zwłaszcza korzeni drobnych oraz wydzieliny korzeniowe. Szeroka gama związków węglowych jest uwalniana z żywych korzeni do gleby, przez co stymuluje aktywność mikroorganizmów biorących udział w przemianach związków organicznych (Cortufo i Inesen 1995; Kumar i Pandey 2006). Wcześniej prowadzone badania wskazują, na związek ilości agregatów glebowych z ilością drobnych korzeni (Błońska 2015). Spośród badanych obcych gatunków drzew najwyższą liczbą drobnych agregatów (1-2 mm) charakteryzowały się gleby pozostające pod wpływem czeremchy amerykańskiej oraz robinii akacjowej. Najniższą liczbą drobnych agregatów charakteryzowały się gleby z orzechem włoskim oraz klonem jesionolistnym. Halarewicz i in. (2017) ustalili pozytywny wpływ czeremchy amerykańskiej na właściwości gleb zwłaszcza na jakość materii organicznej co w konsekwencji przekłada się na właściwości fizyczne gleb. Podobne spostrzeżenia dotyczą robinii akacjowej, która wpływa na zmianę właściwości gleb (Li i in. 2021). Gorsza struktura gleby wyrażona niewielką ilością drobnych agregatów w glebach pod wpływem oddziaływania orzecha włoskiego może być efektem obecności juglonu. Związek można wyizolować z liści, korzeni, łusek i kory przez co drzewa orzecha mogą oddziaływać na właściwości gleb oraz kiełkowanie i wzrost roślin (Kot i in. 2020). Zgodnie z oczekiwaniami gleby z gatunkami iglastymi (dagleźja i choina) charakteryzowały się najniższym pH oscylującym około 4.0 oraz najwyższą kwasowością hydrolityczną i wymienną. Drzewostany iglaste mają bardziej zakwaszający wpływ na glebę w porównaniu do drzewostanów liściastych oraz mieszanych (Błońska i in. 2016). Augusto i in. (2002) opracowali ranking gatunków według zdolności zakwaszających: gatunki iglaste > buk, dąb, brzoza > klon, grab,

jesion i lipa. Spośród gatunków liściastych najniższym pH charakteryzowały się gleby z kasztanem jadalnym. Rubio i in. (2002) w swoich badaniach wiązali występowanie kasztana jadalnego z glebami kwaśnymi. Gleby pod wpływem oddziaływania badanych obcych gatunków charakteryzowały się zróżnicowaną zawartością węgla organicznego. Średnio dwukrotnie wyższą zawartość węgla organicznego odnotowano w glebach z gatunkami iglastymi tj. daglezią zieloną, choiną kanadyjską oraz w przypadku gleb z czeremchą amerykańską. Jednocześnie gleby tych samych gatunków charakteryzowały się najwyższą zawartością azotu oraz wysokim stosunkiem C/N. Przeprowadzona analiza GLM potwierdziła znaczenie gatunków badanych drzew w kształtowaniu ilości węgla organicznego oraz azotu. Wpływ rodzaju roślinności na zawartość węgla organicznego i azotu może wynikać z różnorodności składu chemicznego ściółki. Ściółka roślinna zawiera różne związki organiczne w tym polisacharydy, związki aromatyczne oraz alifatyczne (Crow i in. 2009). Przeprowadzone badania z gatunkami obcymi potwierdzają, że właściwości chemiczne ściółki są kluczowym czynnikiem wpływającym na glebową materię organiczną. Doświadczenie ze ściółką badanych gatunków wskazało, których gatunków ściółka ma najniższe pH oraz najniższą zawartość C i N. Ściółka gatunków iglastych tj. daglezi zielonej, sosny czarnej oraz choiny kanadyjskiej wykazywały niskie pH oraz najniższą zawartość N. Spośród gatunków liściastych, klon jesionolistny oraz dąb czerwony charakteryzował się niskim pH oraz dość niską zawartością N. Jednocześnie ściółka gatunków iglastych wykazywała wysoki stosunek C/N co skutkuje słabszym tempem dekompozycji. Wysokim pH oraz wysoką zawartością N charakteryzowała się ściółka kasztanowca zwyczajnego oraz robinii akacjowej. Podobnie układały się wyniki w przypadku przesączy pochodzących ze ściółki badanych obcych gatunków drzew. W konsekwencji powyższego, gleby pod gatunkami iglastymi (daglezia i choina) charakteryzowały się słabym tempem rozkładu i próchnicą typu mor lub moder. W przypadku gleb pod gatunkami liściastymi dostarczona substancja organiczna ulega szybszemu rozkładowi i wykształca się próchnica typu mull. Uzyskane wyniki potwierdziły jak silnie drzewa poprzez dostarczoną biomasę mogą modyfikować tempo dekompozycji glebowej materii organicznej, którego odzwierciedleniem może być stosunek C/N. Stosunek procentowej zawartości azotu i węgla w glebie (C/N) jest wskaźnikiem stopnia udostępniania roślinom azotu wchodzącego w skład resztek roślinnych (Błońska 2015). Według Coolsa i in. (2014) gatunki drzew są głównym

czynnikiem wyjaśniającym zmienność stosunku C/N. Jeśli chodzi o skład chemiczny przesączy potwierdza on odrębność gatunków iglastych. Według Lasoty i in. (2018) skład jonowy przesączy uwalnianych z drewna gatunków liściastych charakteryzuje się wyższym stężeniem kationów. Według powyższych autorów drewno gatunków iglastych jest uboższe w makroelementy takie jak N, P, K, Ca i Mg. Podobne różnice w swoich badaniach odnotowali Prescott i Laiho (2002) oraz Laiho i Prescott (2004). Dodatkowo w kształtowaniu właściwości gleb ma znaczenie ilość uwalnianych substancji oraz koncentracji substancji żywicznych i odmienny skład chemiczny lignin co może wpływać na procesy mikrobiologiczne (Kögel-Knabner 2002). Na podstawie analizy chemicznej gleb pozostających pod wpływem oddziaływania gatunków obcych drzew oraz po analizie chemicznej ściółki oraz przesączy z niej pochodzących nie da się jednoznacznie wskazać gatunków liściastych najlepiej lub najgorzej oddziałujących na środowisko glebowe. Jednoznacznie gatunki iglaste (dąb zielony i choina) badanych obcych gatunków drzew mniej korzystnie kształtują właściwości wierzchnich poziomów gleb. Przeprowadzona analiza PCA potwierdziła odrębność pod względem składu chemicznego zwłaszcza gleb pod oddziaływaniem dąb zielony oraz choiny kanadyjskiej. Analiza skupień wykonana z wykorzystaniem zawartości C, N, kationów zasadowych oraz kwasowości hydrolitycznej wydzieliła dwie odrębne grupy gatunków drzew. W jednej z nich znajduje się choina kanadyjska, dąb zielony, czeremcha amerykańska, dąb czerwony oraz klon jesionolistny. Gleby pod wymienionymi powyżej gatunkami drzew często charakteryzują się najwyższymi lub najniższymi wartościami badanych parametrów fizycznych oraz chemicznych w negatywnym kontekście.

Poza właściwościami fizycznymi oraz chemicznymi, do oceny wpływu wybranych obcych gatunków drzew wykorzystano aktywność enzymatyczną. Enzymy glebowe wytwarzane przez drobnoustroje odgrywają kluczową rolę w biochemicznym rozkładzie materii organicznej (Baldrian i Šnajdr 2011; Błońska i in. 2017). Tempo dekompozycji glebowej materii organicznej zależy od właściwości substancji, a przede wszystkim od aktywności mikroorganizmów i ich enzymów (Błońska 2015). W analizie wpływu wybranych obcych gatunków drzew oznaczono aktywność enzymów, które odgrywają kluczową rolę w obiegu C, N, P oraz S. Przeprowadzona analiza aktywności enzymatycznej sześciu enzymów zaangażowanych w cykl C, N, P i S wskazała na duże zróżnicowanie w glebach pozostających pod wpływem oddziaływania gatunków obcych. Analiza statystyczna uzyskanych wyników wskazuje na silną zależność

aktywności enzymatycznej z pH badanych gleb, zawartością C i N, zawartością kationów zasadowych oraz wybranymi metalami ciężkimi. pH gleby wpływa na aktywność enzymów glebowych poprzez kontrolę jonizacji wywołanej zmianami konformacji enzymów oraz dostępności substratów i kofaktorów enzymatycznych (Tabatabai 1994). Wartość pH ma znaczący wpływ na aktywność mikroorganizmów w glebie, wiele enzymów wykazuje dużą wrażliwość na odczyn gleby. Dodatkowo z pH była skorelowana aktywność β -glukozydazy. Myśków (1987) wskazał na zmiany w proporcjach mikroorganizmów w efekcie obniżenia pH gleby. Odnotował zwiększenie zespołu grzybów w stosunku do zespołu bakterii. W glebach bardzo kwaśnych dochodzi do obniżenia aktywności mikroorganizmów co przekłada się na tempo dekompozycji glebowej materii organicznej. Dodatkowo zanotowano w pracy silny związek aktywności enzymatycznej z zawartością kationów zasadowych. Po pierwsze wyższe zawartości zasadowych jonów prowadzą do wzrostu pH czego efektem jest stymulacja aktywności mikroorganizmów glebowych. Po drugie większa zawartość kationów zasadowych działa jak czynnik strukturotwórczy. Poprawa struktury gleby powoduje zróżnicowanie nisz będących środowiskiem życia mikroorganizmów, o różnych wymaganiach oraz uzdolnieniach do katalizowania odmiennych procesów chemicznych w glebie i rozkładu różnorodnych substratów (Drażkiewicz 1989). W przypadku NAG, XYL oraz PH odnotowano ujemną korelację z pH przy jednoczesnej wysokiej korelacji z zawartością węgla i azotu. Można przypuszczać, że w przypadku tych trzech enzymów materia organiczna okazała się kluczowym czynnikiem determinującym aktywność enzymatyczną. Materia organiczna jako podstawowe źródło energii dla organizmów glebowych stymuluje aktywność mikrobiologiczną co znajduje odzwierciedlenie w poziomie aktywności enzymatycznej (Błońska i in. 2016). W trakcie przeprowadzonych badań zanotowano zależność aktywności enzymatycznej z zawartością wybranych metali ciężkich. W przypadku Cd, Cu, Pb oraz Zn była to zależność dodatnia co budzi pewne zaskoczenie. Według Sardar i in (2010), wysokie stężenie metali ciężkich zmienia strukturę i działalność mikroorganizmów w glebie. Aktywność enzymatyczna gleby, zwłaszcza aktywność dehydrogenaz i ureazy znacznie spada wraz z rosnącym zanieczyszczeniem metalami ciężkimi (Chen et al. 2005). Uzyskane współczynniki korelacji wskazują na stymulujący efekt oddziaływania wybranych metali ciężkich. We wcześniej prowadzonych badaniach udokumentowano również pozytywny wpływ metali ciężkich (Bååth 1989; Błońska i in. 2015). Pająk i in.

(2016) odnotowali dodatnią korelację między aktywnością ureazy a zawartość Cd, Ni i Zn oraz między aktywnością dehydrogenaz i zawartością Ni. Metale wykryte w niewielkiej ilości w glebie nie są szkodliwe, a nawet mogą stymulować wybrane procesy enzymatyczne. Jest to prawdopodobne ponieważ metal może być składnikiem centrum katalizatora i może aktywować wybrane enzymy (Balicka i Varanka 1978).

Wartości wyznaczające dopuszczalne stężenia metali ciężkich w glebie określa Rozporządzenie Ministra Środowiska (2016), przy czym wartości graniczne dla badanych metali ciężkich w glebach leśnych wynoszą: Cd - $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Co - $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cr - $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu - $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Ni - $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb - $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; i Zn - $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W próbach gleb pobranych spod gatunków obcych nie wykazano żadnych wartości metali ciężkich, które przekraczałyby zdefiniowane dopuszczalne stężenia. Według Kabata-Pendias (2011) dopuszczalny poziom Cd to $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cu to $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Ni to $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb to $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i Zn to $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich została przekroczona w przypadku Cd, Pb oraz Zn. Dopuszczalne normy dla kadmu zostały przekroczone w glebach pozostających pod wpływem sosny czarnej. Podwyższone zawartości metali zostały oznaczone w przypadku gleb z klonem jesionolistnym, kasztanem jadalnym, daglezią zieloną, robinia akacjową, sosną czarną, czeremchą amerykańską oraz choiną kanadyjską. W przypadku gleb pozostających pod wpływem oddziaływania kasztanowca zwyczajnego, robinii akacjowej oraz sosny czarnej odnotowano podwyższone zawartości Zn.

Spośród badanych gatunków obcych drzew najniższą aktywnością wszystkich enzymów charakteryzowały się gleby pozostające pod wpływem oddziaływania klonu jesionolistnego. W przypadku trzech enzymów (PH, SP oraz XYL) ich najniższe aktywności odnotowano w glebach z oddziaływaniem orzecha włoskiego. Niska aktywność enzymatyczna XYL, BG oraz CB została odnotowana w przypadku gleb z kasztanem jadalnym oraz z dębem czerwonym. W przypadku orzecha włoskiego wyjaśnienie niskiej aktywności enzymatycznej można wiązać z wpływem juglonu. Kot i in. (2020) badali aktywność ureazy w glebie pod koroną orzecha włoskiego i poza nią. Wykazali, że aktywność ureazy glebowej jest wyższa poza koroną drzewa niż pod nią. Niższa aktywność ureazy pod koroną orzecha świadczy o wpływie juglonu. Największą różnicę w aktywności ureazy pod i poza koroną zaobserwowano w pobliżu najstarszego drzewa co wskazuje, że rozwój korony i systemu korzeniowego zwiększa ilość wydzielanego juglonu. Niska aktywność w przypadku gleb z klonem jesionolistnym nie

jest taka oczywista. Wcześniej prowadzone badania wskazują w większości na stymulujące działanie tego gatunku na aktywność mikrobiologiczną gleb, ale w odniesieniu do innego zestawu gatunków drzew (Krevš i Kučinskiene 2017; Kuzmin i in. 2020). W niniejszej pracy szczegółowej analizie poddano glebę oraz biomasę nadziemną – ściolę dostarczaną do powierzchniowych poziomów. Być może wyjaśnienie niskiej aktywności badanych enzymów w glebach z klonem jesionolistnym trzeba szukać w systemach korzeniowych i ich wydzielinach lub wpływie zanieczyszczeń transportowanych przez potok Sudół Dominikański. W przypadku gleb z kasztanem jadalnym, niską aktywność enzymów można wiązać z produktami ubocznymi z kasztana, które są źródłem związków fenolowych o silnych właściwościach przeciwutleniających i przeciwbakteryjnych (Silva i in. 2020). Fenole mogą wpływać na dostępność węgla i azotu, a także aktywność enzymatyczną (Stanek i in. 2020). W interakcjach roślina-mikroorganizm, fenole specyficzne dla gatunku mogą być źródłem pożywienia lub toksyczności. Mogą mieć właściwości przeciwdrobnoustrojowe, pobudzające lub oba (niejednoznaczne), a zatem w różny sposób wpływają na właściwości mikrobiologiczne gleby, aktywność enzymatyczną i sprzężenie zwrotne między roślinami a glebą. W badaniach Stanek i in. (2020) okazało się, że dąb czerwony obniża kilka parametrów gleby, a mianowicie szybkość oddychania, aktywność fosfatazy, całkowitą biomasę drobnoustrojów, biomasę bakterii, a także zmienia strukturę społeczności drobnoustrojów.

6. Podsumowanie

- Analiza warunków siedliskowych w obrębie badanych lasów miejskich Krakowa wskazuje na występowanie bardzo żyznych gleb co przekłada się na wysoki trofizm siedlisk. W obrębie badanych lasów miejskich Krakowa dominują gleby płowe i brunatne wykształcone z lessów, rzadziej rędziny i mady rzeczne. W tych warunkach wykształcają się głównie siedliska lasu wyżynnego świeżego, a rzadziej lasu wyżynnego wilgotnego. W pojedynczym przypadku stwierdzono występowanie gleb rdzawych, na utworach niecałkowitych – piaskach na zwietrzelinie wapienia jurajskiego. Takie gleby towarzyszą siedlisku lasu mieszanego wyżynnego świeżego.
- Warunki glebowo-siedliskowe opisane w badanych lasach miejskich Krakowa odpowiadają wymaganiom troficznym gatunków obcych objętych tą pracą. Większość analizowanych gatunków obcych charakteryzowała się dobrą zdrowotnością oraz cechami wzrostowymi. Najgorszą zdrowotnością spośród badanych gatunków obcych charakteryzował się kasztan jadalny, który wykazywał liczne uszkodzenia od mrozu. Choina kanadyjska charakteryzowała się uszkodzeniami w mniejszym stopniu, których przyczyny można doszukiwać się w niedoborze wilgotności. Drobne uszkodzenia pojawiły się w przypadku robinii akacjowej oraz kasztanowca zwyczajnego.
- Zastosowana w pracy nowatorska metoda tomografii komputerowej okazała się przydatnym narzędziem w ocenie stanu zdrowotności drzew w lasach miejskich. Do tej pory metoda była stosowana w ocenie kondycji drzew w parkach miejskich.
- Przeprowadzone badania potwierdziły odmienny wpływ obcych drzew gatunków liściastych i iglastych. Gatunki liściaste korzystniej wpływają na właściwości powierzchniowych poziomów gleb w porównaniu do gatunków iglastych. Spośród liściastych badanych obcych gatunków drzew najkorzystniejszy wpływ na cechy próchnicy glebowej wykazywały: robinia akacjowa, kasztanowiec zwyczajny. Spośród gatunków iglastych korzystniejszymi cechami powierzchniowych poziomów gleb charakteryzowała się sosna czarna. Ten korzystny wpływ może wynikać z oddziaływania podłoża bogatego w węglan wapnia.

- Choina kanadyjska oraz dagleżja zielona wykazały najsilniejszy wpływ zakwaszający powierzchniowe poziomy badanych gleb. W efekcie ich oddziaływania powstaje ektopróchnica o cechach płytkiego poziomu butwinowego. W celu ograniczenia tego negatywnego wpływu należy urozmaicać składy gatunkowe poprzez wprowadzanie domieszek gatunków liściastych.
- Doświadczenie modelowe z wykorzystaniem ściółki badanych obcych gatunków drzew potwierdziło odmienny skład chemiczny ściółki gatunków liściastych i iglastych. Ściółka gatunków iglastych charakteryzowała się niską zawartością azotu, co skutkowało wysokim stosunkiem C/N, powyżej 40. Spośród gatunków liściastych, kasztanowiec zwyczajny oraz robinia akacjowa wykazywały najwyższe pH > 6.0. Jednocześnie, ściółka kasztanowca zwyczajnego uwalnia duże ilości kationów zasadowych.
- Wpływ badanych gatunków obcych uwidacznia się we właściwościach fizycznych, zwłaszcza strukturze gleby. Spośród badanych obcych gatunków drzew najwyższą liczbą drobnych agregatów (1-2 mm) charakteryzowały się gleby pozostające pod wpływem czeremchy amerykańskiej oraz robinii akacjowej. Najniższą liczbą drobnych agregatów charakteryzowały się gleby z orzechem włoskim oraz klonem jesionolistnym.
- Analiza skupień wykonana z wykorzystaniem właściwości opisujących jakość glebowej materii organicznej pozwoliła na wyodrębnienie dwóch odrębnych grup gatunków obcych drzew. W jednej z nich znajduje się choina kanadyjska, dagleżja zielona, czeremcha amerykańska, dąb czerwony oraz klon jesionolistny. Wymienione gatunki charakteryzują się powstawaniem kwaśnej próchnicy o niższej aktywności biochemicznej. Pozostałe gatunki, z drugiej grupy charakteryzują się lepiej rozłożoną glebową materią organiczną, silniej wysyconą kationami zasadowymi, a w konsekwencji aktywniejszą biologicznie.
- Aktywność enzymatyczna okazała się dobrym narzędziem w ocenie zmian zachodzących w powierzchniowych poziomach gleb lasów miejskich będących pod wpływem oddziaływania gatunków obcych drzew. Spośród badanych gatunków obcych drzew najniższą aktywnością wszystkich enzymów charakteryzowały się gleby pozostające pod wpływem oddziaływania klonu jesionolistnego. Niska aktywność enzymatyczna wybranych enzymów została

odnotowana w przypadku gleb z kasztanem jadalnym, orzechem włoskim oraz z dębem czerwonym. Niska aktywność biologiczna wymienionych gatunków może być efektem ich silnego allelopatycznego oddziaływania.

- W składzie gatunkowym runa uwidacznia się wpływ badanych obcych gatunków drzew. Ograniczający wpływ na ilość i różnorodność roślinności miał dąb czerwony oraz czeremcha amerykańska.

7. Literatura

- Aerts R., Ewald M., Nicolas M., Piat J., Skowronek S., Lenoir J., Hattab T., Garzón-López C.X., Feilhauer H., Schmidlein S., Rocchini D., Decocq G., Somers B., Van De Kerchove R., Deneff K., Honnay O. 2017. Invasion by the Alien Tree *Prunus serotina* Alters Ecosystem Functions in a Temperate Deciduous Forest. *Frontiers in Plant Science*. 8:179. DOI: 10.3389/fpls.2017.00179
- Angers D.A., Caron J. 1998. Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry* 42: 55-72
- Augusto L., Ranger J., Binkley D., Rothe A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59:233–253
- Avtzis N. D., Avtzis D. N., Vergos S. G., Diamandis S. 2007. A contribution to the natural distribution of *Aesculus hippocastanum* (Hippocastanaceae) in Greece. *Phytologia Balcanica* 13 (2): 183–187
- Bååth E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water Air Soil Pollut* 47:335–379
- Baldrian P., Šnajdr J. 2011. Lignocellulose-degrading enzymes in soil. (W:) Shukla G., Varma A. (eds) *Soil enzymology*. Springer-Verlag, Berlin, 167–186
- Balicka N., Varanka M.W. 1978. Effect of industrial pollution of air on soil microflora. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 206:17–27
- Baridon, D., Suchocka, M. 2009. Wizualna metoda oceny statyki drzew. Co ma wpływ na statykę drzewa i jak rozpoznać zagrożenie *Administrator*, 2,16–19.
- Barzdajn W., Blonkowski S., Chałupka W., Fonder W., Giertych M., Korczyk A., Matras J., Potyrański A., Tabor J., Szelaż Z., Zajackowski S. 2004. Program testowania potomstwa wyłączonych drzewostanów nasiennych, drzew doborowych, plantacji nasiennych i plantacyjnych upraw nasiennych. DGLP Warszawa. 81 pp.
- Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. 1977. *Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym*. Warszawa, PWRiL.
- Beven K., Germann P. 2013. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research* 49: 3071–3092
- Bijak S., Czajkowski M., Ludwisiak Ł. 2014. Occurrence of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in the State Forests in Poland. *Forest Research Papers*. 75(4): 356-365.
- Bischoff B. 1982. Effect on cadmium on microorganisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 6(2): 157-165. DOI: 10.1016/0147-6513(82)90003-3
- Błońska E. 2015. Effect of stand species composition on the enzyme activity and organic matter stabilization in forest soil. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie nr 527. Rozprawy, zeszyt 404*, 1-85.
- Błońska E., Klamerus-Iwan A., Lasota J., Gruba P., Pach M., Pretzsch H. 2018. What Characteristics of Soil Fertility Can Improve in Mixed Stands of Scots Pine and European Beech Compared with Monospecific Stands? *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 49: 237-247

- Błońska E., Lasota J., Gruba P. 2016. Effect of temperate forest tree species on soil dehydrogenase and urease activities in relation to other properties of soil derived from loess and glaciofluvial sand. *Ecological Research* 31(5): 655-664.
- Błońska E., Lasota J., Gruba P. 2017. Enzymatic activity and stabilization of organic matter in soil with different detritus inputs. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 63: 242-247.
- Błońska E., Małek S., Januszek K., Barszcz J., Wanic T. 2015. Changes in forest soil properties and in spruce stands after dolomite, magnesite and serpentinite fertilization. *European Journal of Forest Research* 134:981–990
- Błońska E., Piaszczyk W., Staszek K., Lasota J. 2021. Enzymatic activity of soils and soil organic matter stabilization as an effect of components released from the decomposition of litter. *Applied Soil Ecology* 157:103723, DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103723
- Bokwa A. 2016. Klimat Krakowa. (W:) K. Bajorek-Zydroń, P. Wężyk (red.) Atlas pokrycia terenu i przewietrzania Krakowa. Urząd Miasta Krakowa, Wydział Kształtowania Środowiska. 522pp.
- Bokwa A., Wypych A., Hajto M. 2018. Impact of Natural and Anthropogenic Factors on Fog Frequency and Variability in Kraków, Poland in the Years 1966-2015. *Aerosol and Air Quality Research* 18: 165-177.
- Bonifacio, E., Petrillo, M., Petrella, F., Tambone, F., Celi, L., 2015. Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant Soil* 395, 215–229.
- Bricault B. 2014. Frost cracks in trees. Michigan State University Extension. https://www.canr.msu.edu/news/frost_cracks_in_trees
- Brożek S., Zwydak M. 2003. Atlas gleb leśnych Polski. Wydawnictwo CILP.
- Brundu G., Richardson D.M. 2016. Planted forests and invasive alien trees in Europe: A code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota*, 30, 5–47. DOI: 10.3897/neobiota.30.7015
- Brune M. 2016. Urban trees under climate change. Potential impacts of dry spells and heat waves in three German regions in the 2050s. Report 24. Climate Service Center Germany, Hamburg.
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2014. *Acer negundo* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/2862#20057036149> (data dostępu 11.02.2021)
- Chałupka, W., Matras, J., Barzdajn, W. Blonkowski, S., Burczyk J., Fonder, W., Grądzki, T. Gryzło, Z., Kacprzak, P., Kowalczyk, J., Koziół, C., Pytko, T., Rzońca, Z. Sabor, J., Szeląg, Z., Tarasiuk, S. 2011. Program zachowania leśnych zasobów genowych i hodowli selekcyjnej drzew leśnych w Polsce na lata 2011-2035. 142 pp. ISBN 978-83-61633-60-0. Centrum Informatyczne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Chanway C.P., Holl F.B. 1992. Influence of soil biota on Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) seedling growth: the role of rhizosphere bacteria. *Canadian Journal of Botany*. 70: 1025-1031.
- Chen C.L., Lio M., Huang C.Y. 2005. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailing from Pb–Zn–Ag mine. *Journal of Environmental Sciences* 17:637–640

- Chmura D. 2020. The Spread and Role of the Invasive Alien Tree *Quercus rubra* (L.) in Novel Forest Ecosystems in Central Europe. *Forests*. 11, 586; DOI:10.3390/f11050586
- Chylarecki H. 2004. *Daglezja w lasach Polski*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań
- Conedera, M., Tinner, W., Krebs, P., de Rigo, D., Caudullo, G., 2016. *Castanea sativa* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. (W:) San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (red.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, s. e0125e0+
- Cools N., Vesterdal L., De Vos B., Vanguelova E., Hansen K. 2014. Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soil. *Forest Ecology and Management*, 311: 3-16.
- Cotrufo M.F., Ineson P. 1995. Effects of enhanced atmospheric CO₂ and nutrient supply on the quality and subsequent decomposition of fine roots of *Betula pendula* Roth and *Picea sitchensis* (Bong) Carr. *Plant Soil*, 170, 267–277.
- Crow P. 2005. The Influence of Soils and Species on Tree Root Depth. *Forestry Commission Archive*. <https://www.forestry.gov.uk>
- Crow, S.E., Lajtha K., Filley T.R., Swanston C.W., Bowden R.D., Caldwell B.A. 2009. Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: implications for global change. *Global Change Biology* 15, 2003–2019.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. *Studia I Materiały CEPL w Rogowie*, R. 14 (33)(4), 26–43
- Dobrylovská, D., 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. *Journal of Forest Science* 47, 477–485
- Drażkiewicz M. 1989. Relacje pomiędzy fazą stałą gleby a mikroorganizmami. *Postępy Mikrobiologii*. XXVIII (2-4): 161-171
- Durlak W. Dudkiewicz M., Pudelska K., Dąbski M. 2017. Diagnostowanie kondycji drzew z wykorzystaniem tomografii komputerowej. *Acta Scientiarum Polonorum, seria Formatio Circumiectionis* 16(2):71–83
- Dyderski M., Dylewski Ł. 2019. Gatunki inwazyjne. *Magazyn Polskiej Akademii Nauk*, 3–4(59), 32–37.
- Dyrektywa Rady Unii Europejskiej 1999/105/WE z dnia 22 grudnia 1999 r. w sprawie obrotu leśnym materiałem rozmnożeniowym
- Enescu, C. M., de Rigo, D., Caudullo, G., Mauri, A., Houston Durrant, T., 2016. *Pinus nigra* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. (W:) San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (red.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, s. e015138+
- Fabijanowski J., Jaworski A., Jezutek S. 1980. Ocena hodowlana gatunków drzew rodzimych i obcych wprowadzonych na powierzchniach doświadczalnych w Zawoi. *Acta Agraria et Silvestria. Series Silvestris* 19: 3–21
- Foley J.R., Salom S. Minter C. 2018. Hemlock Woolly Adelgid *Adelges tsugae* (Annand 1928) (Insecta: Hemiptera: Adelgidae). Department of Entomology and Nematology, UF/IFAS. EENY-709: 1-8 DOI:10.32473/edis-in1221-2018.

- Gazda A. 2012. Stan badań nad obcymi gatunkami drzew w polskich lasach. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, R. 14 (33)(4), 44–52
- Gazda A. 2013. Występowanie drzew obcego pochodzenia na tle zróżnicowania lasów Polski południowej. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie* nr 512, ser. Rozprawy, zeszyt 389
- Gazda A., Augustynowicz P. 2012. Obce gatunki drzew w polskich lasach gospodarczych. Co wiemy o puli i o rozmieszczeniu wybranych taksonów? *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 14(33), 53–61
- Ge Z., Fang S., Chen H.Y.H., Zhu R., Peng S., Ruan H. 2018. Soil Aggregation and Organic Carbon Dynamics in Poplar Plantations. *Forests* 9:508
- Gebhardt S., Neubert K., Wöllecke J., Münzenberger B., Hüttl R.F. 2007. Ectomycorrhiza communities of red oak (*Quercus rubra* L.) of different age in the Lusatian lignite mining district, East Germany. *Mycorrhiza* 17: 279-290
- Gebhardt S., Wöllecke J., Münzenberger B., Hüttl R.F. 2009. Microscale spatial distribution patterns of red oak (*Quercus rubra* L.) ectomycorrhizae. *Mycological Progress* 8: 245-257
- Geszprych M. 2014. Struktura zarządzania i nadzoru nad lasami w Polsce. (W:) Panel Ekspertów „Organizacja”. *Wizja leśnictwa w Polsce. Narodowy Program Leśny*. 18 listopada 2014 r. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary
- Goebes P., Schmidt K., Seitz S., Both S., Bruelheide H., Erfmeier A., Thomas Scholten T., Kühn P. 2019. The strength of soil-plant interactions under forest is related to a Critical Soil Depth. *Scientific Reports*. 9:8635 DOI: 10.1038/s41598-019-45156-5
- Gołos P., Zając S. 2011. Delimitacja rekreacyjnej funkcji lasów i gospodarki leśnej na terenach zurbanizowanych. *Leśne Prace Badawcze* 72 (1): 83–94
- Gruba P., Mulder J. 2015. Tree species affect cation exchange capacity (CEC) and cation binding properties of organic matter in acid forest soils. *Science of the Total Environment* 511: 655–662
- Güner S.T., Erkan N., Karatas R. 2021. Effects of afforestation with different species on carbon pools and soil and forest floor properties. *Catena* 196: 104871
- Halarewicz A., Pruchniewicz D., Kawałko D. 2017. Kształtowanie właściwości gleb w borze sosnowym z udziałem czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.). *Sylvan*. 161(2): 149-154.
- Hanley J., Barbieri J., Song Y. 2006. A clinical procedure for case-specific analytical validation of mono-modality image fusion in image guided radiotherapy. (W:) *Annual International Conference of the IEEE Engineering in Medicine and Biology - Proceedings* (T. 53, 3823–3826). DOI: 10.1109/IEMBS.2006.259402
- Hayes, E. 2001. *Evaluating tree defects*. 2nd ed. Safetrees, Rochester, MN., 34 pp.
- Hobbie S.E., Reich P.B., Oleksyn J., Ogdahl M., Zytkowski R., Hale C., Karolewski P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology* 87: 2288–2297

- Holzwarth F.M., Daenner M., Flessa H. 2011. Effects of beech and ash on small-scale variation of soil acidity and nutrient stocks in a mixed deciduous forest. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174: 799-808
- Huntley B., Birks H. J. B. 1983. An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0-13 000 years ago. Cambridge University Press, Cambridge. DOI: 10.1007/BF02902298
- Jacob, M., Weland, N., Platner, C., Schaefer, M., Leuschner, C., Thomas, F. M. 2009. Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 2122–2130
- Janssens J.A., Sampson D.A., Curiel-Yuste J., Carrara A., Cenlemans R. 2002. The carbon cost of fine root turnover in a Scots pine forest. *Forest Ecology and Management* 168: 231-240.
- Jaszczak R. 2008. Las i gospodarka leśna w zasięgu oddziaływania miast w Polsce. *Studia i Materiały CEPL* 19: 152–171.
- Jaszczak R., Beker C., Gołojuch P., Miotke M. 2011. Preconditioning of forest economy in Poland in urban areas. *Journal of Management and Sustainable Development* 2 (29): 107–111.
- Jaszczak R., Ważyński B., Wajchman-Świtalska S. 2017. Prawne aspekty leśnictwa miejskiego w Polsce. *Sylvan*, 161(8), 659–668.
- Jaworski A. 2011. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. Powszechnie Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa.
- Jaworski A. 2019. Hodowla lasu tom III. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. PWRiL. Warszawa, 640 pp.
- Johnson, G.R., Johnson, B. 1999. Storm damage to landscape trees: prediction, prevention, treatment. FO-7415-S. St. Paul, MN: University of Minnesota Extension Service, 8 pp.
- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants, 4th edn. Taylor and Francis, New York
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Kanownik W., Rajda W. 2008. Źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowych w zlewni potoku Sudół Dominikański. *Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus* 7 (2): 3-14
- Keresztesi, B. 1988. The Black Locust. Akadémiai Kiadó, Budapest. 196 pp.
- Klasyfikacja gleb leśnych Polski. 2000. Praca zbiorowa. CILP. Warszawa.
- Knoerzer D., Reif A. 2001. Provision and strategies for the management of Douglas-fir. On controlling naturalisation effects. W: Kowarik I. and Starfinger U., red., *Biological Invasions in Germany. A Challenge to Act.* pp. 55–56 BfN Scripten 32, Bonn
- Kögel-Knabner I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 139–162

- Kondracki J., 2009. Geografia regionalna Polski, wydanie III uzupełnione, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 441 pp.
- Kot M., Bucki M., Olech Z. 2020. Influence of walnut trees (*Juglans regia* L.) on soil urease activity. Polish Journal of Agronomy. 40: 3-6.
- Kot M., Gołosz M., Grzyb E., Miśkowiec P. 2017. Ocena jakości wód Sudołu Dominikańskiego na podstawie wybranych parametrów fizykochemicznych. Prądnik. Prace Muz. Szafera. 27: 131-146
- Kotroczo Z., Veres Z., Fekete J., Krakomperger Z., Tóth J.A., Lajtha K., Tóthmérisz B. 2014. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. Soil Biology and Biochemistry 70, 237–243.
- Kou M., Garcia-Fayos P., Hu S., Jiao J. 2016. The effect of *Robinia pseudoacacia* afforestation on soil and vegetation properties in the Loess Plateau (China): A chronosequence approach. Forest Ecology and Management 375: 146-158.
- Kowarik I., 2003. Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. Biological Invasions 5, 293–312.
- Krevš A., Kučinskiene A. 2017. Influence of invasive *Acer negundo* leaf litter on benthic microbial abundance and activity in the littoral zone of a temperate river in Lithuania. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 418, 26
- Król S. 1988. Synantropizacja fitocenoz leśnych przez introdukcję obcych gatunków drzew. Wiadomości Botaniczne, 32(2), 115–124
- Krumm F., Vítková L. (red.) 2016. Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges. European Forest Institute. 423 pp.
- Kumar R., Pandey A. 2006. Plant roots and carbon sequestration. Current Science, 91(7), 885–890.
- Kuzmin P., Bukharina I., Kuzmina A. 2020. Biochemical characteristics of urban maple trees. Saudi Journal of Biological Sciences 27: 2912-2916.
- Laiho R., Prescott C.E. 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. Canadian Journal of Forest Research 34: 763-777
- Landgraf D., Klose S. 2002. Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165: 9-16
- Langmaier M., Lapin K., Porta N. La, Girona M. M., Halassy M. 2020. A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. Frontiers in Plant Science 11, 524969. DOI: 10.3389/fpls.2020.524969
- Lasota J., Błońska E. 2013. Siedliskoznawstwo leśne na nizinach i wyżynach Polski. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Kraków.
- Lasota J., Błońska E., Piaszczyk W., Wiecheć M. 2018. How the deadwood of different tree species in various stages of decomposition affected nutrient dynamics? Journal of Soils and Sediments 18: 2759–2769.

- Lasota J., Błońska E., Wanic T., Klamerus-Iwan A., Więcek Z. 2012. Charakterystyka warunków glebowych gatunków introdukowanych na przykładzie Nadleśnictwa Prószków. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*. 33(4): 121-129
- Latocha E. 1989. Możliwości i sposoby zagospodarowania terenów leśnych w okręgach przemysłowych. (W:) Białobok S. (red.) *Życie drzew w skażonym środowisku*. Monografie popularnonaukowe: Nasze drzewa leśne 21: 443-466.
- Latocha E., Hawryś Z. 1976. Wzrost i rozwój introdukowanych gatunków drzew w rejonach przemysłowych. *Sylwan* 120 (2): 29-38.
- Lavender D.P., Hermann R.K. 2014. Douglas-fir: The Genus *Pseudotsuga*. Oregon Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis. ISBN 978-0-615-97995-3, 352 pp.
- Lenda M., Skorka P. 2009. Orzech włoski *Juglans regia* - nowy, potencjalnie inwazyjny gatunek w rodzimej florze. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 65(4), 261–270.
- Lenda M., Skórka P., Knops J.M.H., Moroń D., Tworek S., Woyciechowski M. 2012. Plant establishment and invasions: an increase in a seed disperser combined with land abandonment cause an invasion of the non-native walnut in Europe. *Proceeding of the Royal Society B – Biological Sciences*. 279: 1491-1497.
- Lewińska J., Zgud, K., 1980. Wyspa ciepła na tle zespołów urbanistycznych Krakowa. *Przegląd Geofizyczny* 25 (33), 3-4: 283-294.
- Li K., Han X., Ni R., Shi G., de-Miguel S., Li C., Shen W., Zheng Y., Zheng X. 2021. Impact of *Robinia pseudoacacia* stand conversion on soil properties and bacterial community composition in Mount Tai, China. *Forest Ecosystems* 8:19.
- Lukić S., Pantić D., Belanović Simić S., Borota D., Tubić B., Djukić M., Djunisijević-Bojović D. 2015. Effects of black locust and black pine on extremely degraded sites 60 years after afforestation – a case study of the Grdelica Gorge (southeastern Serbia). *iForest*. doi: 10.3832/ifor1512-008
- Luley, C.L. 2005. Wood decay fungi common to living urban trees in the northeast and central United States. *Urban Forestry LLC*, Naples, NY, 61 pp.
- Łukowski A., Dec D. 2018. Influence of Zn, Cd, and Cu fraction on enzymatic activity of arable soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. 190: 278, doi: 10.1007/s10661-018-6651-1
- Maeglin R.R., Ohmann L.F. 1973. Boxelder (*Acer negundo*): A review and commendatory. *Bulletin of the Torey Botanical Club* 100: 357-363.
- Marques R., Ranger J. 1997. Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) France) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1: Qualitative approach. *Forest Ecology and Management*. 91: 255-277.
- Marquis 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black cherry. W: Burns, R.M.: Honkala, B.H. *Silvics of North America*. U.S. Forest Service Agric. Handbk.: 594-604
- Matuszkiewicz J.M. 2008. Regionalizacja geobotaniczna Polski. IGiPZ PAN, Warszawa
- Matuszko D., Wojkowski J. 2007, *Mapy środowiska przyrodniczego, Klimat – Temperatura radiacyjna powierzchni Ziemi*, (W:) I. Jędrychowski (red.), *Atlas otoczenia Kampusu 600-lecia odnowienia Uniwersytetu Jagiellońskiego*, IGiP UJ, 30-31.

- Mauer O., Palátová E. 2012. Root system development in Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) on fertile sites. *Journal of Forest Science*. 58(9): 400-409.
- McAlister R.H. 1971. Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.). US Department of Agriculture. Forest Service. American Woods - FS-244:2-7
- Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. Online Database of The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org>.
- Miechówka A., Drewnik M. 2018. Rendzina soils in the Tatra Mountains, central Europe: a review. *Soil Science Annual*. 69(2): 88-100.
- Moshki A., Lamersdorf N.P. 2011. Symbiotic nitrogen fixation in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) seedlings from four seed sources. *Journal of Forestry Research* 22(4): 689-692. doi: 10.1007/s11676-011-0212-6
- Mueller K.E., Eissenstat D.M., Hobbie S.E., Oleksyn J., Jagodzinski A.M., Reich P.B., Chadwick O.A., Chorover J. 2012. Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* 111: 601–614
- Myśków W. 1987. Wpływ głębokiej uprawy i zmianowania roślin na właściwości biologiczne gleby. *Pamiętnik Puławski* 90: 7–23.
- Nicolini F., Topp W. 2005. Soil properties in plantations of sessile oak (*Quercus petraea*) and red oak (*Quercus rubra*) in reclaimed lignite open-cast mines of the Rhineland. *Geoderma* 129: 65–72.
- Olesniewicz K.S., Thomas R.B. 1999. Effects of mycorrhizal on biomass production and nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia*) seedlings grown under elevated atmospheric carbon dioxide. *New Phytologist*. 142: 133–140.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubińska Z. 1991. Methods of analysis and assessment of soil and plant properties. Environmental Protection Institute, Warszawa.
- Pająk M., Błońska E., Frąc M., Oszust K. 2016. Functional diversity and microbial activity of forest soils that are heavily contaminated by lead and zinc. *Water Air and Soil Pollution* 227: 348.
- Paluch J., Gruba P. 2012. Effect of local species composition on topsoil properties in mixed stands with silver fir (*Abies alba* Mill.). *Forestry* 85: 413-426.
- Pan P, Zhao F, Ning J, Zhang L, Ouyang X, Zang H. 2018. Impact of understory vegetation on soil carbon and nitrogen dynamic in aerially seeded *Pinus massoniana* plantations. *PLoS ONE* 13(1): e0191952. doi:10.1371/journal.pone.0191952
- Peacock A.D., Mullen M.D., Ringelberg D.B., Tyler D.D., Hedrick D.B., Gale P.M., White D.C. 2001. Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1011–1019.
- Perry D.A., Choquette C., Schroeder P. 1987. Nitrogen dynamics in conifer-dominated forests with and without hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1434–1441.

- Piaszczyk W., Lasota J., Gaura G., Błońska E. 2021. Effect of deadwood decomposition on the restoration of soil cover in landslide areas of the Karpaty Mountains, Poland. *Forests* 12, 237.
- Pokorny J. 1992. *Drzewa znane i mniej znane*. Polska Oficyna Wydawnicza BGW
- Pokorny J. 2006. *Urban Tree Risk Management: A Community Guide to Program Design and Implementation* NA-TP-03-03.
- Ponge J.F., Jebiol B., Gégout J.C. 2011. Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma*. 162(1-2): 187-195. doi: 10.1016/j.geoderma.2011.02.003
- Ponge J.F., Sartori G., Garlato A., Ungaro F., Zanella A., Jabiol B., Obber S. 2014. The impact of parent material, climate, soil type and vegetation on Venetian forest humus forms: a direct gradient approach. *Geoderma*. 226-227: 290-299. DOI: 0.1016/j.geoderma.2014.02.022
- Prescott C.E., Laiho R. 2002. The Nutritional Significance of Coarse Woody Debris in Three Rocky Mountain Coniferous Forests. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P., Kühn I., Wild J., Arianoutsou M., Bacher S., Chiron F., Didžiulis V., Essl F., Genovesi P., Gherardi F., Hejda M., Kark S., Lambdon P. W., Desprez-Loustau M., Nenwig W., Pergl J., Poboljšaj K., Rabitsh W., Roques A., Roy D. B., Shirley S., Solarz W., Vila M., Winter M. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(27), 12157–12162. DOI: 10.1073/pnas.1002314107
- Qiu L., Zhang X., Cheng J., Yin X. 2010. Effects of black locust (*Robinia pseudoacacia*) on soil properties in the loessial gully region of the Loess Plateau, China. *Plant and Soil* 332: 207-217.
- Rackiewicz I. (red.) 2012. Program Ochrony Środowiska dla miasta Krakowana lata 2012-2015 z uwzględnieniem zadań zrealizowanych w 2011 roku oraz perspektywą na lata 2016-2019 (Etap 2) https://www.bip.krakow.pl/?dok_id=53605 (dostęp 12.01.2021r.)
- Rahman M.M., Tsukamoto J. 2013. Leaf traits, litter decomposability and forest floor dynamics in an evergreen – and deciduous-broadleaved forest in warm temperate Japan. *Forestry* 86(4): 441-451.
- Rahmonov O., Parusel T. 2012. Wpływ opadu roślinnego robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* L. na proces rozwoju gleby na obszarach zdegradowanych. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*. 33(4):81-92
- Ravazzi C., Caudullo G. 2016. *Aesculus hippocastanum* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. (W:) San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (red.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg
- Rédei K., Csiha I., Rásó J., Keserű Z. 2017. Selection of promising black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) cultivars in Hungary. *Journal of Forest Science*, 63: 339-343.
- Richardson D. M., Pyšek P., Carlton J. T. 2010. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. (W:) *Fifty Years of Invasion Ecology: The*

- Legacy of Charles Elton, David M. Richardson (red.). Blackwell Publishing Ltd., DOI: 10.1002/9781444329988.ch30
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2): 93–107. DOI: 10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- Riepišas E., Straigytė L. 2008. Invasiveness and ecological effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forest. *Baltic Forestry*. 14(2):122-130
- Rodrigues M., Raimundo S., Pereira A., Arrobas M. 2020. Large chestnut trees (*Castanea sativa*) respond poorly to liming and fertilizer application. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 20: 1261-127.
- Roloff A. 2013. *Bäume in der Stadt: Besonderheiten - Funktion - Nutzen - Arten - Risiken*, Stuttgart: Ulmer Eugen Verlag. 256 pp.
- Rowell R.M., Peterson R., Tshabalala M.A. 2012. *Handbook of wood chemistry and wood composites*. CRC Press.
- Roy D. B., Hulme P. E. 2008. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe: DAISIE as a tool for addressing biological invasions. <http://www.ibot.cas.cz/neobiota/>
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, 2016 Dz.U. 1359.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych
- Rubio A., Elena R., Sánchez O., Blanco A., Sánchez F., Gómez V. 2002. Soil evaluation for *Castanea sativa* afforestation in Northeastern Spain. *New Forests* 23: 131-141.
- Rutkowski J. 1992. Szczegółowa mapa geologiczna Polski. Arkusz Kraków (973). Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.
- Rutkowski J. 1993. Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000. Arkusz Kraków (973). Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.
- Santa-Regina I., Tarazona T. 2001. Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. *Forestry* 74: 11–28.
- Sardar K., Abol El-Latif H., Min Q., Shafiqur R., Ji-zheng H. 2010. Effect of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. *Environmental Science and Pollution Research* 17:288–296
- Savill P., Evans J., Auclair D., Falck J. 1997. *Plantation Silviculture in Europe*. Oxford University Press. Oxford, wznowiono 2005, 297 pp.
- Scheu S., Parkinson D. 1995. Successional changes in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. *Biology and Fertility of Soils* 19: 237–332.
- Schmid M., Pautasso M., Holdenrieder, O. 2014. Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *European Journal Forest Research* 133, 13–29. DOI:10.1007/s10342-013-0745-7

- Schmidt C., Roloff A. 1996. *Aesculus hippocastanum*. (W:) Roloff A., Weisgerber H., Lang U.M., Stimm B. (red.): Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie III-2. Weinheim: Wiley-VCH, pp. 1–10.
- Seneta W. 1987. Drzewa i krzewy iglaste. PWN
- Seneta W. 1991. Drzewa i krzewy liściaste. A-B. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN
- Seneta W., Dolatowski J. 2004. Dendrologia. Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Załącznik nr 1 do Zasad hodowli i użytkowania lasu wielofunkcyjnego. 2003. Warszawa
- Silva V., Falco V., Dias M.J., Barros L., Silva A., Capita R., Calleja C.A., Amaral J.S., Igrejas G., Ferreira I.C.F.R., Poeta P. 2020. Evaluation of the Phenolic Profile of *Castanea sativa* Mill. By-Products and Their Antioxidant and Antimicrobial Activity against Multiresistant Bacteria. *Antioxidants* 9(1): 87. DOI: 10.3390/antiox9010087
- Sitzia T., Cierjacks A., de Rigo D., Caudullo G., 2016. *Robinia pseudoacacia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. (W:) San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (red.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e014e79+
- Skiba S., Drewnik M., Szymański W., Żyła M. 2008. Mapa gleb miasta Krakowa w skali 1:20 000. Zakład Gleboznawstwa i Geografii Gleb, Uniwersytet Jagielloński w Krakowie.
- Sladonja, B., Sušek, M., Guillermic, J. 2015. Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. *Environmental Management*. 56: 1009–1034. DOI:10.1007/s00267-015-0546-5
- Stanek M., Piechnik Ł., Stefanowicz A.M. 2020. Invasive red oak (*Quercus robur* L.) modifies soil physicochemical properties and forest under story vegetation. *Forest Ecology and Management* 472: 118253.
- Starfinger U 1997. Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. (W:) Brock J, Wade M, Pysek P, Green D (red.), Plant invasions: studies from North America and Europe. Leiden: Backhuys Publishers; The Netherlands, pp. 161-171.
- Starfinger U 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Prunus serotina* – (W:) Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS (www.nobanis.org)
- Suchocka, M. 2012. Zalety i ograniczenia stosowania wizualnej metody oceny drzew (VTA) jako odpowiedź na problemy związane z zagrożeniami powodowanymi przez drzewa miejskie. *Człowiek i Środowisko*, 36(1–2), 97–110.
- Szwagrzyk J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzeniem do lasów obcych gatunków drzew. *Sylwan*, 144(02): 99–106.
- Tabatabai M.A. 1994. Soil enzymes. (W:) Weaver R.W., Angle S., Bottomley P., Bezdicek D., Smith S., Tabatabai A., Wollum A. (red.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties* Soil Science Society of America, 775-833. Madison, WI.

- Tarwacki G. 1999. Znaczenie kompleksowo-ogniskowej metody ochrony lasu w zwiększaniu oporu środowiska. *Sylwan* 143 (12): 73-79.
- 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., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Warszawa: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, ISBN 978-83-62940-34-9., 1-197
- Tokarska-Guzik Barbara, Bzdęga K., Nowak T., Urbisz A., Nowak T., Urbisz A., Węgrzynek B., Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej.
- Tyburska-Woś J., Nowak K., Kieliszewska-Rokicka B. 2019. Influence of leaf damage by the horse chestnut leafminer (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimić) on mycorrhiza of *Aesculus hippocastanum* L. *Mycorrhiza* 29: 61-67.
- Tyler T., Karlsson T., Milberg P., Sahlin U., Sundberg S. 2015. Invasive plant species in the Swedish flora: developing criteria and definitions, and assessing the invasiveness of individual taxa. *Nordic Journal of Botany*, 33(3), 300–317. DOI: 10.1111/njb.00773
- Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r., Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220, z późn. zm.
- Ustawa z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych. 2009. Dz. U. z 2013 r., poz. 885, 938 i 1646.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. 1991. Dz. U. Z 2011 r., poz. 59; z 2015 r., poz. 2100; z 2016 r., poz. 422, 586.
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych. 1995. Dz. U. z 2015 r., poz. 909.
- Ustawa z dnia 30 października 2002 r. o podatku leśnym. 2002. Dz. U. z 2013 r., poz. 465, ze zm.
- Ustawa z dnia 5 czerwca 1998 r. o samorządzie powiatowym. 1998. Dz. U. z 2013 r., poz. 595 i 645.
- Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o leśnym materiale rozmnożeniowym. 2001. Dz. U. z 2015 r., poz. 1092.
- Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym. 1990. Dz. U. z 2013 r., poz. 594, 645 i 1318.
- Valachovic Y.S., Caldwell B.A., Cromack K., Griffiths R.P. 2004. Leaf litter chemistry controls on decomposition of Pacific Northwest trees and woody shrubs, *Canadian Journal of Forest Research* vol. 34: 2131-2147
- Verheyen K., Vanhellefont M., Stock T., Herm M. 2007. Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Diversity and Distributions* 13: 487-497. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00334.x

- Vesterdal L., Schmidt I.K., Callesen I., Nilsson L.O., Gundersen P. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management* Vol. 255(1): 35-48
- Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe, *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302, DOI:10.1016/j.foreco.2016.10.057.
- Vor, T., Bolte, A., Spellmann, H. and Ammer, C. 2015. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. *Göttinger Forstwissenschaften* Bd. 7: 296.
- Wang C., Lu X., Mori T., Mao Q., Zhou K., Zhou G., Nie Y., Mo J. 2018. Responses of soil microbial community to continuous experimental nitrogen additions for 13 years in a nitrogen-rich tropical forest. *Soil Biology and Biochemistry* 121:103–12
- Wang H., Wu J., Li G., Yan L. 2020. Changes in soil carbon fraction and enzyme activities under different vegetation types of the northern Loess Plateau. *Ecology and Evolution*. 10: 12211-12223. DOI: 10.1002/ece3.685
- Wang J.J., Hu C.X., Bai J., Gong C.M. 2015. Carbon sequestration of mature black locust stands on the Loess Plateau, China. *Plant, Soil and Environment* 61: 116-121.
- Wang, X., Allison, R.B., Wang, L., Ross, R.J. 2007. Acoustic tomography for decay detection in red oak trees. Research Paper FPL-RP-642. USDA, Forest Service, Forest Products Lab., Madison, WI, s.7.
- Wani M.S., Hussain A., Ganie S.A., Munshi A.H., Lal E.P., Gupta R.C. 2016. *Juglans regia* - A review. *International Journal of Latest Research in Science and Technology*. 5(1): 90-97
- Wardle D.A. 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews* 67: 321-358.
- Ważyński B. 1987. *Lasy komunalne*. *Sylwan* 131 (10): 13–19.
- Ważyński B. 2007. *Zasady prowadzenia gospodarki leśnej wokół aglomeracji miejskich*. Biblioteczka Leśniczego 253.
- Ważyński B. 2011. *Urządzanie i rekreacyjne zagospodarowanie lasu*. *Poradnik leśnika*. PWRiL, Warszawa.
- Woś A. 1999. *Klimat Polski*. Wydawca Wydawn. Naukowe PWN, 301 pp.
- Woziwoda B., Kopec D., Witkowski W. J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 83(1), 39–49. DOI: 10.5586/asbp.2013.035
- Yang Y., Zhang X., Zhang C., Wang H., Fu X., Chen F., Wan S., Sun X., Wen X., Wang J. 2018. Understorey vegetation plays the key role in sustaining soil microbial biomass and extracellular enzyme activities. *Biogeosciences*. 15: 4481-4494. DOI: 10.5194/bg-15-4481-2018
- Yorks T.E., Jenkins J.C., Leopold D.J., Raynal D.J., Orwig D.A. 2016. Influences of Eastern Hemlock Mortality on Nutrient Cycling. *Symposium on Sustainable Management of Hemlock Ecosystems in Eastern North America*. GTR-NE-26: 126-133

- Yunusa I.A.M., Mele P.M., Rab M.A., Scheffe C.R., Beverly C.R. 2002. Priming of soil structural and hydrological properties by native woody species, annual crops, and a permanent pasture. *Australian Journal of Soil Research* 40(2): 207– 219
- Zajączkowski K., Tałataj Z., Węgorek T., Zajączkowska B. 2001. Dobór drzew i krzewów do zadrzewień na obszarach wiejskich. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Zaraś-Januszkiewicz E.M. 2011. Dendroflora obiektów militarnych. (W:) Drozdek M.E. (red.) *Rośliny do zadań specjalnych*. Oficyna Wydawnicza Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów-Kalsk: 439-454.
- Zarzycki K., Trzcinańska-Tacik H, Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. Instytut Botaniki im. Władysława Szafera PAN. Seria: Biodiversity of Poland. Kraków.
- Zdyb H. *Orzech włoski*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, 2009, 182 pp.
- Zeller B., Legout A., Bienaimé S., Gratia B., Santenoise P., Bonnaud P., Ranger J. 2019. Douglas fir stimulates nitrification in French forest soils. *Scientific Reports*. 9:10687. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47042-6>
- Zhao F., Wang J., Zhang L., Ren C., Han X., Yang G., Doughty R., Deng J. 2018. Understorey plants regulate soil respiration through changes in soil enzyme activity and microbial C, N, and P stoichiometry following afforestation. *Forests*. 9, 436. DOI:10.3390/f9070436
- Zhong Z., Makeschin F. 2006. Differences of soil microbial biomass and nitrogen transformation under two forest types in central Germany. *Plant and Soil* 283: 287-297.
- Zielony R., Kliczkowska A., 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010, CILP, Warszawa, 359 pp.

Strony internetowe:

- (USDA_psme):https://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_psme.pdf
- (USDA_querub):www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/querub/all.html
- (USDA_tsuga):www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654/volume_1/tsuga/canadensis.htm
- (USDA_prunus):www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654/volume_2/prunus/serotina.htm
- (Invasive Species Compendium):<https://www.cabi.org/isc/datasheet/44360>
- (USDA_aceneg):<https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/all.html>
- (Raport stan wód 2009):
http://www.krakow.pios.gov.pl/Press/publikacje/raporty/raport09/3_wody.pdf
- (Raport stan wód 2015):
http://www.krakow.pios.gov.pl/Press/publikacje/raporty/raport15/3_jakosc_wod.pdf
- (GDOŚ_Karty informacyjne o inwazyjnych gatunkach obcych):
<http://projekty.gdos.gov.pl/kdpo-robinia-akacja>
- (Sosna czarna_ekologia):
<https://www.lbg.lasy.gov.pl/documents/20597836/28594962/Pinus+nigra+-+t%C5%82umaczenie.pdf>
- <https://www.bnl.gov.pl>
- <http://www.gdos.gov.pl>

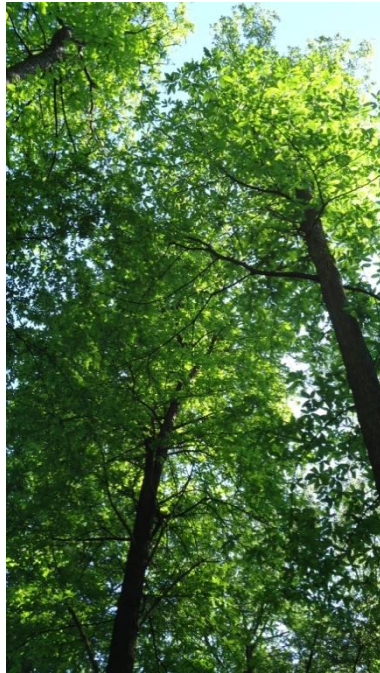
8. Dokumentacja

Powierzchnia nr 1

Lokalizacja: Las Wolski; przygrzbietowa część wzgórza; współrzędne geograficzne: 50.03.07.356N, 19.51.27.072E

Kasztan jadalny (*Castanea sativa* Mill.)

Runo: *Carex brizoides* 3, *Anemone nemorosa* 3, *Maianthemum bifolium* 1, *Impatiens parviflora* +, *Athyrium filix-femina* +, *Fagus sylvatica* siewki 1, *Atrichum undulatum* +, *Polygonatum multiflorum* +, *Scrophularia nodosa* r



0-2 cm	O1	poziom ścioty, liście oraz łupiny owoców kasztana jadalnego;
2-10 cm	A	szary, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura gruzełkowa, układ słabozwięzły, korzenie ++, przejście nagłe;
10-60 cm	Eet	płowy, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura foremnowielościenna ostrokrawędzista, korzenie +/++, układ zwięzły, przejście wyraźne faliste;
60-150 cm	BtgC	brunatno-płowy z sinymi plamami, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura spójna krucha, korzenie +, układ zbity

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba płowa

Podtyp: gleba płowa właściwa

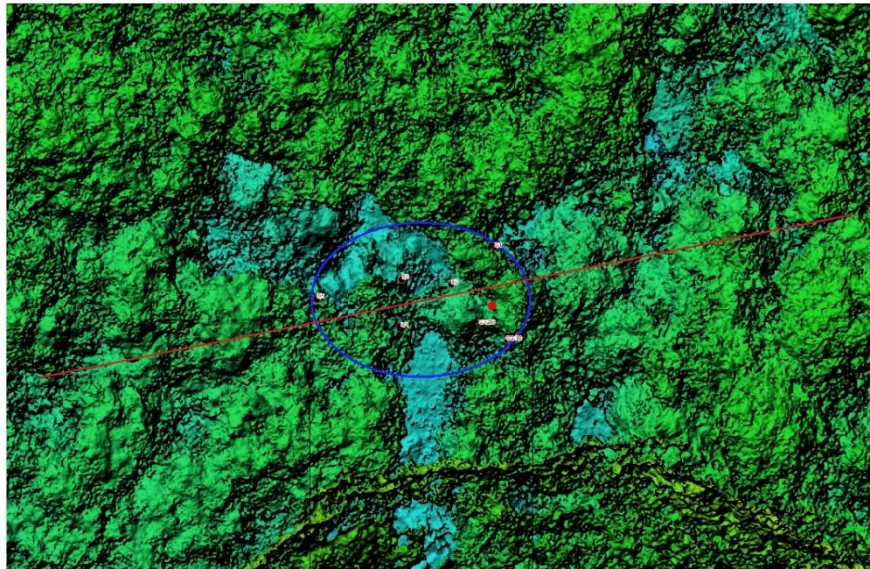
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył gliniasty podścielony pyłem zwykłym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżów

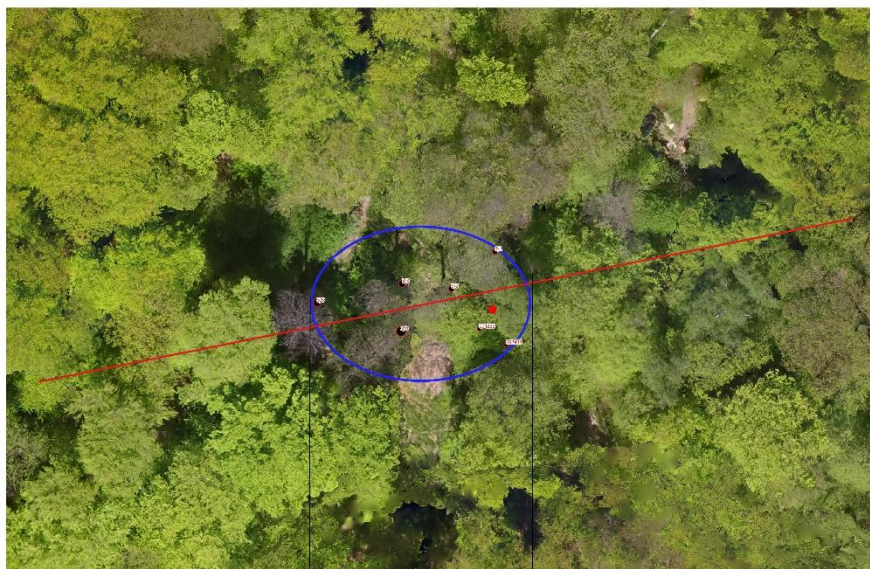


OBSZAR 1 Kasztan jadalny
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śronia	korona	wysokość drzewa [m]
3/1	315,50	340,93	25,43
3/2	313,83	326,52	12,69
3/3	313,14	337,12	23,98
3/4	312,17	333,56	21,40
3/5	311,40	328,77	17,37



OBSZAR 1 Kasztan jadalny
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śronia	korona	wysokość drzewa [m]
3/1	315,50	340,93	25,43
3/2	313,83	326,52	12,69
3/3	313,14	337,12	23,98
3/4	312,17	333,56	21,40
3/5	311,40	328,77	17,37



Powierzchnia nr 2

Lokalizacja: Las Wolski; przygrzbietowa część wzgórza; współrzędne geograficzne: 50.03.24.180N, 19.50.29.808E

Daglezja zielona (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)

Runo: *Carex brizoides* 4, *Rubus hirtus* 1, *Pteridium aquilinum* 1, *Anemone nemorosa* 1, *Prunus serotina* +, *Stellaria holestea* +, *Quercus petraea* +



0-2 cm	Od/Of	poziom darniowy, z fragmentami igieł oraz szczątków darni traw
2-10 cm	A	jasnoszary, świeży pył gliniasty, struktura gruzełkowa słaba, układ słabo zwięzły, korzenie ++, przejście wyraźne faliste;
10-40 cm	Eet	jasnopłowy, świeży pył zwykły, struktura foremnowielościenna ostrokrawędzista, układ słabozwięzły, korzenie +, przejście wyraźne faliste;
40-65 cm	BhG	brunatnoszary z sinymi plamami, świeży pył zwykły, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ zwięzły, korzenie +, przejście nagłe
65-150 cm	Bt	brunatnordzawy, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura spójna plastyczna, korzenie +, układ zbity

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba płowa

Podtyp: gleba płowa właściwa

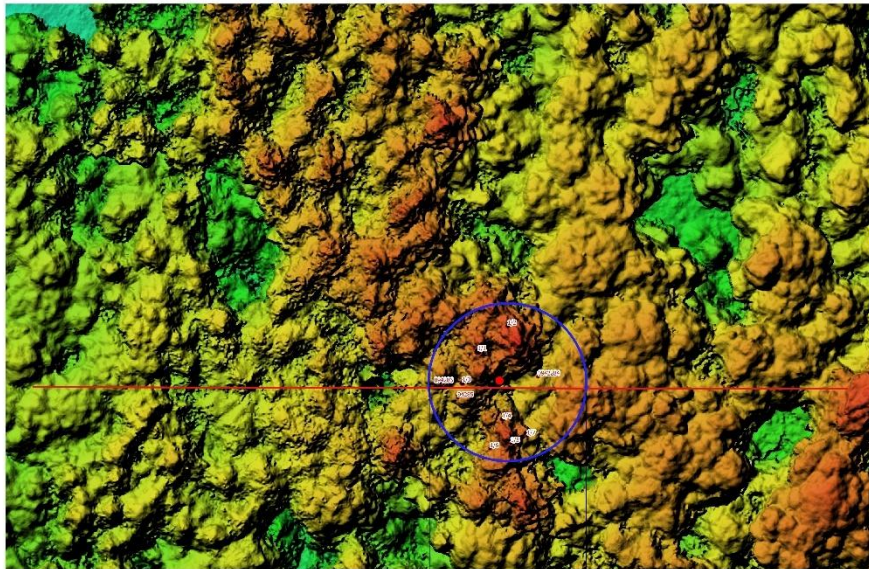
Odmiana: opadowoglejowa

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył gliniasty przewarstwiony pyłem zwykłym

Typ próchnicy: mull-moder

Typ siedliskowy lasu: Lwyżśw



OBSZAR 2 Dąglezja zielona
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie: średnich wysokości drzew:

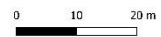
oznaczenie drzewa	teren HsR [m]	korona HkR [m]	wysokość drzewa [m]
1/1	300,69	337,65	36,96
1/2	300,89	340,55	39,66
1/3	301,13	332,71	31,58
1/4	302,03	337,13	35,11
1/5	306,61	340,09	33,48
1/6	302,21	334,22	32,04
1/7	302,70	330,95	28,25



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Mapa DEM - maj 2021



OBSZAR 2 Dąglezja zielona
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie: średnich wysokości drzew:

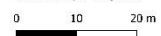
oznaczenie drzewa	teren HsR [m]	korona HkR [m]	wysokość drzewa [m]
1/1	300,69	337,65	36,96
1/2	300,89	340,55	39,66
1/3	301,13	332,71	31,58
1/4	302,03	337,13	35,11
1/5	306,61	340,09	33,48
1/6	302,21	334,22	32,04
1/7	302,70	330,95	28,25



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Ortofotomapa - maj 2021



Powierzchnia nr 3

Lokalizacja: Las Reduta; teren falisty; lokalnie dawna terasa rzeki, współcześnie nie zalewana;
współrzędne geograficzne: 50.05.53.274N, 19.59.20.814E

Klon jesionolistny (*Acer negundo* L.)

Runo: *Urtica dioica* 2, *Poa nemoralis* 3, *Geum urbanum* 1, *Aegopodium podagraria* 2, *Circaea lutetiana* +, *Impatiens parviflora* +, *Rhynchospora* sp. 1, *Mnium* sp. +



0-15 cm	A	szarobrunatny, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura gruzełkowa, układ pulchny, korzenie ++, przejście wyraźne;
15-50 cm	Bbrgg	szarobrunatny plamisty, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura spójna krucha, układ silnie zwięzły, korzenie +, przejście wyraźne;
50-70 cm	BAb	brunatno-szary, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura foremno wielościenna ostrokrawędzista, układ zwięzły, korzenie +, przejście wyraźne;
70-150 cm	BCG	beżowy z rdzawymi plamami, wilgotny pył zwykły, struktura spójna krucha, układ zwięzły, korzeni brak.

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: mada rzeczna

Podtyp: mada rzeczna brunatna

Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: aluwia rzeczne

Gatunek: pył gliniasty na pyłe zwykłym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżw



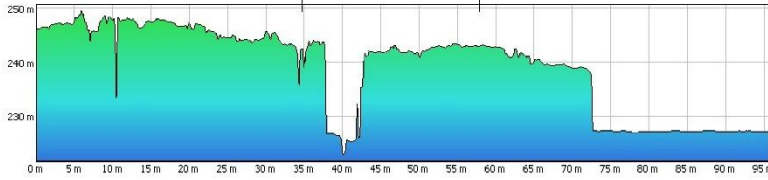
OBSZAR 3 Klon jesionolistny
"PARK REDUTA"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

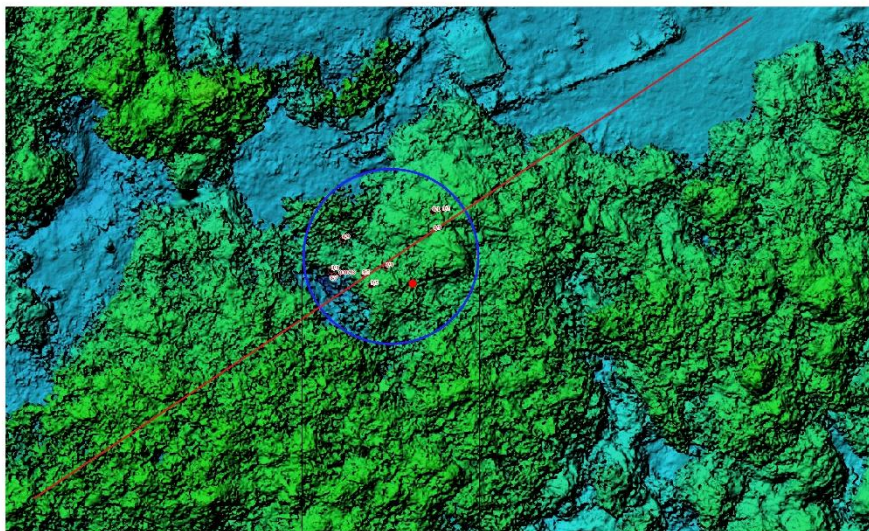
oznaczenie drzewa	teren [m]	średnia korona drzewa [m]	wysokość drzewa [m]
8/1	227,27	243,15	15,88
8/2	227,28	242,92	15,64
8/3	227,54	243,00	15,46
8/4	226,78	242,98	16,20
8/5	226,89	242,36	15,48
8/6	226,75	242,02	15,27
8/7	226,71	238,04	11,33
8/8	226,83	238,83	12,00
8/9	226,88	238,14	11,26

Rozpatrywany zakres wysokości.



LEGENDA:
 □ Powierzchnia badawcza
 — Linia przekroju terenu
 ● Miejsce wykonania odkrywki
 ■ Drzewa
 Ortofotomapa - maj 2021

0 2,5 5 m



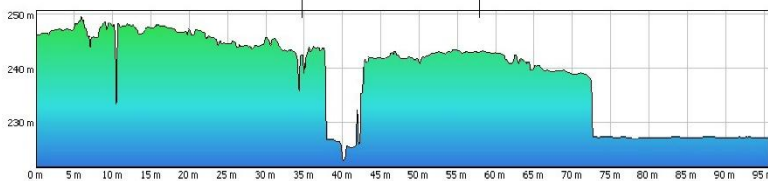
OBSZAR 3 Klon jesionolistny
"PARK REDUTA"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren [m]	średnia korona drzewa [m]	wysokość drzewa [m]
8/1	227,27	243,15	15,88
8/2	227,28	242,92	15,64
8/3	227,54	243,00	15,46
8/4	226,78	242,98	16,20
8/5	226,89	242,36	15,48
8/6	226,75	242,02	15,27
8/7	226,71	238,04	11,33
8/8	226,83	238,83	12,00
8/9	226,88	238,14	11,26

Rozpatrywany zakres wysokości.



LEGENDA:
 □ Powierzchnia badawcza
 — Linia przekroju terenu
 ● Miejsce wykonania odkrywki
 ■ Drzewa
 Mapa DEM - maj 2021

0 2,5 5 m

Powierzchnia nr 4

Lokalizacja: Las Reduta; teren falisty; lokalnie wierzchowina zbocza doliny, współrzędne geograficzne: 50.05.57.138N, 19.59.35.778E

Kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum* L.)

Runo: *Ficaria verna* 3, *Geum urbanum* 2, *Aesculus hippocastanum* siewki 1, *Impatiens parviflora* 1, *Aegopodium podagraria* r, *Dryopteris filix-mas* +, *Athyrium filix-femina* +, *Acer platanoides* siewki +



0-1 cm	OI	liście kasztanowca;
1-15 cm	A	szarobrunatny, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura gruzełkowa, układ pulchny, korzenie ++, przejście wyraźne;
15-70 cm	Bbr	brunatny, świeży pył zwykły, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ słabo zwięzły, korzenie ++, przejście wyraźne;
70-150 cm	BC	jasnobrunatny, świeży pył gliniasty, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ zwięzły, korzenie pojedyncze

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba brunatna

Podtyp: gleba brunatna wyługowana

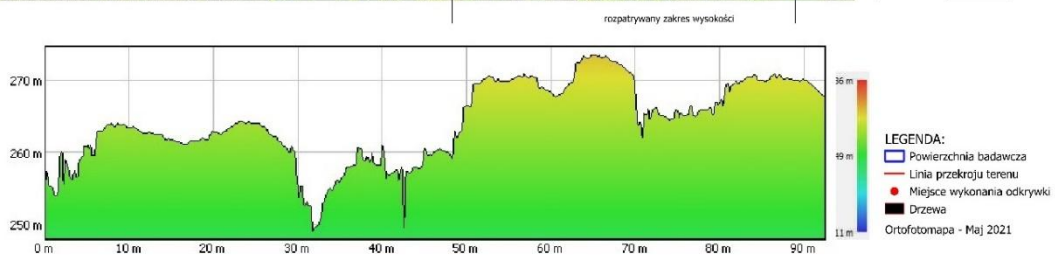
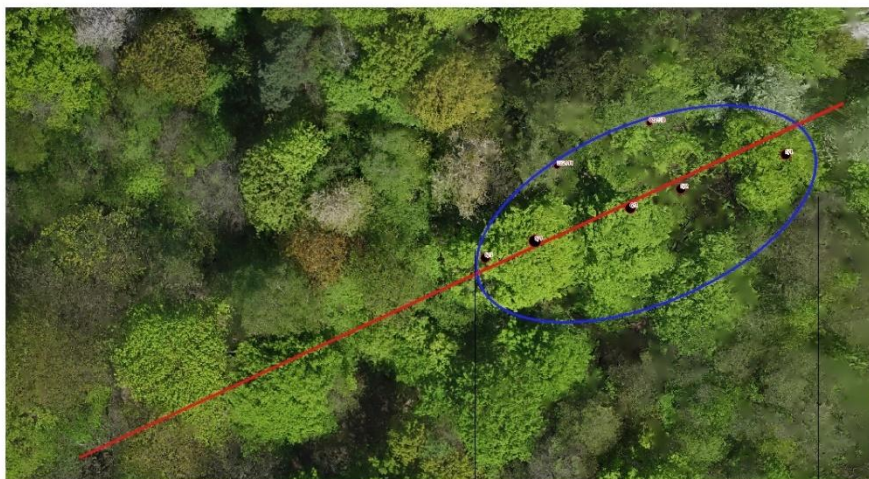
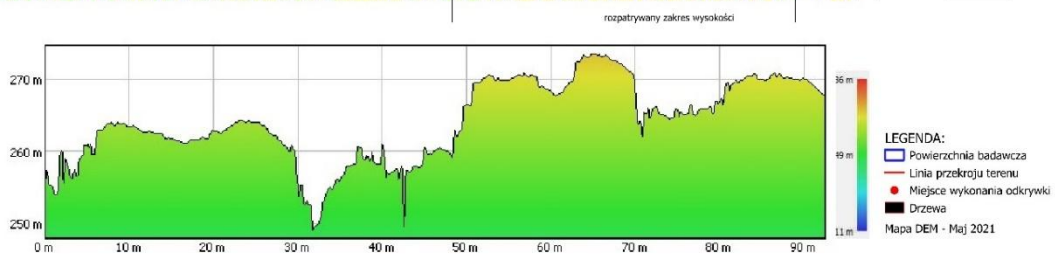
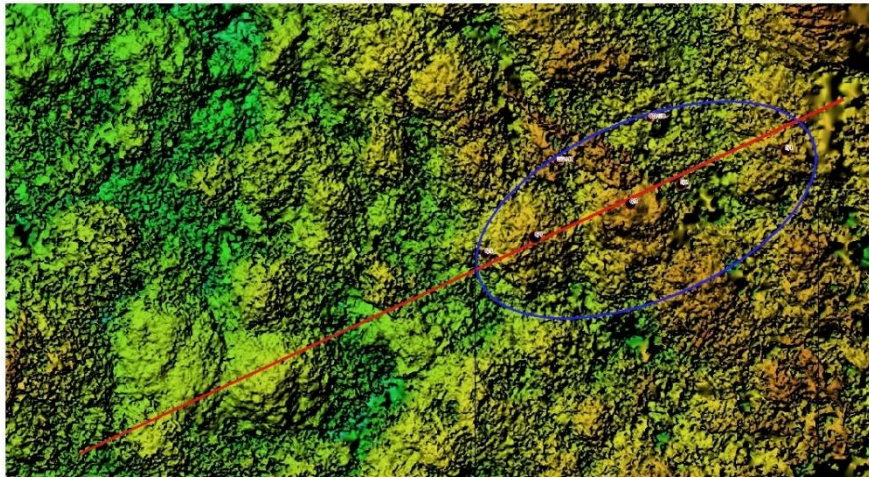
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył gliniasty przewarstwiony pyłem zwykłym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżśw



Powierzchnia nr 5

Lokalizacja: Las Reduta; teren falisty; lokalnie podnóże zbocza; współrzędne geograficzne: 50.05.55.236N, 19.59.27.984E

Orzech włoski (*Juglans regia* L.)

Runo: *Matteuccia struthiopteris* 2, *Galeobdolon luteum* 2, *Impatiens parviflora* +, *Geum urbanum* +, *Glechoma hirsuta* +, *Ajuga reptans* +, *Poa nemoralis* r



0-1 cm	Ol	liście orzecha;
1-50 cm	ABbr	szarobrunatny, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura gruzełkowa, układ słabo zwięzły, korzenie ++, przejście wyraźne faliste, licznie występujące dżdżownice
50-90 cm	BbrCca	jasnobrunatny, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura foremnowielościenna ostrokrawędzista, układ zwięzły, korzenie +, przejście stopniowe, pojedyncze okruchy skały węglanowej;
90-150 cm	BCgg	beżowy z sinymi i rdzawymi plamami, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura spójna krucha, układ zwięzły, korzenie pojedyncze

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba brunatna

Podtyp: gleba szarobrunatna

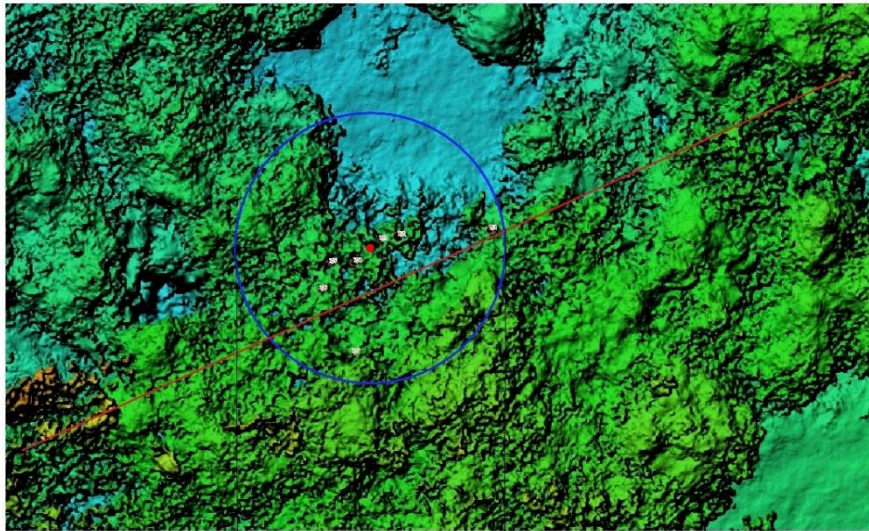
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył zwykły na pyle gliniastym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżśw



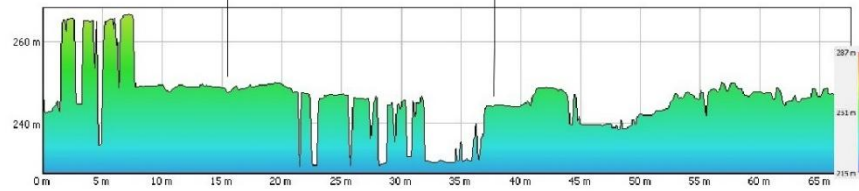
**OBSZAR 5 ORZECH WŁOSKI
"PARK REDUTA"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

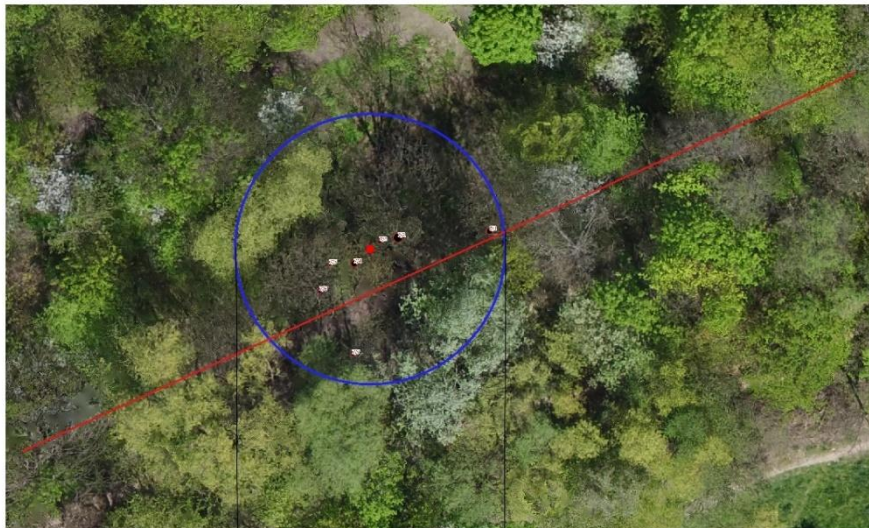
Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren	średnia korona drzewa [m]	wysokość drzewa [m]
7/1	230,03	244,67	14,64
7/2	229,53	244,63	15,10
7/3	229,57	243,76	14,19
7/4	229,58	244,42	14,84
7/5	229,35	244,82	15,47
7/6	229,36	245,46	17,10
7/7	230,38	248,15	17,78

Rozpatrywany zakres wysokości.



- LEGENDA:**
- Powierzchnia badawcza
 - Linia przekroju terenu
 - Miejsce wykonania odkrywki
 - Drzewa
- Mapa DEM - Maj 2021



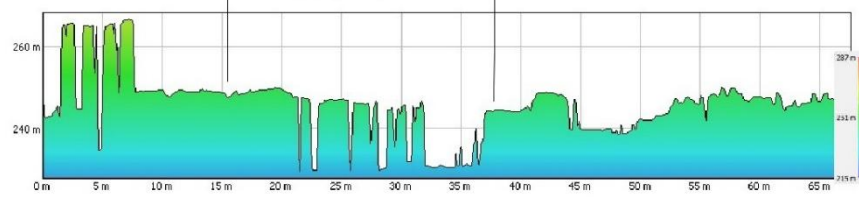
**OBSZAR 5 ORZECH WŁOSKI
"PARK REDUTA"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren	średnia korona drzewa [m]	wysokość drzewa [m]
7/1	230,03	244,67	14,64
7/2	229,53	244,63	15,10
7/3	229,57	243,76	14,19
7/4	229,58	244,42	14,84
7/5	229,35	244,82	15,47
7/6	229,36	245,46	17,10
7/7	230,38	248,15	17,78

Rozpatrywany zakres wysokości.



- LEGENDA:**
- Powierzchnia badawcza
 - Linia przekroju terenu
 - Miejsce wykonania odkrywki
 - Drzewa
- Ortofotomapa - Maj 2021



Powierzchnia nr 6

Lokalizacja: Las Zestawice; grzbiet wzniesienia; współrzędne geograficzne: 50.05.23.706N, 20.02.20.370E

Robinia akacjowa (Robinia pseudoacacia L.)

Runo: *Viola mirabilis* 2, *Geum urbanum* 1, *Geranium robertianum* +, *MOEHRINGIA TRINERVIA* R, *Euonymus europaeus* r, *Quercus robur* r, *Acer platanoides* +, *Crataegus laevigata* r



0-1 cm	Ol	liście robinii akacjowej;
1-20 cm	A	szary, świeży pył zwykły, struktura gruzełkowa drobna, układ zwięzły, korzenie ++, przejście stopniowe;
20-70 cm	Bbr	brunatny, świeży pył zwykły, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ zwięzły, korzenie +/++, przejście nagłe
70-150 cm	CG	Siny z rdzawymi plamami, świeży pył ilasty, struktura spójna krucha, układ zbity, korzenie pojedyncze

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba brunatna

Podtyp: gleba brunatna wyługowana

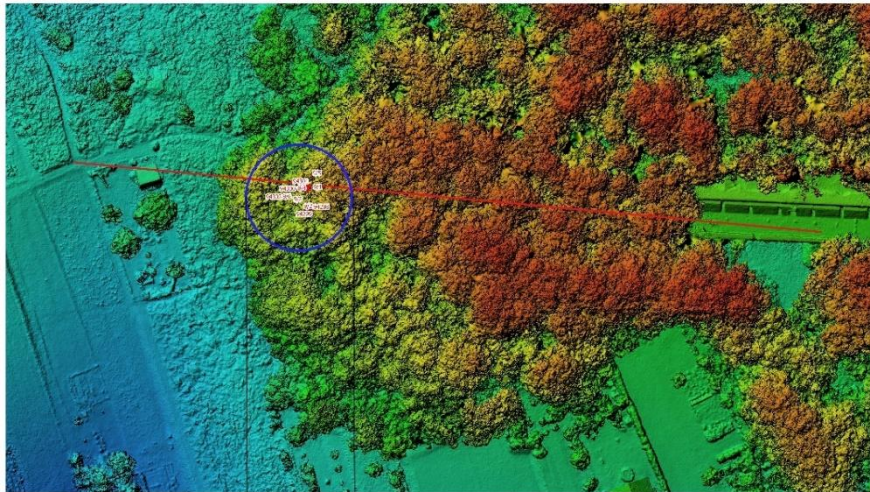
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył zwykły podścielony pyłem ilastym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżśw



**OBSZAR 6 Robinia akakowa
FORT PANCERNY 49A "DŁUBNIA"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.



Zestawienie średnich wysokości drzew:

ozn.	H korony	H pnia	różnica
9/1 -	275,21	254,25	21,17m
9/2 -	275,42	254,01	21,41m
9/3 -	272,67	253,52	19,14m
9/4 -	273,89	253,95	19,94m
9/5 -	276,81	254,10	22,71m
9/6 -	272,98	253,15	19,82m



LEGENDA:

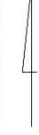
- Powierzchnia badawcza
- miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa
- linia przekroju terenu

Ortofotomapa - Sierpień 2020



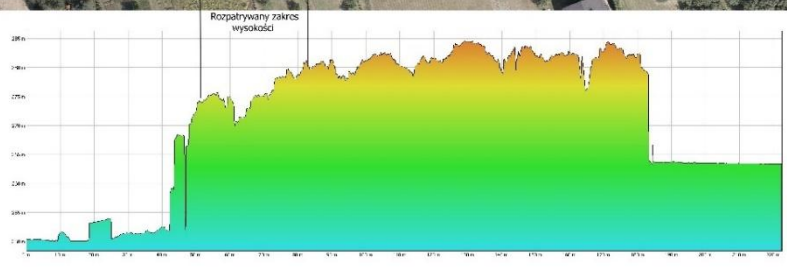
**OBSZAR 6 Robinia akakowa
FORT PANCERNY 49A "DŁUBNIA"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.



Zestawienie średnich wysokości drzew:

ozn.	H korony	H pnia	różnica
9/1 -	275,21	254,25	21,17m
9/2 -	275,42	254,01	21,41m
9/3 -	272,67	253,52	19,14m
9/4 -	273,89	253,95	19,94m
9/5 -	276,81	254,10	22,71m
9/6 -	272,98	253,15	19,82m



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa
- linia przekroju terenu

Ortofotomapa - Sierpień 2020

Powierzchnia nr 7

Lokalizacja: Las Tyniecki; łagodnie nachylony stok północny; współrzędne geograficzne: 50.00.40.704N, 19.49.00.888E

Dąb czerwony (*Quercus rubra* L.)

Runo: *Quercus rubra* +, *Robinia pseudoacacia* r



0-2 cm	Ol	liście dębu czerwonego;
2-30 cm	A	jasnoszary, umiarkowanie wilgotny piasek gliniasty, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ pulchny, korzenie +++, przejście stopniowe;
30-60 cm	Bv	rdzawy, umiarkowanie wilgotny piasek słabogliniasty, struktura rozdzielnoziarnista, układ pulchny, korzenie ++, przejście stopniowe;
60-90 cm	BvC	żółtordzawy, umiarkowanie wilgotny piasek luźny, struktura rozdzielnoziarnista, układ pulchny, korzenie pojedyncze, przejście nagłe, pojedyncze okruchy wapienia;
< 90 cm	Rca	niezwietrzały wapień

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba rdzawa

Podtyp: gleba rdzawa właściwa

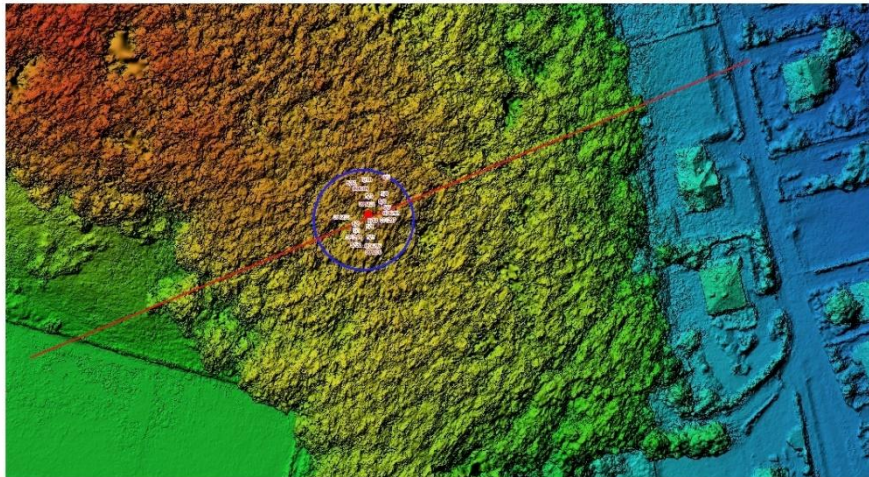
Odmiana: niecałkowita

Rodzaj: piaski wodnolodowcowe głęboko podścielone wapieniem

Gatunek: piasek gliniasty na piasku słabogliniastym i piasku luźnym

Typ próchnicy: mull-moder

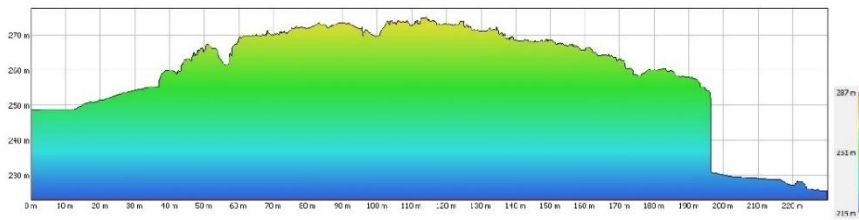
Typ siedliskowy lasu: LMwyżśw



OBSZAR 7 Dąb czerwony "Tyniec"
 Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śrenia	korona	wysokość drzewa [m]
	Hśr [m]	Hkr [m]	
5/1	248,55	273,82	25,27
5/2	248,72	273,17	24,46
5/3	249,20	274,24	25,04
5/4	249,29	274,38	25,09
5/5	249,54	274,60	25,05
5/6	247,51	273,50	25,99
5/7	247,30	273,47	26,17
5/8	247,37	275,24	27,87
5/9	247,44	274,74	27,30
5/10	248,44	274,78	26,34
5/11	249,25	275,12	25,87
5/12	249,06	273,05	23,99
5/13	248,02	274,66	26,64



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza.
- linia przekroju terenu
- miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Mapa DEM

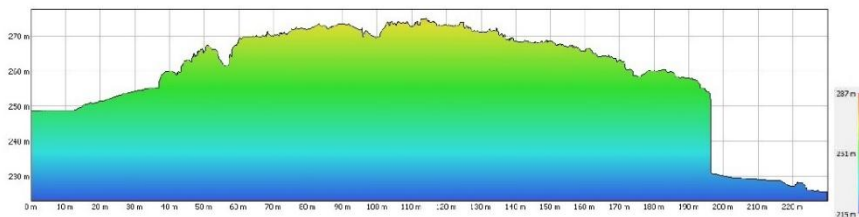
0 25 50 m



OBSZAR 7 Dąb czerwony "Tyniec"
 Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śrenia	korona	wysokość drzewa [m]
	Hśr [m]	Hkr [m]	
5/1	248,55	273,82	25,27
5/2	248,72	273,17	24,46
5/3	249,20	274,24	25,04
5/4	249,29	274,38	25,09
5/5	249,54	274,60	25,05
5/6	247,51	273,50	25,99
5/7	247,30	273,47	26,17
5/8	247,37	275,24	27,87
5/9	247,44	274,74	27,30
5/10	248,44	274,78	26,34
5/11	249,25	275,12	25,87
5/12	249,06	273,05	23,99
5/13	248,02	274,66	26,64



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza.
- linia przekroju terenu
- miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Ortofotomapa - sierpień 2020

0 25 50 m

Powierzchnia nr 8

Lokalizacja: Skałki Twardowskiego; teren lekko falisty, lokalnie wierzchowina; współrzędne geograficzne: 50.02.20.892N, 19.54.11.796E

Sosna czarna (*Pinus nigra* Arn.)

Runo: *Mycelis muralis* r, *Sambucus nigra* r, *Acer platanoides* +, *Padus avium* r, *Quercus robur* r, *Fraxinus excelsior* r



0-3 cm	Ol	igły sosny czarnej, liście klonu
3-30 cm	A	ciemnoszara, umiarkowanie wilgotna pył glianisty, struktura gruzelkowa, układ zwięzły, korzenie ++, przejście stopniowe;
30-60 cm	ABbrCca	szarobrunatny, umiarkowanie wilgotny utwór kamienisto-pylasto-gliniasty, 60% odłamki wapienia i glina zwykła, struktura foremnowielościenna, układ zbity, korzenie ++, przejście stopniowe;
60-150 cm	BCca	jasnobrunatny, umiarkowanie wilgotny utwór kamienisto-pylasto-gliniasty, 90% odłamki wapienia i glina piaszczysta, struktura spójna krucha, układ zbity, korzenie pojedyncze

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: rędzina

Podtyp: rędzina brunatna

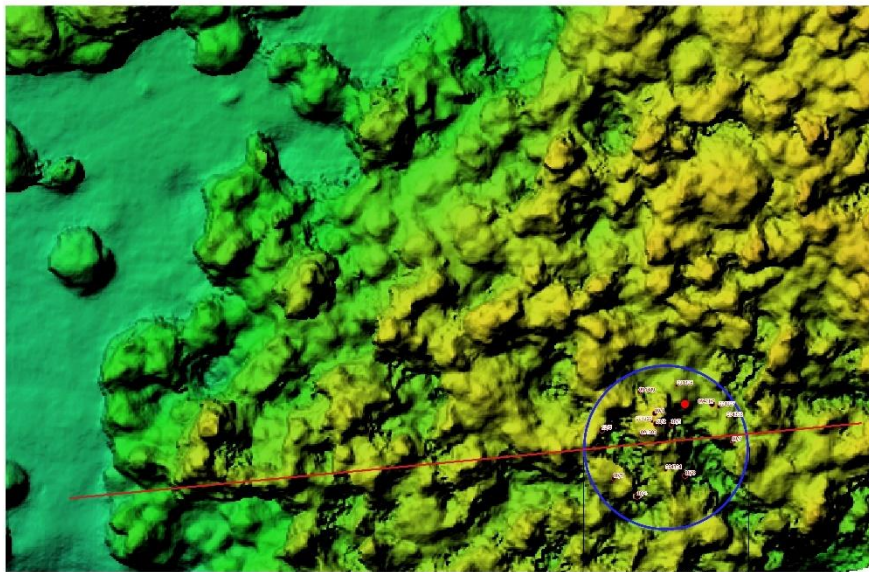
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: wapień

Gatunek: pył gliniasty na utworze kamienisto-pylastym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżów



**OBSZAR 8 Sosna czarna
"Zakrzówek"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - kształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

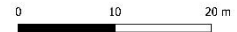
oznaczenie drzewa	teren śronia	korona	wysokość drzewa [m]
	Hśr [m]	Hkr [m]	
10/1	220,60	243,49	22,89
10/2	220,26	243,77	23,51
10/3	220,52	243,47	21,95
10/4	218,35	238,94	19,99
10/5	219,47	242,73	23,26
10/6	220,72	243,39	22,67
10/7	219,85	240,34	20,49
10/8	219,4	237,36	18,87



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Mapa DEM - maj 2021

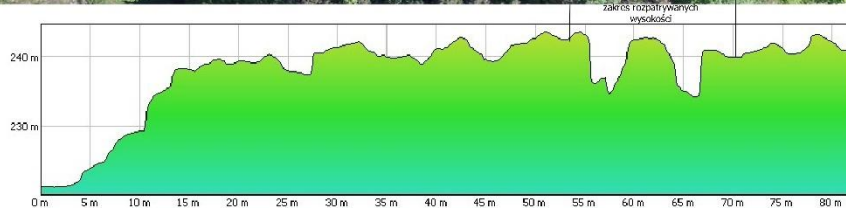


**OBSZAR 8 Sosna czarna
"Zakrzówek"**

Interpretacja graficzna badanych drzew - kształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

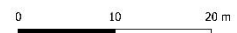
oznaczenie drzewa	teren śronia	korona	wysokość drzewa [m]
	Hśr [m]	Hkr [m]	
10/1	220,60	243,49	22,89
10/2	220,26	243,77	23,51
10/3	220,52	243,47	21,95
10/4	218,35	238,94	19,99
10/5	219,47	242,73	23,26
10/6	220,72	243,39	22,67
10/7	219,85	240,34	20,49
10/8	219,4	237,36	18,87



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Ortofotomapa - maj 2021



Powierzchnia nr 9

Lokalizacja: Las Wolski; przygrzbietowa część wzgórza; współrzędne geograficzne: 50.03.12.228N, 19.51.21.030E

Czeremcha amerykańska (*Prunus serotina* Ehrh.)

Runo: *Carex brizoides* 2, *Prunus serotina* 2, *Anemona nemorosa* 2, *Rubus hirtus* r, *Fagus sylvatica* +, *Quercus robur* +, *Acer pseudoplatanus* r



0-2 cm	Ol	liście czeremchy amerykańskiej;
2-15 cm	A	ciemnoszary, umiarkowanie wilgotny pył gliniasty, struktura gruzełkowa, układ pulchny, korzenie ++, przejście wyraźne faliste;
15-70 cm	Eet	jasnoplłowy, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura foremnowielościenna ostrokrawędzista, układ słabo zwięzły, korzenie +, przejście wyraźne;
70-90 cm	Btg	plłowy z sinymi i rdzawymi plamami, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura spójna krucha, układ zbity, korzenie pojedyncze, przejście stopniowe;
90-150 cm	BtC	ciemnordzawy, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura spójna krucha, układ zbity, korzeni brak

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba płowa

Podtyp: gleba płowa właściwa

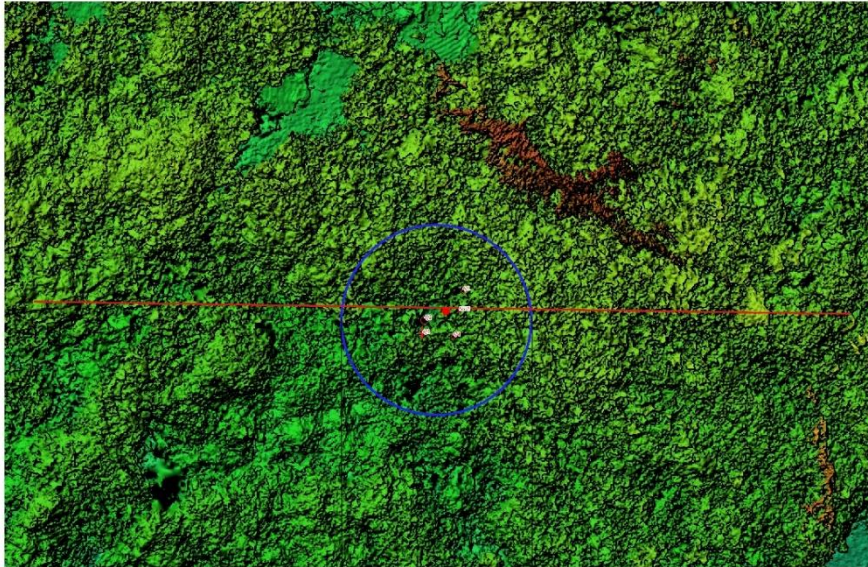
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył gliniasty na pyle zwykłym

Typ próchnicy: mull

Typ siedliskowy lasu: Lwyżów



OBSZAR 9 Czeremcha amerykańska "Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śrenia Hśr [m]	korona Hkr [m]	wysokość drzewa [m]
4/1	338,49	363,59	25,10
4/2	339,66	358,76	19,10
4/3	336,88	351,68	14,80
4/4	337,90	362,29	24,39



- LEGENDA:
- Powierzchnia badawcza
 - Linia przekroju terenu
 - Miejsce wykonania odkrywki
 - Drzewa

Mapa DEM - maj 2021
0 10 20 m



OBSZAR 9 Czeremcha amerykańska "Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren śrenia Hśr [m]	korona Hkr [m]	wysokość drzewa [m]
4/1	338,49	363,59	25,10
4/2	339,66	358,76	19,10
4/3	336,88	351,68	14,80
4/4	337,90	362,29	24,39



- LEGENDA:
- Powierzchnia badawcza
 - Linia przekroju terenu
 - Miejsce wykonania odkrywki
 - Drzewa

Ortofotomapa - maj 2021
0 10 20 m

Powierzchnia nr 10

Lokalizacja: Las Wolski; górna część wzgórza; współrzędne geograficzne: 50.03.17.046N, 19.50.59.268E

Choina kanadyjska (*Tsuga canadensis* (L.) Carr.)

Runo: *Carex brizoides* 1, *Anemona nemorosa* +, *Fagus sylvatica* +, *Polygonatum odoratum* r, *Mnium* sp. r



0-2 cm	Ol	igły choiny, liście buka
2-7 cm	Of	brązowy, świeży poziom detrytusowy, struktura kawałkowa, układ pulchny, korzenie +, przejście wyraźne;
7-18 cm	A	szary, świeży pył gliniasty, struktura foremnowielościenna zaokrąglona, układ słabo zwięzły, korzenie +/++, przejście wyraźne;
18-50 cm	Eet	jasnoplawy, umiarkowanie wilgotny pył zwykły, struktura foremnowielościenna ostrokrawędzista, układ zwięzły, korzenie +, przejście wyraźne;
50-100 cm	Bt	brunatno-rdzawy, świeży pył zwykły, struktura spójna krucha, układ zbity, korzenie pojedyncze

Diagnoza gleby i siedliska

Typ: gleba płowa

Podtyp: gleba płowa właściwa

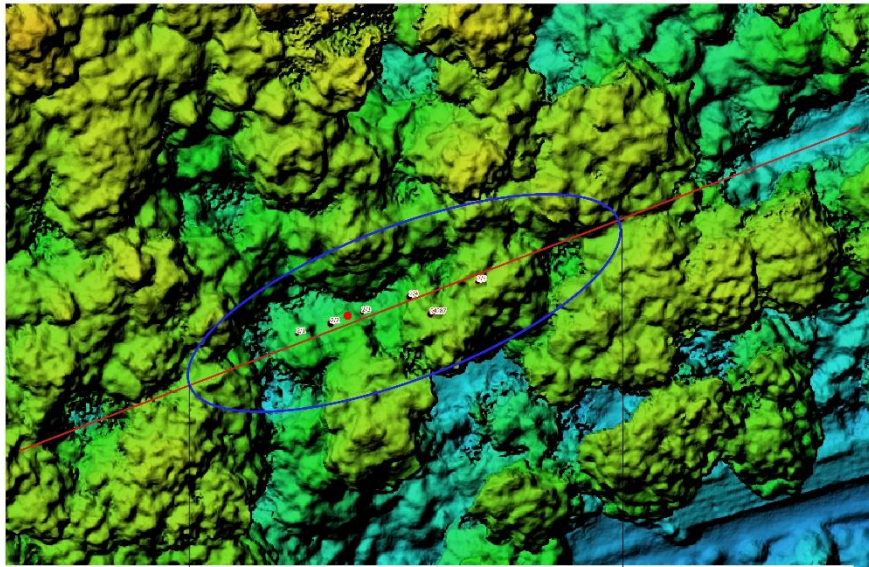
Odmiana: eutroficzna

Rodzaj: lessy

Gatunek: pył gliniasty na pyłe zwykłym

Typ próchnicy: moder

Typ siedliskowy lasu: Lwyżów

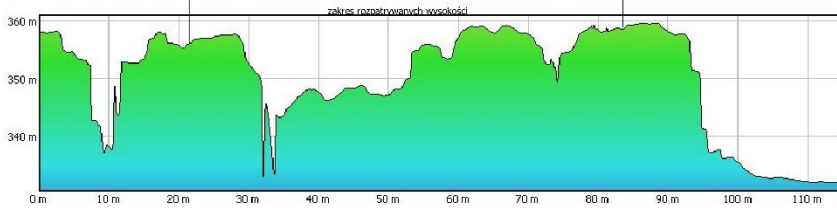


OBSZAR 10 Choina kanadyjska
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

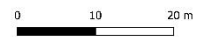
oznaczenie drzewa	teren	średnica	korona	wysokość drzewa [m]
	HtŚr [m]	HiŚr [m]		
2/1	332,52	346,59		14,07
2/2	332,71	346,45		13,75
2/3	332,64	346,45		13,82
2/4	332,95	353,35		20,40
2/5	333,01	359,59		26,58



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Mapa DEM - maj 2021

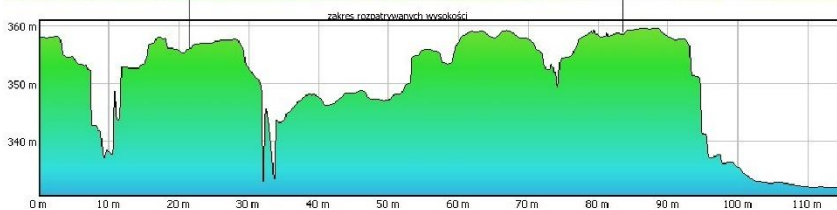


OBSZAR 10 Choina kanadyjska
"Las Wolski"

Interpretacja graficzna badanych drzew - ukształtowanie terenu/pokrycia terenu.

Zestawienie średnich wysokości drzew:

oznaczenie drzewa	teren	średnica	korona	wysokość drzewa [m]
	HtŚr [m]	HiŚr [m]		
2/1	332,52	346,59		14,07
2/2	332,71	346,45		13,75
2/3	332,64	346,45		13,82
2/4	332,95	353,35		20,40
2/5	333,01	359,59		26,58



LEGENDA:

- Powierzchnia badawcza
- Linia przekroju terenu
- Miejsce wykonania odkrywki
- Drzewa

Ortofotomapa - maj 2021

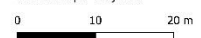


Tabela I Podstawowe właściwości gleb na których wzrastały badane gatunki obcych drzew

Nr powierzchni	Głębokość (cm)	pH		N	C	C/N	Hh	Hw	P	Zawartość			Grupa granulometryczna wg. PTG 2008
		H ₂ O	KCl							piasku	pyłu	iłu	
1	2-10	4.34	3.53	0.33	4.95	15.0	12.01	5.45	52.71	25	70	5	pyg
	10-60	4.33	3.74	0.08	0.49	6.5	4.84	4.41	2.51	8	83	9	pyz
	60-150	4.43	3.67	0.06	0.20	3.2	4.50	4.69	9.94	8	82	11	pyz
2	2-10	4.10	3.43	0.24	3.47	14.3	12.38	6.50	25.97	23	72	5	pyg
	10-40	4.47	3.92	0.09	0.68	7.4	5.52	4.35	8.05	9	81	11	pyz
	40-65	4.29	3.85	0.13	0.91	6.9	7.48	5.01	31.36	7	85	8	pyz
	65-150	4.91	3.64	0.06	0.22	3.6	5.23	4.37	1.54	31	59	10	pyg
3	0-15	6.61	5.90	0.18	1.54	8.4	1.90	0.16	39.62	23	79	8	pyg
	15-50	7.14	6.35	0.14	0.99	7.4	1.42	0.16	32.48	20	74	6	pyg
	50-70	7.33	6.27	0.13	0.89	6.9	1.32	0.16	1.54	8	84	8	pyz
	70-150	7.70	6.46	0.10	0.49	5.2	0.99	0.16	8.12	6	83	11	pyz
4	0-15	5.92	4.90	0.15	1.39	9.5	3.26	0.27	43.61	12	79	10	pyg
	15-70	6.45	5.31	0.11	0.73	6.8	1.84	0.15	2.52	14	250	8	pyz
	70-150	8.01	7.26	0.08	0.43	5.5	0.85	0.15	0.98	13	77	9	pyg
5	0-50	7.54	7.11	0.16	1.43	9.0	1.16	0.18	30.87	7	86	8	pyz
	50-90	8.17	7.41	0.07	0.36	5.3	0.69	0.08	3.15	11	80	9	pyg
	90-150	7.87	6.86	0.10	0.65	6.5	1.14	0.18	4.34	17	75	8	pyg
6	0-20	6.34	5.72	0.23	2.34	10.0	2.75	0.23	6.44	6	86	8	pyz
	20-70	7.85	7.28	0.09	0.59	6.8	0.74	0.14	3.78	7	83	10	pyz
	70-150	8.49	7.60	0.06	0.24	4.0	0.49	0.04	0.56	2	85	12	pyi
7	2-30	4.96	3.99	0.12	1.09	8.8	3.65	2.55	6.72	86	13	1	pg
	30-60	5.18	4.35	0.05	0.19	3.7	1.71	1.52	3.78	90	8	2	ps
	60-90	5.52	4.32	0.04	0.08	2.1	1.14	0.98	1.89	94	5	2	pl
8	3-30	7.19	7.02	0.30	3.25	10.8	1.17	0.19	29.58	22	66	11	pyg
	30-60	8.00	7.37	0.14	1.17	8.3	0.74	0.12	24.26	28	61	11	pyg
	60-150	8.13	7.40	0.11	0.93	8.7	0.77	0.13	21.74	36	53	11	pyg
9	2-15	4.30	3.43	0.43	6.43	15.0	17.01	6.77	98.07	34	61	4	pyg
	15-70	4.31	3.69	0.07	0.68	9.1	6.28	5.86	30.8	4	84	12	pyz
	70-90	4.68	3.75	0.05	0.18	3.3	4.16	3.95	37.17	7	84	8	pyz
	90-150	4.87	3.55	0.06	0.19	3.1	5.12	4.77	29.05	5	85	10	pyz
10	2-7	4.07	3.26	1.32	26.83	20.4	45.83	7.50	173.46	0	0	0	poziom organiczny
	7-18	3.79	3.11	0.35	7.06	20.1	18.73	7.73	85.75	22	73	5	pyg
	18-50	4.34	3.85	0.07	0.49	7.2	5.50	5.08	77.77	9	82	9	pyz
	50-100	4.68	3.67	0.05	0.16	3.1	5.43	5.38	63.91	9	81	10	pyz

C – węgiel organiczny [%], N – azot ogółem [%], Hh – kwasowość hydrolityczna [cmol(+)·kg⁻¹], Hw – kwasowość wymienna [cmol(+)·kg⁻¹], P – zawartość fosforu [mg·kg⁻¹], zawartość piasku, pyłu i iłu [%], pyg – pył gliniasty, pyz – pył zwykły, pyi – pył ilasty, pg – piasek gliniasty, PS – piasek słabo gliniasty, pl – piasek luźny

Tabela II Zawartość kationów zasadowych oraz węglanu wapnia w glebach na których wzrastały badane gatunki obcych drzew

Nr powierzchni	Głębokość (cm)	Ca	K	Mg	Na	S	CaCO ₃
1	2-10	1,72	0,32	0,47	0,02	2,53	-
	10-60	0,08	0,04	0,04	0,01	0,17	-
	60-150	0,31	0,08	0,08	0,02	0,48	-
2	2-10	0,59	0,06	0,13	0,03	0,82	-
	10-40	0,13	0,04	0,04	0,01	0,22	-
	40-65	0,14	0,04	0,03	0,02	0,23	-
	65-150	6,11	0,39	1,36	0,05	7,91	-
3	0-15	16,05	0,34	1,99	0,03	18,41	-
	15-50	15,42	0,22	1,51	0,04	17,19	-
	50-70	17,17	0,19	1,35	0,05	18,76	-
	70-150	15,16	0,21	1,28	0,08	16,73	-
4	0-15	10,93	0,41	1,54	0,02	12,89	-
	15-70	9,29	0,18	1,38	0,03	10,89	-
	70-150	13,13	0,18	1,71	0,04	15,05	0,33
5	0-50	19,66	0,34	0,86	0,04	20,89	0,25
	50-90	22,70	0,19	0,36	0,05	23,29	0,83
	90-150	11,04	0,09	0,20	0,04	11,37	0,00
6	0-20	16,40	0,31	2,43	0,08	19,22	-
	20-70	21,68	0,28	1,85	0,07	23,89	0,75
	70-150	35,03	0,35	1,49	0,09	36,96	4,97
7	2-30	0,43	0,09	0,07	0,01	0,60	-
	30-60	0,17	0,01	0,03	0,01	0,21	-
	60-90	0,45	0,02	0,06	0,00	0,53	-
8	3-30	34,53	0,30	1,22	0,06	36,11	1,41
	30-60	34,09	0,24	0,79	0,06	35,18	5,49
	60-150	32,79	0,27	0,77	0,06	33,89	4,66
9	2-15	1,23	0,32	0,43	0,02	2,00	-
	15-70	0,12	0,08	0,04	0,01	0,25	-
	70-90	0,56	0,07	0,12	0,02	0,76	-
	90-150	3,06	0,19	0,93	0,04	4,22	-
10	2-7	13,76	1,04	2,36	0,13	17,29	-
	7-18	1,02	0,18	0,34	0,05	1,60	-
	18-50	0,22	0,07	0,06	0,00	0,35	-
	50-100	3,76	0,26	0,92	0,05	4,98	-

Ca, Mg, K, Na – wymienne formy kationów [cmol(+)kg⁻¹], S – suma kationów zasadowych [cmol(+)kg⁻¹]

Tabela III Zawartość mikro i makroskładników [mg·kg⁻¹] w glebach na których wzrastały badane gatunki obcych drzew

Nr powierzchni	Głębokość	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
1	2-10	1398,0	0,3	2,8	60,9	11,8	10361,3	2958,5	1398,5	260,7	270,5	18,7	575,2	99,7	57,8
	10-60	1193,5	0,2	2,2	33,9	7,2	9551,8	2450,5	1247,5	174,7	186,9	8,3	476,5	79,1	44,2
	60-150	522,5	0,1	2,9	11,6	3,1	6135,0	1669,8	798,0	425,1	117,5	5,6	115,7	8,6	14,2
2	2-10	1156,0	0,2	2,6	61,6	8,2	9563,1	2352,5	1168,0	155,9	218,2	22,7	455,7	77,0	42,3
	10-40	1222,8	0,1	4,5	32,8	4,9	8335,7	3075,8	1445,5	496,8	306,9	10,8	256,9	27,0	32,0
	40-65	1105,5	0,3	5,9	52,4	7,9	8795,0	3238,0	1562,0	473,0	285,1	22,2	430,9	18,7	33,9
	65-150	1625,8	0,1	7,3	46,7	9,1	16882,3	5497,5	2714,3	463,1	280,0	21,1	269,8	34,4	55,6
3	0-15	2818,0	0,5	5,7	42,5	10,0	12322,8	4357,5	2102,3	486,0	303,9	18,1	490,5	33,4	69,9
	15-50	2890,0	0,8	5,7	40,7	9,3	12364,3	4074,0	2086,8	518,5	261,6	16,9	502,5	37,7	82,0
	50-70	2928,8	0,8	5,9	38,6	8,9	12055,5	4308,3	2179,3	492,1	321,5	16,1	377,8	38,0	69,8
	70-150	2866,8	0,2	5,3	40,8	8,2	11897,4	4525,5	2294,5	395,5	347,5	17,6	309,8	28,2	41,0
4	0-15	2853,0	0,7	5,4	37,8	8,8	11494,5	3925,5	2044,3	471,2	253,1	15,1	427,3	34,6	80,4
	15-70	2746,5	0,4	5,6	41,8	7,6	10869,6	4010,8	2149,3	457,0	270,0	19,5	280,9	26,2	43,8
	70-150	3506,3	0,1	5,8	35,2	7,2	10816,8	4188,8	2397,5	463,7	312,3	14,8	252,5	23,8	30,1
5	0-50	4354,0	0,6	5,1	35,8	9,0	10711,4	3969,8	2058,5	413,6	281,7	15,4	356,6	31,0	68,1
	50-90	7132,5	0,2	6,3	46,2	9,2	13261,8	4217,5	2309,5	448,2	332,5	20,0	276,5	24,2	34,6
	90-150	2899,3	0,1	4,5	32,9	5,8	9529,0	3430,5	1678,5	338,1	312,7	13,0	366,7	25,8	23,4
6	0-20	8282,5	0,9	5,4	38,2	12,8	14126,2	5387,5	2842,0	394,9	371,3	19,7	322,2	46,7	109,7
	20-70	2930,3	0,2	5,9	45,4	10,3	13524,5	5781,5	3362,5	387,6	420,6	22,2	305,3	25,2	37,0
	70-150	8335,0	0,1	6,1	49,8	11,6	12550,0	6718,0	5313,5	282,9	485,2	26,9	287,8	23,7	31,7
7	2-30	831,0	0,3	2,1	16,5	5,3	3833,6	684,3	405,4	245,5	65,7	8,4	227,9	28,1	34,4
	30-60	503,5	0,2	1,9	17,9	3,1	2747,3	662,0	347,4	139,5	79,8	9,8	97,2	7,4	22,2
	60-90	477,5	0,2	2,5	15,6	3,6	2619,3	788,8	376,0	94,5	71,3	11,1	72,2	7,0	19,9
8	3-30	4697,0	1,7	5,1	44,2	17,3	12970,0	2059,0	1729,0	634,0	141,7	31,0	446,1	69,2	118,3
	30-60	10145,0	0,5	4,5	29,3	12,6	11580,0	2004,0	1784,0	661,5	131,2	21,7	371,9	50,0	49,6
	60-150	9710,0	0,4	5,1	48,4	14,6	11160,0	2511,0	1891,5	475,7	152,8	37,4	276,0	43,6	41,5
9	2-15	702,3	0,3	2,4	52,7	13,6	11410,0	2460,5	1086,5	192,8	278,7	18,1	543,5	98,0	49,8
	15-70	2507,5	0,1	5,0	27,4	5,4	8920,0	3907,5	1682,5	338,6	393,4	12,0	199,7	28,5	26,1
	70-90	2858,5	0,2	5,6	28,3	6,8	8860,0	4050,8	1729,8	519,8	359,9	12,5	201,4	16,5	21,2
	90-150	3415,0	0,2	5,4	44,9	8,7	13655,0	5985,0	2773,5	301,4	385,6	24,7	257,1	23,6	34,6
10	2-7	3575,0	0,9	3,8	105,8	20,8	12679,8	1694,0	816,7	287,6	215,5	53,0	615,3	97,7	89,6
	7-18	1241,0	0,3	1,9	51,0	11,5	10283,1	2353,5	934,1	89,7	252,1	18,2	431,3	94,0	43,4
	18-50	1262,5	0,1	3,9	37,9	4,9	10507,9	3735,8	1610,5	266,7	350,4	17,6	225,4	18,2	23,0
	50-100	1574,5	0,2	5,9	43,2	10,9	17363,0	5720,0	2624,5	330,8	333,3	24,8	228,8	25,7	38,8

Tabela IV. Właściwości fizyczne gleb na powierzchniach szczegółowych

Nr powierzchni	Kod powierzchni	Dobj chw	Dobj	Wv%	Ww%	Pwkw%	Pwkv%
KJ	A	1,43	1,10	29,50	32,52	45,63	50,31
	B	1,47	1,21	21,25	25,78	39,95	48,47
DZ	A	1,22	1,08	13,00	14,06	42,43	45,87
	B	0,86	0,77	11,97	9,24	43,08	33,25
KIJ	A	1,75	1,37	28,46	38,86	31,32	42,76
	B	1,70	1,24	37,04	45,85	40,37	49,97
	C	1,63	1,33	22,91	30,41	34,93	46,37
KZ	A	1,54	1,22	26,34	32,04	38,97	47,40
	B	1,56	1,24	25,36	31,51	37,74	46,89
	C	1,51	1,12	35,00	39,07	42,91	47,90
OW	A	1,46	1,10	33,66	36,89	46,97	51,48
	B	1,57	1,20	30,77	36,83	39,96	47,82
	C	1,65	1,23	33,63	41,49	40,87	50,43
RA	A	1,38	1,07	29,49	31,47	48,13	51,36
	B	1,34	1,23	9,05	11,13	29,55	36,35
	C	1,37	1,07	27,90	29,94	49,51	53,13
DC	A	1,34	1,07	25,02	26,86	46,51	49,94
	B	1,60	1,41	13,05	18,45	30,63	43,30
	C	1,27	0,94	34,50	32,47	55,40	52,14
SC	A	1,16	0,93	25,27	23,45	50,96	47,29
	B	1,24	1,08	14,18	15,35	35,05	37,94
	C	1,26	1,07	17,54	18,75	39,79	42,54
CA	A	1,16	0,87	33,30	28,99	52,95	46,10
	B	1,07	0,73	46,69	34,03	72,18	52,61
	C	0,85	0,55	55,04	30,29	110,59	60,86
CK	A	1,20	0,88	35,31	31,24	50,36	44,56
	B	0,80	0,65	22,81	14,78	46,24	29,97
	C	0,97	0,63	53,58	33,70	84,58	53,20

Dobj.chw. - gęstość objętościowa „chwilowa”, Dobj. - gęstość objętościowa „na sucho”, Wv - wilgotność w % objętościowych, Ww - wilgotność w % wagowych, Pwkw - pojemność wodna kapilarna w % objętościowych, Pwkv - pojemność wodna kapilarna w % wagowych; skróty gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleżja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela V. Podstawowe właściwości gleb na powierzchniach szczegółowych

		pH H ₂ O	pH KCl	N	C	C/N	Hh	Hw	P
KJ	A	4,56	3,73	0,30	4,68	15,5	10,45	4,55	74,48
	B	4,43	3,71	0,36	5,85	16,2	12,43	4,69	77,14
	C	4,42	3,82	0,32	5,23	16,3	11,87	4,71	75,77
DZ	A	3,94	3,31	0,56	11,76	21,0	24,87	7,89	86,59
	B	4,06	3,38	0,49	10,30	21,2	21,78	7,19	78,05
	C	3,98	3,33	0,53	10,77	20,3	22,89	7,65	82,33
KIJ	A	6,09	5,13	0,15	1,49	9,9	3,30	0,28	87,78
	B	6,25	5,37	0,15	1,33	9,1	2,74	0,20	92,12
	C	8,19	7,69	0,11	1,02	9,2	0,88	0,13	63,70
KZ	A	5,89	5,1	0,20	2,47	12,4	4,29	0,32	98,21
	B	5,47	4,77	0,19	2,52	12,9	4,89	0,62	83,44
	C	6,16	5,47	0,29	4,41	15,4	4,94	0,30	102,48
OW	A	6,9	6,45	0,21	2,51	12,0	1,84	0,19	96,32
	B	6,88	6,34	0,17	1,97	11,6	1,83	0,23	98,14
	C	6,91	6,29	0,18	2,12	11,7	1,81	0,17	66,64
RA	A	6,08	5,34	0,33	4,06	12,5	4,27	0,30	55,30
	B	6,77	6,35	0,32	3,99	12,4	2,13	0,23	52,08
	C	6,54	5,97	0,32	3,87	12,3	2,61	0,25	50,12
DC	A	6,06	5,39	0,25	3,90	15,5	3,60	0,28	52,50
	B	5,15	4,21	0,23	3,62	15,4	4,56	1,00	51,66
	C	5,03	4,12	0,25	3,63	14,7	7,36	1,61	53,90
SC	A	7,54	7,29	0,31	4,26	13,5	1,05	0,14	46,62
	B	5,98	5,1	0,23	3,58	15,5	5,06	0,36	47,32
	C	7,02	6,81	0,25	3,75	14,9	1,78	0,19	48,86
CA	A	4,03	3,22	0,63	11,25	17,8	24,64	6,48	89,32
	B	4,34	3,51	0,58	10,01	17,4	19,84	5,22	89,04
	C	4,16	3,33	0,69	13,00	19,0	23,33	6,42	94,50
CK	A	4,41	3,62	0,34	5,78	17,0	14,59	5,64	48,44
	B	3,74	3,16	0,52	12,04	23,0	27,20	8,83	85,68
	C	4,1	3,4	0,41	8,51	21,0	18,52	7,17	104,58

skrótów gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleżja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacyjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela VI. Zawartość kationów zasadowych w glebach na powierzchniach szczegółowych

		Ca	K	Mg	Na	S
KJ	A	1,62	0,25	0,41	0,00	2,28
	B	2,15	0,33	0,56	0,01	3,04
	C	1,78	0,28	0,51	0,01	2,58
DZ	A	2,49	0,27	0,53	0,01	3,30
	B	3,10	0,27	0,55	0,03	3,96
	C	2,87	0,26	0,53	0,02	3,68
KIJ	A	11,42	0,26	1,41	0,01	13,11
	B	10,88	0,30	1,30	0,01	12,49
	C	25,16	0,30	1,13	0,02	26,61
KZ	A	12,07	0,38	1,64	0,01	14,10
	B	12,16	0,50	1,75	0,01	14,42
	C	18,99	0,70	2,19	0,02	21,90
OW	A	17,00	0,74	1,63	0,00	19,38
	B	15,25	0,59	1,47	0,01	17,32
	C	13,64	0,54	1,53	0,01	15,72
RA	A	19,86	0,44	2,46	0,05	22,81
	B	24,74	0,55	3,51	0,06	28,87
	C	23,26	0,42	2,72	0,05	26,45
DC	A	10,87	0,21	0,82	0,00	11,90
	B	3,31	0,15	0,34	0,00	3,80
	C	3,91	0,16	0,30	0,00	4,37
SC	A	41,32	0,66	1,44	0,03	43,46
	B	16,02	0,29	1,08	0,02	17,40
	C	26,31	0,31	0,81	0,02	27,45
CA	A	2,89	0,57	1,01	0,00	4,47
	B	4,12	0,56	0,99	0,01	5,69
	C	4,71	0,46	1,04	0,01	6,22
CK	A	3,00	0,18	0,45	0,02	3,66
	B	2,30	0,29	0,55	0,09	3,22
	C	2,28	0,27	0,42	0,02	2,99

skrótów gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleżja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela VII. Zawartość mikro i makroskładników [mg·kg⁻¹] w glebach na powierzchniach szczegółowych

		Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
KJ	A	1366,0	0,3	3,0	40,6	6,8	10995,0	2705,0	1213,5	507,0	252,7	13,1	381,5	92,9	50,9
	B	1422,5	0,4	3,7	41,3	9,1	13055,0	2738,5	1354,5	635,0	219,6	15,5	494,6	100,9	65,3
	C	1374,7	0,4	3,5	40,0	7,0	12025,0	2701,0	1245,0	568,0	246,6	14,9	408,3	95,3	57,1
DZ	A	1491,3	0,5	3,2	59,2	15,2	16765,0	2292,5	1131,5	159,8	257,6	16,8	616,8	142,7	83,7
	B	1649,8	0,5	3,1	58,0	14,0	14827,5	2264,8	1165,3	183,3	239,5	15,6	497,9	137,5	79,0
	C	1540,5	0,5	3,2	58,0	15,0	15697,1	2262,5	1137,2	168,5	239,5	16,2	517,3	139,1	80,3
KIJ	A	2916,5	0,3	5,3	30,8	9,0	13052,5	4243,8	2322,8	353,1	213,6	17,9	392,9	32,9	51,1
	B	2762,3	0,3	5,1	31,8	8,9	12405,0	4061,5	2117,0	361,5	216,4	17,9	393,7	35,5	51,2
	C	7717,5	0,3	5,1	35,0	9,1	14542,5	4405,3	2751,8	618,8	304,8	14,1	283,5	58,5	55,0
KZ	A	3342,0	0,8	5,3	29,7	9,5	12942,5	3931,8	2046,5	373,7	264,7	13,4	462,0	45,4	104,8
	B	3408,5	0,6	5,4	28,2	9,6	12375,0	4262,8	2204,0	362,7	277,4	13,4	368,6	51,2	75,5
	C	4329,5	0,9	4,8	30,6	11,6	12992,5	3902,0	1995,5	393,9	255,3	13,4	487,8	55,4	122,2
OW	A	3971,3	0,5	4,9	27,2	8,0	12010,0	4231,3	2097,3	333,1	259,5	12,5	406,1	37,7	92,7
	B	3794,5	0,5	5,0	26,4	9,4	13322,5	4121,5	2106,3	340,7	216,5	12,9	396,6	39,0	89,7
	C	3585,0	0,4	5,7	26,8	12,2	11795,0	3775,5	2003,5	360,3	235,4	14,5	339,7	33,1	49,3
RA	A	4491,0	0,9	6,9	34,7	13,9	18775,0	5462,5	3023,0	371,1	315,6	20,2	375,7	56,5	136,6
	B	5713,0	0,9	6,9	33,4	12,8	18090,0	5398,5	3273,0	355,4	311,3	19,6	357,6	56,4	143,1
	C	5232,0	1,0	7,1	35,4	11,9	18460,0	5420,5	3190,0	365,4	335,7	19,6	353,3	61,7	145,4
DC	A	2389,5	1,0	3,9	15,4	8,1	7540,0	936,7	663,3	426,0	205,2	11,1	285,8	45,0	86,9
	B	1372,5	0,6	3,1	13,3	6,0	6272,5	750,4	522,2	369,5	70,0	9,6	318,4	42,7	64,0
	C	1274,0	0,6	3,4	16,1	7,4	7645,0	823,7	600,2	357,5	88,7	11,0	347,4	50,8	74,1
SC	A	25685,0	2,0	5,1	27,5	14,6	13770,0	2030,5	1791,5	726,9	104,7	21,8	551,9	81,7	157,3
	B	3562,0	1,0	4,8	24,5	10,6	11500,0	1883,5	1387,5	361,9	106,6	18,7	286,9	54,5	89,1
	C	6117,5	1,4	4,2	21,4	11,1	10055,0	1733,5	1234,0	373,6	106,4	16,3	325,2	56,3	107,4
CA	A	1807,0	0,5	4,0	33,4	12,3	16110,0	2270,0	1168,5	192,1	214,7	12,9	610,2	113,8	85,2
	B	2053,0	0,5	4,1	31,2	12,1	14570,0	2766,5	1399,5	376,1	235,8	13,4	632,2	106,3	73,7
	C	1640,5	0,4	3,1	24,0	9,8	13530,0	1432,5	891,3	253,4	131,0	12,4	561,4	113,4	81,4
CK	A	1819,0	0,5	4,4	28,1	10,3	14090,0	2096,5	1313,0	232,8	165,7	14,0	433,9	114,6	81,0
	B	1530,0	0,4	3,4	31,7	14,1	13990,0	2108,0	1010,5	119,4	196,0	12,3	551,2	134,7	78,3
	C	1563,5	0,4	3,5	28,6	13,0	13185,0	2070,0	1062,5	179,7	176,2	12,0	605,5	128,2	68,4

skrótów gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleżja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela VIII. Aktywność enzymatyczna gleb [nmol MUB·g d.m. ·h⁻¹] na powierzchniach szczegółowych

Nr powierzchni	Kod powierzchni	CB	BG	NAG	XYL	SP	PH
KJ	A	0,00	8,64	6,66	0,00	0,00	76,12
	B	6,98	37,49	69,01	1,80	21,54	377,95
	C	0,77	29,57	42,61	0,00	16,21	219,96
DZ	A	10,48	90,15	83,69	60,22	4,33	234,09
	B	4,43	55,12	62,06	26,52	5,26	283,98
	C	4,87	34,09	52,91	19,93	2,21	132,19
KIJ	A	0,00	22,40	15,66	0,00	0,00	0,00
	B	0,00	25,14	6,34	0,00	0,00	150,56
	C	1,40	61,47	6,69	0,00	0,00	87,30
KZ	A	23,32	109,57	42,47	0,00	0,00	258,10
	B	4,61	108,14	44,57	0,00	0,00	319,04
	C	0,00	31,77	45,38	0,00	0,00	351,44
OW	A	22,99	176,16	42,10	4,95	0,00	147,33
	B	0,00	51,83	6,86	0,00	0,00	98,53
	C	10,36	134,62	97,21	1,20	0,00	184,51
RA	A	8,83	115,44	22,40	0,00	0,13	402,29
	B	12,79	129,39	20,81	10,04	3,76	156,60
	C	27,78	163,17	20,40	19,57	3,02	190,54
DC	A	3,47	12,41	26,06	2,23	0,00	107,36
	B	7,05	43,05	101,31	6,24	10,88	341,40
	C	1,95	50,95	57,02	0,00	3,21	283,82
SC	A	35,07	157,22	21,29	62,28	12,78	149,62
	B	13,70	80,12	29,26	0,00	0,00	401,57
	C	16,88	136,78	25,31	12,60	3,95	202,64
CA	A	15,11	57,55	214,03	36,68	3,95	526,25
	B	12,45	120,39	285,80	28,41	20,76	814,95
	C	15,80	55,73	111,74	26,82	0,00	485,12
CK	A	0,00	24,16	19,34	4,35	0,00	464,67
	B	38,11	165,87	354,34	152,40	6,12	459,62
	C	29,77	99,14	24,28	26,31	6,07	651,53

aktywność β -D-celobiozydazy (CB), aktywność β -glukozydazy (BG), aktywność N-acetyl- β -D-glukozaminidazy (NAG), aktywność β -ksylozydazy (XYL), aktywność arylosulfatazy (SP), aktywność fosfatazy (PH); skróty gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleżja zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela IX. pH, przewodność elektrolityczna (EC), zawartość całkowitego węgla (TC), węgla nieorganicznego (IC), węgla rozpuszczalnego (TOC) oraz azotu (TN) w przesączach ze ścióły badanych gatunków drzew obcych

Gatunek	pH	EC	TC	IC	TN	DOC
KJ	4.78	1,05	2909,0	3,4	61,7	2905,6
	4.89	0,79	2027,5	0,6	46,9	2026,9
	4.87	0,71	1893,5	0,6	42,0	1892,9
DZ	4.76	0,25	427,1	0,3	10,3	426,8
	5.04	0,18	302,7	0,3	8,2	302,3
	4.74	0,26	432,8	0,4	9,4	432,3
KIJ	3.72	2,41	3315,5	0,5	113,2	3315,0
	3.71	1,86	2355,0	0,5	80,1	2354,5
	3.81	1,78	2354,5	0,6	81,5	2353,9
KZ	5.44	1,57	2361,5	0,4	86,7	2361,1
	5.40	1,65	2409,5	1,9	82,1	2407,6
	5.50	2,49	2568,0	9,2	137,0	2558,8
OW	5.20	2,08	2190,5	0,6	72,2	2189,9
	5.28	1,86	2529,0	0,7	74,9	2528,3
	5.54	1,05	1912,5	1,7	62,6	1910,8
RA	6.34	1,19	1743,5	1,1	185,7	1742,4
	6.31	1,31	1945,5	1,2	205,3	1944,3
	6.31	1,28	2141,0	1,4	209,4	2139,6
DC	4.18	0,89	2683,5	0,3	37,7	2683,2
	4.24	0,91	2382,5	0,2	39,2	2382,3
	4.20	0,92	2708,0	0,2	38,7	2707,8
SC	5.68	0,17	332,7	0,7	11,1	332,0
	5.52	0,16	335,6	1,0	11,1	334,5
	5.33	0,16	300,2	1,2	10,3	299,0
CA	5.01	2,05	3835,5	0,4	102,8	3835,1
	5.02	2,01	3925,5	0,4	103,0	3925,1
	5.18	1,93	3833,5	0,6	100,0	3832,9
CK	5.49	0,07	125,0	1,8	4,5	123,1
	5.86	0,05	69,6	0,6	3,6	69,0
	5.73	0,05	92,1	0,5	3,8	91,6

EC – przewodność elektrolityczna ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), TC - zawartość całkowitego węgla ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), IC – zawartość węgla nieorganicznego ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), TN – zawartość azotu ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), DOC – rozpuszczalny węgiel organiczny ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); skróty gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – daglezwia zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacyjowa, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska

Tabela X. Zawartość kationów (mg L^{-1}) i anionów (mg L^{-1}) w przesączach ze ściółki badanych gatunków drzew obcych

Gatunek	Mg	K	Ca	Na	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^-	SO_4^-	Cl^-
KJ	30,05	337,22	20,75	2,42	14,78	14,19	1,23	281,67	113,66	14,67
	20,34	247,66	15,53	1,53	9,05	10,41	0,62	201,44	78,53	9,98
	17,80	223,97	16,07	2,06	7,94	6,66	1,87	183,87	80,14	10,96
DZ	4,12	50,51	10,41	2,42	0,02	1,53	n.a.	18,38	25,00	42,85
	3,16	33,48	7,59	1,95	0,01	3,79	0,06	12,54	20,50	29,46
	4,32	51,56	9,39	2,24	0,08	3,83	0,11	21,50	23,92	42,06
KIJ	65,70	710,66	77,03	3,89	7,84	28,40	5,57	376,43	183,18	205,45
	42,49	535,79	64,46	1,73	5,41	19,49	1,18	270,77	135,34	164,22
	37,48	538,81	47,66	2,09	5,52	20,58	1,41	299,58	155,42	159,41
KZ	36,57	577,02	48,11	3,08	9,04	7,27	4,22	268,93	76,30	166,63
	39,32	606,14	50,81	4,38	5,85	6,94	n.a.	255,07	71,41	156,59
	53,52	963,63	72,85	4,13	4,29	3,71	5,76	454,70	185,74	403,86
OW	23,67	826,81	2,87	2,49	5,81	91,66	48,63	n.a.	31,82	117,08
	28,35	875,04	3,43	1,97	5,71	96,60	67,04	n.a.	40,31	120,82
	19,18	707,69	3,28	1,95	7,87	149,20	11,08	350,20	149,99	104,04
RA	5,60	406,13	18,42	2,26	n.a.	27,02	10,96	145,69	91,98	34,00
	7,29	452,13	30,43	4,96	n.a.	20,63	8,44	203,42	135,72	35,14
	6,60	453,50	24,02	2,64	n.a.	3,26	13,71	182,42	104,16	33,43
DC	25,95	248,99	36,32	2,44	4,73	3,26	1,58	180,85	86,26	20,65
	28,58	262,28	37,85	2,35	0,09	n.a.	2,09	143,26	22,31	20,64
	31,21	254,59	40,77	3,44	3,17	5,70	3,13	149,71	28,17	20,02
SC	5,73	28,51	6,42	1,92	0,06	3,06	n.a.	8,36	15,73	15,98
	4,95	28,44	5,70	1,22	0,01	4,83	0,06	8,45	14,23	15,83
	4,90	21,79	5,69	1,32	0,03	4,14	n.a.	2,50	13,44	13,80
CA	75,45	772,37	50,66	4,31	7,99	0,90	27,08	510,07	265,87	30,39
	79,28	806,95	49,65	2,42	5,75	8,02	4,63	511,16	481,28	30,14
	66,12	705,08	45,24	5,93	4,37	6,09	9,00	450,63	420,83	30,84
CK	0,91	11,50	2,74	1,76	0,03	3,64	0,81	0,71	8,33	13,45
	0,65	7,10	1,51	1,40	0,35	3,18	n.a.	0,70	5,81	9,06
	0,75	6,84	1,60	1,19	0,06	3,12	n.a.	1,96	8,82	9,94

skrótów gatunków: KJ – kasztan jadalny, DZ – dagleźnia zielona, KIJ – klon jesionolistny, KZ – kasztanowiec zwyczajny, OW – orzech włoski, RA – robinia akacja, DC – dąb czerwony, SC – sosna czarna, CA – czeremcha amerykańska, CK – choina kanadyjska