



Rozprawa doktorska

**WPLYW PARAMETRÓW FIZYKOCHemiczNYCH
POKOPALNIANYCH ZWAŁOWISK SKAŁY
KARBOŃSKIEJ NA ROZWÓJ ROŚLINNOŚCI
DRZEWIASTEJ**

mgr inż. Ewa Pietraszko

**Promotor:
dr hab. Damian Chmura, prof. UBB**

**Promotor pomocniczy:
dr Łukasz Pierzchała**

Bielsko-Biała 2025

Podziękowania

Pragnę wyrazić podziękowania osobom, które przyczyniły się do powstania tej pracy.

*Serdeczne wyrazy podziękowania kieruję w stronę promotora pracy **Pana dr hab. Damiana Chmury, prof. UBB**, za poświęcony czas i wsparcie, które okazał mi na każdym etapie pracy, szczególnie w trakcie realizacji badań w terenie. Dziękuję za opiekę merytoryczną i nieocenioną pomoc w zakresie wykorzystania analiz statystycznych. Jestem wdzięczna za życzliwość i cierpliwość oraz za cenne wskazówki, które w istotny sposób wpłynęły na formę i jakość pracy.*

*Podziękowania kieruję również w stronę promotora pomocniczego **Pana dr Łukasza Pierzchały**, za pomoc w przygotowaniu analiz związanych z wykorzystaniem danych satelitarnych i za cenne spostrzeżenia, które pozwoliły na ukształtowanie ostatecznej postaci rozprawy.*

*Ponadto, chciałabym podziękować **Pani dr hab. Gabrieli Woźniak, prof. UŚ** wraz z zespołem i **Panu prof. dr hab. inż. Andrzejowi Jagodzińskiemu** za udostępnienie danych glebowych i pomoc na początkowym etapie badań.*

*Z całego serca dziękuję **moim bliskim** za wsparcie i motywowanie do działania.*

SPIS TREŚCI

1. Wstęp.....	5
1.1 Rekultywacja terenów pogórnich.....	5
1.2 Koncepcja tzw. nowych ekosystemów „ <i>novel ecosystems</i> ” w kontekście terenów przemysłowych	15
1.3 Znaczenie i świadczenia ekosystemowe na terenach miejskich i przemysłowych.....	20
1.4 Cele i hipotezy badawcze	26
2. Materiał i metody	27
2.1 Charakterystyka terenu badań.....	27
2.2 Opis powierzchni badawczych	29
2.3 Metodyka prac laboratoryjnych, terenowych i kameralnych	35
2.3.1 Metodyka badań laboratoryjnych (glebowych i próbek drewna).....	35
2.3.2 Opis badań dendrometrycznych	35
2.3.3 Badania roślinności	36
2.3.4 Badania sekwestracji węgla	37
2.3.5 Badania wpływu zadrzewień na regulację temperatury powierzchni zwałowisk skały karbońskiej.....	39
2.3.6 Analiza statystyczna danych	41
3. Wyniki.....	44
3.1 Zestaw gatunków roślin drzewiastych na powierzchniach badawczych.....	44
3.2 Analiza dendrometryczna badanych obiektów	52
3.3 Opis roślinności	74
3.4 Charakterystyka siedliskowa badanych obiektów	78
3.5 Porównanie roślinności drzewiastej między zwałowiskami a naturalnymi lasami oraz borami	81
3.6 Zależność między strukturą i odnawianiem się roślinności drzewiastej a warunkami siedliskowymi	86
3.7 Sekwestracja węgla przez rośliny na zwałowiskach pokopalnianych	101
3.8 Wpływ zwałowisk pokopalnianych na redukcję efektu miejskiej wyspy ciepła	108
4. Dyskusja.....	113
4.1 Rola roślinności drzewiastej w utrzymywaniu różnorodności biologicznej zwałowisk pokopalnianych.....	113

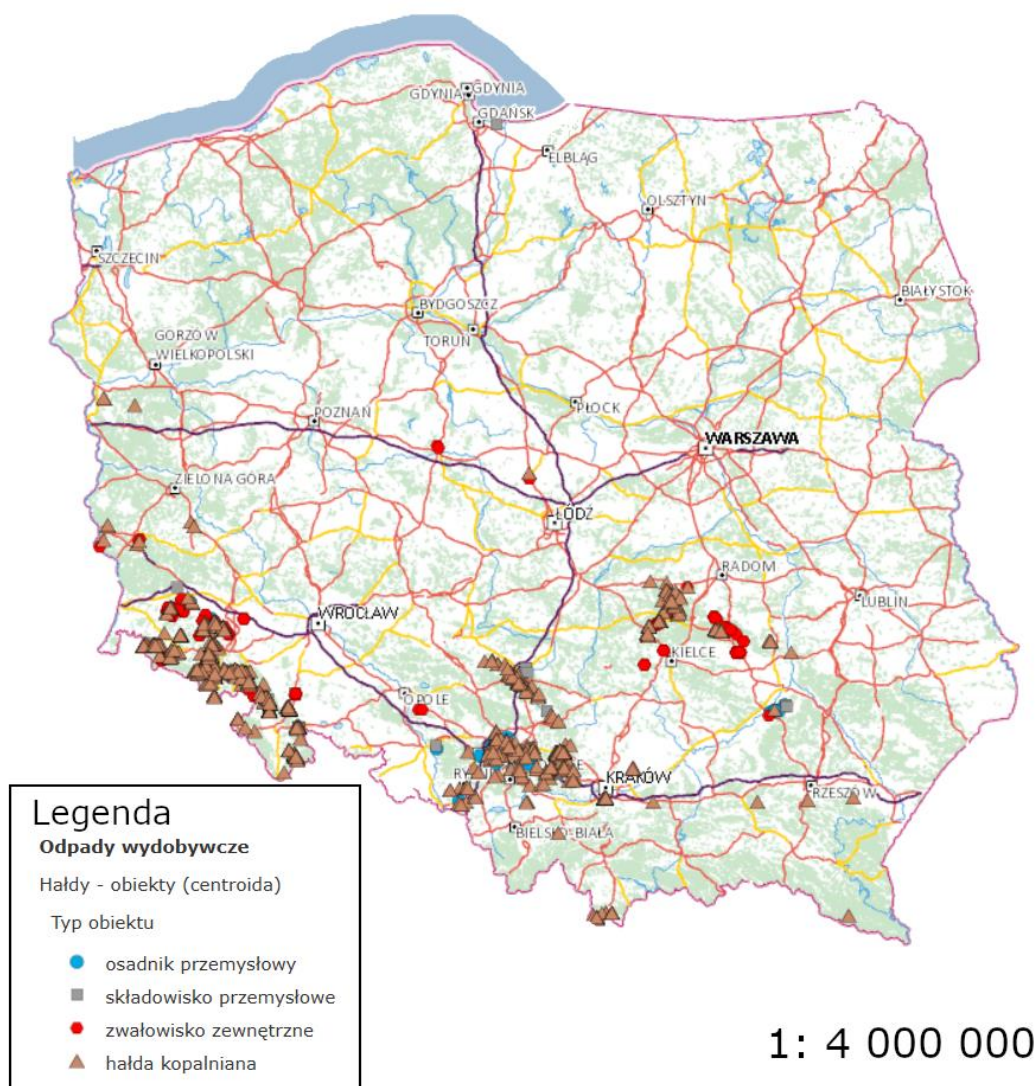
4.2 Potencjał roślinności drzewiastej do świadczenia usług ekosystemowych w krajobrazie przemysłowym.....	118
5. Podsumowanie i wnioski	127
6. Wykaz literatury	131
Streszczenie.....	150
Summary.....	152
Spis tabel.....	154
Spis rysunków	155
Załączniki	159

1. Wstęp

1.1 Rekultywacja terenów pogórnich

W krajobrazie miejskim wpływ człowieka objawia się licznym występowaniem terenów przemysłowych (z ang. *brownfields*) często zmienionych i zdegradowanych, a także potencjalnie zanieczyszczonych i niejednokrotnie pozbawionych roślinności. Wspomniane modyfikacje środowiska są efektem oddziaływania różnych gałęzi przemysłu. Zasadnicze znaczenie w tej kwestii ma działalność przemysłu paliwowo-energetycznego, a dokładniej działalność górnicza. W 2022 r. górnictwo i wydobywanie było głównym źródłem odpadów w Polsce (53,3% ilości wytworzonych odpadów ogółem). Warto jednak zaznaczyć, że ilość odpadów maleje – spadek o 564 tys. ton w stosunku do 2021 r. Jeżeli chodzi o wydobywanie głównych surowców energetycznych to w 2022 r. w Polsce pozyskano 57,68 mln ton węgla brunatnego i 46,53 mln ton węgla kamiennego. Odnotowano spadek o 2,98 mln ton w przypadku węgla kamiennego i wzrost o 2,83 mln ton dla węgla brunatnego w stosunku do roku poprzedniego [Ochrona Środowiska 2022, Ochrona Środowiska 2023].

Wydobywanie surowców mineralnych może prowadzić do: deformacji elementów ukształtowania terenu, występowania wstrząsów i drgań, degradacji gleb, zmiany stosunków wodnych, emisji zanieczyszczeń i generowania odpadów [Białecka i Biały 2014]. Podaje się, że na jedną tonę wydobytego węgla kamiennego przypada około 0,4–0,5 tony odpadów, które najczęściej deponuje się na powierzchni ziemi [Plewa i in. 2017]. W związku z działalnością górnictwem dochodzi do powstania nowych form rzeźby terenu. Bender (1995) do takich nowych form czy też obiektów związanych z górnictwem zalicza zwałowiska pokopalniane, potocznie nazywane hałdami. Zauważa, że są to często tereny, z wyraźnie przekształconą fizjografią, pozbawione pokrywy glebowej oraz stosunkami wodnymi i właściwościami fizykochemicznymi ograniczającymi ich produktywność. Górnictwo powinno racjonalnie gospodarować zasobami środowiska i podejmować właściwe zabiegi z zakresu jego ochrony, dlatego w stosunku do wymienionych obiektów konieczne jest podejmowanie działań naprawczych. Na szczególną uwagę z punktu widzenia niniejszego opracowania zasługują zwałowiska powstałe w wyniku eksploatacji węgla kamiennego, często wpisane w krajobraz wielu miast w Polsce, szczególnie w obrębie Górnego Śląska. Według danych Najwyższej Izby Kontroli z 2019 r., na terenie kraju występowały 153 zwałowiska odpadów pochodzących z wydobywania węgla kamiennego. Najwięcej tego typu obiektów było w województwie śląskim (138 zwałowisk) [Najwyższa Izba Kontroli 2019]. Lokalizacje wybranych obiektów (osadników przemysłowych, składowisk przemysłowych, zwałowisk zewnętrznych i hałd kopalnianych) związanych z gromadzeniem odpadów wydobywczych i przemysłowych w ramach górnictwa na terenie Polski przedstawiono poniżej (Rys. 1).



Rys. 1. Obiekty związane z gromadzeniem odpadów wydobywczych i przemysłowych na terenie Polski [<https://geologia.pgi.gov.pl/haldy>, zmienione]

Wskazuje się, że znaczna część terenów przekształconych przez górnictwo nie podlegała działaniom naprawczym. Miało to umożliwiać samoistną realizację sukcesji naturalnej. Sukcesja w ekologii definiowana jest jako długotrwały proces stopniowych przemian biocenozy. Polega na przekształcaniu prostych ekosystemów w bardziej złożone aż do wykształcenia stadium stabilnego (klimaksu), związanego z uformowaniem składu gatunkowego dostosowanego do miejscowych warunków środowiskowych [Łabno 2006]. Sukcesja może być pierwotna (kolonizowanie niezasiedlonego obszaru) i wtórna (kolonizowanie obszaru, który uległ zaburzeniu, ale zawiera pozostałości poprzedniego ekosystemu) [Fisher 2017]. Niekiedy pojęcie sukcesja naturalna jest stosowane zamiennie ze sformułowaniem renaturalizacja (ewentualnie renaturyzacja), aczkolwiek wskazuje się, że zjawisko to jest związane z odtwarzaniem ekosystemów przez człowieka [Pancewicz 2011, Maciejewska i Turek 2019]. W przypadku terenów pokopalnianych, spontaniczna sukcesja rozpatrywana jest w kategorii sukcesji pierwotnej [Woźniak i Rostański 2000,

Wiegleb i Felinks 2001, Savko i Woźniak 2017, Harantová i in. 2017, Czarnecka i in. 2022]. Stadium końcowym sukcesji roślinnej w warunkach Europy Centralnej, w klimacie umiarkowanym są lasy [Dzwonko 2015]. W drugiej połowie XX w., w miarę coraz to prężniej rozwijającej się działalności górniczej i przemysłu wydobywczego, a także postępującej urbanizacji, zwiększał się udział terenów zdegradowanych, które wymagały właściwego zagospodarowania przez człowieka [Bender i Gilewska 1995, Ostręga i Uberman 2010].

W efekcie, w celu przywrócenia lub nadania nowego znaczenia terenom zmienionym przez działalność górniczą, a tym samym umożliwienia ich dalszego wykorzystania, prowadzi się zabiegi rekultywacyjne. Samo pojęcie „rekultywacja” jest w różny sposób definiowane, o czym piszą Hutniczak i in. (2019). Znaczący udział w powstaniu ustawowej definicji rekultywacji jak i aktów prawnych związanych z ochroną gruntów rolnych i leśnych przypisuje się profesorowi Tadeuszowi Skawinie [Bender 1995, Karczewska 2012]. W świetle przepisów prawnych, a dokładniej ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. *o ochronie gruntów rolnych i leśnych* (Dz.U. 1995 nr 16 poz. 78, t.j. Dz.U. 2024 poz. 82), rekultywacja gruntów to „nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg”. Zgodnie z ustawą grunty zdegradowane rozumiane są tutaj jako tereny, których wartość użytkowa (rolnicza, leśna) uległa obniżeniu, a grunty zdewastowane jako takie, które całkowicie utraciły tę wartość. Obniżenie wartości użytkowej może być spowodowane pogorszeniem warunków przyrodniczych, zmianą środowiska, działalnością przemysłową lub niewłaściwą działalnością rolniczą. W myśl ustawy, grunty po rekultywacji mogą być zagospodarowane głównie na cele rolne i leśne, ale dopuszcza się także ich inne użytkowanie [Ustawa 1995].

Wspomniana ustawa, stanowi główną regulację prawną traktującą o rekultywacji. Poza definicją rekultywacji ustawa w szczególności: precyzuje kto jest odpowiedzialny za rekultywację (osoba powodująca dewastację lub degradację gruntów, w przypadku działalności górniczej będzie to przedsiębiorca górniczy), podaje w jakim czasie powinna być prowadzona (zgodnie z art. 20 ust. 4 kończy się do 5 lat od zaprzestania działalności przemysłowej) i wskazuje na decyzje administracyjne w zakresie rekultywacji i zagospodarowania terenu.

Pozostałymi aktami prawnymi związanymi z zagadnieniami rekultywacji, szczególnie w kontekście terenów górniczych są:

- ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska* (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627, t.j. Dz.U. 2024 poz. 54) – zawiera zasady dotyczące ochrony i korzystania ze środowiska, w art. 126 ust. 2 wskazano, że „podejmujący eksploatację złóż kopaliny lub prowadzący tę eksploatację jest obowiązany przedsięwziąć środki niezbędne do ochrony zasobów złoża, jak również do ochrony powierzchni ziemi oraz wód powierzchniowych i podziemnych, sukcesywnie prowadzić rekultywację terenów poeksploatacyjnych oraz przywracać do właściwego stanu inne elementy przyrodnicze” [Ustawa 2001],

- ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. *o zapobieganiu szkodom w środowisku i jego ochronie* (Dz.U. 2007 nr 75 poz. 493, t.j. Dz.U. 2020 poz. 2187) – prezentuje działania zapobiegawcze i naprawcze wraz z kosztami ich prowadzenia, a także zagadnienia dotyczące zgłaszania szkód w środowisku [Ustawa 2007],
- ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. *Prawo geologiczne i górnicze* (Dz.U. 2011 nr 163 poz. 981, t.j. Dz.U. 2023 poz. 633) – określa zasady i warunki związane z realizacją działalności m.in. w zakresie wydobywania kopalin ze złóż; zwraca uwagę, że działania związane z ochroną środowiska (w tym rekultywacja gruntów) winny być ujęte w projekcie robót geologicznych; wskazuje, że działania rekultywacyjne powinny być podejmowane w przypadku likwidacji zakładu górniczego [Ustawa 2011],
- ustawa z dnia 10 lipca 2008 r. *o odpadach wydobywczych* (Dz.U. 2008 nr 138 poz. 865, t.j. Dz.U. 2022 poz. 2336) – zawiera m.in. zasady związane z gospodarowaniem odpadami wydobywczymi i niezanieczyszczoną glebą; definiuje rekultywację terenu jako „zagospodarowanie terenu, w tym oczyszczanie gruntu, na który miał wpływ obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych, w taki sposób, aby przywrócić go do właściwego stanu użytkowego i przyrodniczego, ze szczególnym uwzględnieniem jakości gleby, dzikiej fauny i flory, siedlisk naturalnych, systemów słodkiej wody oraz krajobrazu”; wskazuje również, że obiektem przeznaczonym do składowania odpadów wydobywczych występujących w różnej formie (obiektem unieszkodliwiania odpadów wydobywczych) mogą być hałdy i stawy osadowe [Ustawa 2008],
- ustawa z dnia 9 października 2015 r. *o rewitalizacji* (Dz.U. 2015 poz. 1777, t.j. Dz.U. 2024 poz. 278) – przedstawia prawne ramy rewitalizacji, czyli pojęcia szerszego niż rekultywacja, niekiedy uznawanego za połączenie rekultywacji i zagospodarowania [Ostręga i in. 2019]; definiowana jest jako „proces wyprowadzania ze stanu kryzysowego obszarów zdegradowanych, prowadzony w sposób kompleksowy, poprzez zintegrowane działania na rzecz lokalnej społeczności, przestrzeni i gospodarki, skoncentrowane terytorialnie, prowadzone przez interesariuszy rewitalizacji na podstawie gminnego programu rewitalizacji” [Ustawa 2015],
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 maja 2015 r. *w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami* (Dz.U. 2015 poz. 796) – wskazuje jakie rodzaje odpadów mogą być wykorzystywane w procesie odzysku do rekultywacji (proces odzysku R3, R5 zgodnie z ustawą z dnia 14 grudnia 2012 r. *o odpadach*, Dz. U. 2013, poz. 21, t.j. Dz.U. 2023, poz. 1587) [Ustawa 2012, Rozporządzenie 2015].

W literaturze podkreśla się, że słowo rekultywacja wywodzi się z języka łacińskiego. Dokładniej pochodzi od czasowników *recultivare* lub *recultum*, które można tłumaczyć jako uprawiać na nowo [Gołda 2005, Gocek i Twardoch-Bonczar 2013]. Termin ten ma genezę rolno-leśną. Wynika to z faktu, iż w okresie powojennym skutek postępującej urbanizacji powierzchnia ziemi była przekształcana przez co zmniejszał się udział gruntów ornych i leśnych. Stąd też preferowano by rekultywowane tereny zdegradowane były przeznaczane pod uprawy lub zagospodarowywano je na cele leśne [Gołda 2005]. Grunty wymagające

rekultywacji to głównie grunty zdegradowane i zdewastowane w wyniku działalności górnictwa i kopalnictwa [Gonda-Soroczyńska i Kubicka 2016]. Kasprzyk (2009) podaje, że zainteresowanie działaniami dotyczącymi rekultywacji przypada w Polsce na połowę lat 50 XX. wieku. W 1953 r. utworzono Komitet Naukowy do spraw Górnoląskiego Okręgu Przemysłowego [Karczeńska 2012]. Od tego czasu do rozwoju interdyscyplinarnych badań dotyczących rekultywacji terenów pogórnicznych przyczyniły się takie postaci jak: Władysław Szafer, Walery Goetel, Lucjan Królikowski, czy wspomniany wcześniej Tadeusz Skawina [Kasprzyk 2009, Hutniczak i in. 2019].

W literaturze anglojęzycznej można spotkać pojęcia związane z rekultywacją takie jak: *restoration*, *reclamation* i *rehabilitation*. Pierwsze ze sformułowań oznacza restytucję, czyli przywracanie stanu sprzed eksploatacji. Kolejne dotyczy takiego oddziaływania na teren zmieniony, aby możliwe było jego odpowiednie użytkowanie. Ostatnie pojęcie *rehabilitation*, czyli adaptacja, związane jest z tworzeniem stabilnych ekosystemów, które będą samowystarczalne w zmienionych przez działalność człowieka uwarunkowaniach siedliskowych [Kaźmierczak i in. 2021]. Pojęcia te dotyczą działań przebiegających aż do zapewnienia możliwości użytkowania zrekultywowanego i zagospodarowanego terenu.

Jeżeli chodzi o tereny zdegradowane i zdewastowane w Polsce, to na ogół ich powierzchnia z roku na rok maleje. Według danych Głównego Urzędu Statystycznego, w 2003 r. tereny te zajmowały 70 683 ha, natomiast w 2022 r. było to 61 961 ha. Stwierdzono, że najwięcej gruntów zdegradowanych i zdewastowanych w 2022 r. występowało w województwie wielkopolskim (10 116 ha), a najmniej w lubuskim (1 297). Równocześnie wzrasta udział terenów zrekultywowanych i zagospodarowanych. W 2022 r. grunty te miały powierzchnię 4 116 ha, stopień rekultywacji osiągnął 5,2%, a zagospodarowania 1,4% ogólnej powierzchni gruntów zdegradowanych i zdewastowanych. Województwem o największej powierzchni gruntów zrekultywowanych i zagospodarowanych w 2022 r. było województwo wielkopolskie (1203 ha), a najmniejszej – świętokrzyskie (45) [Główny Urząd Statystyczny – Bank Danych Lokalnych 2024]. Warto zaznaczyć, że dla województwa śląskiego opracowano Ogólnodostępną Platformę Informacji – Tereny Poprzemysłowe OPI-TTP, która zawiera szereg danych o terenach poprzemysłowych [System OPI TPP 2.0]. Województwo to cechuje się znaczną powierzchnią terenów poprzemysłowych (12,5 tys. ha) [IETU/GIG 2008]. Ponadto dość licznie występują tereny zdegradowane i zdewastowane (według danych GUS w 2022 r. grunty te zajmowały 5 066 ha).

Odtworzenie w ramach działań rekultywacyjnych pierwotnego stanu (stanu sprzed zaburzenia) terenów zdewastowanych lub zdegradowanych (restytucja z ang. *restoration*) ze względu na ich wyraźne przekształcenie, może okazać się bardzo trudne a czasami wręcz praktycznie niewykonalne. Często również takie działania nie znajdują uzasadnienia ekonomicznego. Z uwagi na to podejmuje się rekultywację uwzględniając aktualny stopień przekształcenia terenu i nadaje mu wartości użytkowe inne niż przed wystąpieniem procesu degradacji. Jak podają Gonda-Soroczyńska i Kubicka (2016) proces rekultywacji powinien być uwzględniony w ramach cyklu życia zagospodarowania terenu i rozpoczynać się już u schyłku wcześniej funkcjonującej działalności. Wyróżnia się trzy podstawowe fazy rekultywacji:

- a) przygotowawcza (inaczej dokumentacyjna, wstępna) – dotyczy działań związanych z ustaleniem kierunku rekultywacji i opracowaniem dokumentacji technicznej

(m.in. inwentaryzacji obiektu, projektu realizacji prac rekultywacyjnych, projektu zagospodarowania terenu zreultywowanego) i kosztorysowej. W efekcie ma pozwolić odpowiednim organom ochrony środowiska na wydanie decyzji administracyjnych w zakresie rekultywacji.

- b) podstawowa (techniczna) – oparta na przygotowaniu obiektu do dalszych zabiegów, składa się z czynności mechanicznych oraz technicznych i jest związana z realizacją takich prac jak: ukształtowanie rzeźby terenu, regulacja stosunków wodnych, odtwarzanie okrywy glebowej, użyźnianie gruntów jałowych i neutralizacja tych toksycznych, wykonanie dróg dojazdowych i urządzeń inżynierskich.
- c) szczegółowa (biologiczna) – składają się na nią głównie prace agrotechniczne (np. nawożenie, uprawa mechaniczna gruntu), a także wprowadzanie i utrzymanie roślinności (pionierskiej i docelowej) pozwalające na zainicjowanie procesów glebotwórczych. Równie ważne w tej fazie jest także wstępne określenie cech siedliskowych i dobranie do nich powyższych zabiegów [Karczewska 2012, Gocek i Twardoch-Bonczar 2013, Maciejewska i Turek 2019].

Po przeprowadzeniu rekultywacji następuje zagospodarowanie terenu (ang. *land development*). Traktowanie rekultywacji i zagospodarowania jako odrębnych procesów jest dostrzegane w polskich uwarunkowaniach prawnych [Kaźmierczak i in. 2021]. Wybór kierunku rekultywacji oraz zagospodarowania i dalszego użytkowania terenu zależy od czynników, które charakteryzują tereny postindustrialne. Należy więc je uwzględnić już w fazie przygotowawczej. Jako główne czynniki wymienia się: charakter materiału zwałowisk i hałd wraz z jego przydatnością rekultywacyjną oraz ukształtowanie terenu [Karczewska 2012]. Według Skawiny (1968) wyróżnia się 5 klas przydatności rekultywacyjnej dla utworów składowanych na zwałach (grunty bardzo dobre, dobre, wadliwe, jałowe i toksyczne). Często zwałowiska skały płonnej węgla kamiennego są zaliczane do V klasy przydatności rekultywacyjnej, które określa się jako grunty nadmiernie zasolone z domieszką węgla oraz pirytu, skały rumoszowe, kamieniste żwirkowe, piaszczyste ze znaczną zawartością pierwiastków toksycznych (np. Pb, Zn, Cu, As, B). Takie utwory na ogół podlegają izolacji – są przykrywane materiałem z lepszej klasy i są zagospodarowywane w kierunku leśnym. W przypadku ukształtowania terenu – kierunek rolny z wykorzystaniem jako grunty orne jest zalecany przy spadkach maksymalnie do 18%, a pod pastwiska do 50%. Dla terenów o większym nachyleniu zaleca się zazwyczaj zagospodarowanie leśne [Cymerman i Hopfer 1980]. Wymienia się także inne czynniki związane z wyborem sposobu realizacji procesu rekultywacji. Bardziej rozbudowany podział uwarunkowań decydujących o kierunku zagospodarowania terenów zdegradowanych prezentują Ostreża i Uberman (2010) wymieniając czynniki:

- ekonomiczne – związane z kosztami i opłacalnością inwestycji,
- formalno-prawne – wynikające z dokumentów planistycznych, obecności form ochrony przyrody,
- techniczne – wynikające z charakteru terenu poddawanego rekultywacji,
- hydrologiczne – dotyczące występowania wody,
- kulturowe – związane z dobrami materialnymi i duchowymi,
- przestrzenne – głównie dotyczące stopnia zurbanizowania terenu,

- społeczne – informacje i dane statystyczne dotyczące społeczności,
- środowiskowe – odnoszące się do wartości przyrody i zagrożeń środowiska.

Naworyta (2013) podaje, że nowe zagospodarowanie terenu zrehabilitowanego powinno uwzględniać: właściwości przyrodnicze wraz z właściwościami terenu pogórniczego, uwarunkowania społeczne i lokalne zapotrzebowanie na daną formę wykorzystania.

W miarę rozwoju gospodarczego i realizacji badań obszarów pogórnich, poza zagospodarowaniem leśnym czy rolnym pojawiły się nowe, alternatywne możliwości wykorzystania terenów rehabilitowanych na inne cele. Mówi się o kierunku: wodnym, rekreacyjnym, kulturowym, dydaktycznym, przyrodniczym, mieszkaniowym, czy gospodarczym [Ostręga i Uberman 2010]. Ponadto, dla wymienionych tzw. kierunków głównych mogą być również proponowane kierunki szczegółowe, które są bezpośrednio związane z funkcją rehabilitowanego obszaru. Poza wspomnianym podziałem kierunków rehabilitacji w literaturze pojawiają się również inne klasyfikacje, o których wspomina Kasprzyk (2017) czy Kaźmierczak i inni (2021).

Uwzględniając powyższe, realizacja właściwych działań w zakresie rehabilitacji jest zadaniem złożonym i wymaga podejścia interdyscyplinarnego. Najczęściej wymagane jest łączenie wiedzy technicznej, inżynierskiej z wiedzą przyrodniczą (biologiczną). Jest to związane z faktem, iż zabiegom o charakterze technicznym muszą towarzyszyć prace pozwalające na odtworzenie aktywności biologicznej, które łącznie pozwolą na dalsze zagospodarowanie terenu. Dodatkowo istotna jest znajomość zagadnień z zakresu prawa, kwestii społeczno-ekonomicznych czy architektonicznych [Karczeńska 2012, Dmitruk i Stachńska 2024].

Tereny wymagające rehabilitacji można w różny sposób dzielić. Jeden z podziałów prezentuje Gołda (2005). Ze względu na właściwości podłoża, wyróżnia następujące rodzaje terenów zdegradowanych:

- 1) tereny bezglebowe:
 - a) tereny sztucznych usypisk (zwałowiska, składowiska, hałdy, stawy osadowe),
 - b) tereny sztucznych odsłonień (wyrobiska, wykopy, tereny o zdartej pokrywie glebowej),
- 2) tereny o glebach przekształconych:
 - a) tereny o zmienionych stosunkach wodnych:
 - tereny osuszone,
 - tereny zawodnione,
 - b) tereny skażone:
 - tereny o glebach zakwaszonych,
 - tereny o glebach zakwaszanych,
 - tereny o glebach zasolonych,
 - tereny o glebach wzbogaconych fitotoksyczne pierwiastki śladowe,
 - tereny skażone produktami ropopochodnymi,
 - tereny o podwyższonej aktywności promieniotwórczej,
 - c) tereny o glebach uszkodzonych mechanicznie (zniszczenie lub zmiana dotychczasowej budowy profilu glebowego) [Gołda 2005].

Z kolei Krzaklewski (1990) podaje, że tereny przeznaczone do rekultywacji można podzielić w oparciu o ich zarastanie roślinnością. Jako zarastanie przyjmuje się pokrycie roślinnością w wyniku sukcesji powyżej 50% powierzchni danego terenu. Wyróżnia:

- tereny grupy I – zarastające bardzo wolno lub niezarastające (brak zarastania przez 10 lat), dla których rekultywacja jest bardzo trudna,
- tereny grupy II – zarastające bardzo wolno (brak zarastania przez 5 lat), dla których rekultywacja jest trudna,
- tereny grupy III – tereny zarastające szybko (zarastanie w okresie 2 lat), dla których rekultywacja łatwa.

W przypadku terenów górniczych proponowane są dwa główne podejścia w stosunku do biologicznego etapu rekultywacji (zarówno dla kierunku rolnego jak i leśnego). Pierwsze z nich, to klasyczna koncepcja („krakowska szkoła rekultywacji”) zapoczątkowana przez profesora Skawinę. Mówi ona o konieczności wystąpienia na tym etapie dwóch fundamentalnych czynników: roślin, które uczestniczą w procesie glebotwórczym i próchnicy (powierzchniowej warstwy gleby pozyskanej z innego terenu). Warto zwrócić uwagę, że pozyskiwanie warstwy próchnicznej gleby może być kosztowne. Natomiast, jeżeli chodzi o roślinność, na początku wprowadza się rośliny pionierskie, które będą szybko rozwijały się w niesprzyjających warunkach. Do roślin pionierskich w rekultywacji stosuje się rośliny motylkowe (np. nostrzyk biały *Melilotus albus*, łubin trwały *Lupinus polyphyllus*), a także wybrane gatunki drzew i krzewów (robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, olsza szara *Alnus incana* i karagana syberyjska *Caragana arborescens*) [Karczevska 2012, Wójcik i Krzaklewski 2019]. Wspomniana roślinność stanowi źródło substancji organicznej, charakteryzuje się wytwarzaniem dużej masy korzeniowej i wchodzeniem w symbiozę z bakteriami, które wiążą azot atmosferyczny. Dzięki temu gleba uzyskuje wysoką aktywność biologiczną, zwykle po 3–6 latach w przypadku roślin motylkowych i 10–15 lat z zastosowaniem drzew i krzewów pionierskich. Następnie roślinność powinna zostać zastąpiona przez gatunki docelowe dostosowane do właściwości siedliskowych [Skawina i Wąchalewski 1972]. Karczevska (2012) wśród produkcyjnych gatunków drzew stosowanych jako gatunki docelowe wymienia: dąb czerwony *Quercus rubra*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*, modrzew europejski *Larix decidua*, klon jawor *Acer pseudoplatanus*, topole *Populus* sp., czy sosnę pospolitą *Pinus sylvestris*.

Kolejne podejście to model PAN (według „szkoły poznańskiej”), nazywany koncepcją gatunków docelowych (opracowany przez pracowników Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze i Katedry Rekultywacji Akademii Rolniczej w Poznaniu, głównie przypisywany profesorom Janowi Benderowi i Mirosławie Gilewskiej). W modelu zwrócono uwagę na udział człowieka w działaniach rekultywacyjnych, które mają przyczynić się do kształtowania czynników abiotycznych takich jak poprawa chemizmu podłoża (nawozy) i właściwości fizycznych (odpowiednie systemy uprawy) umożliwiających rozwój roślin i poprawiających właściwości użytkowe gleby [Bender 1995, Karczevska 2012]. W tym podejściu wskazuje się, że po zakończeniu rekultywacji technicznej dzięki zastosowaniu intensywnego nawożenia można wprowadzać od razu

gatunki produkcyjne (w przypadku zagospodarowania rolnego np. pszenicę, żyto i inne zboża) zamiast pionierskich [Bender i Gilewska 1999, 2000]. Jest ono jednak negowane z uwagi na krótkotrwały efekt poprawy właściwości gleby w porównaniu z modelem klasycznym Skawiny. Z kolei za tym modelem przemawia fakt, że niekiedy istnieją trudności i nieskuteczność we wprowadzaniu gatunków docelowych na tereny po uprawie roślin motylkowych (z uwagi na konkurencję z trzcinikiem piaszkowym *Calamagrostis epigeios*) jak podają Bender i Gilewska (1995). Jako gatunki do nasadzeń leśnych wspomniani autorzy proponują: jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, klon jawor *Acer pseudoplatanus*, lipę drobnolistną *Tilia cordata*, dąb czerwony *Quercus rubra*, buk zwyczajny *Fagus sylvatica* i sosnę pospolitą *Pinus sylvestris*. Należy jednak pamiętać, że przez kilka początkowych lat należy prowadzić nawożenie.

Warto zaznaczyć, że ramy czasowe rekultywacji biologicznej mogą znacząco wykraczać poza podany w ustawie o *ochronie gruntów rolnych i leśnych* okres 5 lat, na co zwracają uwagę Siedlecka i Cieślak (2023). Może to wynikać z powolnego procesu poprawy aktywności biologicznej gruntów (głównie bezglebowych) przeznaczonych na rekultywację, a także z faktu stosowania w zabiegach rekultywacyjnych roślinności, która wymaga odpowiedniego czasu do wzrostu. Czas rekultywacji będzie również zależny od przyjętego kierunku rekultywacji.

Tereny pogórnice, a szczególnie zwałowiska pokopalniane (hałdy) są wyjątkowo trudne w rekultywacji. Buduje je odpadowa skała płonna, która zostaje wydobyta w trakcie eksploatacji złoża kopaliny. W przypadku górnictwa węgla kamiennego składa się z łupków ilastych i iłowców, mułowców, piaszczowców wraz z domieszkami węgla (do 30%) i piritu (do 8%). Może podlegać przemianom fizycznym, chemicznym i biologicznym, prowadzącym do różnych niekorzystnych zjawisk (np. utlenianie pirytu w wyniku czego może dojść do termicznej aktywności hałd) [Potempa i Szlugaj 2007, Plewa i in. 2017]. Co więcej trudności w rekultywacji wynikają m.in. ze sposobu ukształtowania zwałowisk. Początkowo przyjmowały one postać stożkową, o stromych podatnych na erozję zboczach. Obecnie nadaje się im formę niwelacyjną lub stołową o kształcie zapewniającym większą skuteczność działań rekultywacyjnych [Gołda 2005, Karczevska 2012]. Składowany materiał odznacza się: niewielką zawartością składników pokarmowych, niedoborem wody, wysokim zasoleniem oraz niskim współczynnikiem albedo powodującym nagrzewanie powierzchni zwałowiska w wyniku promieniowania słonecznego [Radecka i in. 2017]. Dawniej z uwagi na ograniczenia techniczne wykorzystania skały płonnej odpady deponowano w pobliżu zakładów wydobywczych, często w centrach miast i osiedli [Plewa i in. 2017]. Główną formą zagospodarowania takich hałd, z uwagi na powyższe czynniki był kierunek leśny (zadrzewienia o funkcji ochronnej). Kierunek leśny jest często stosowany nie tylko dla zwałowisk pokopalnianych węgla kamiennego, ale również dla rekultywacji terenów po górnictwie węgla brunatnego [Wójcik i Krzaklewski 2019]. Niezrekultywowane zwałowiska pogórnice podlegają samoistnej sukcesji roślinnej. Warto zwrócić uwagę, że roślinność spontanicznie wkraczająca na zwałowiska, w szczególności budowana przez gatunki rodzime, jest dostosowana do warunków tam panujących, a przez to uważana jest za trwałą i pożądaną [Woźniak i Kompała 2000a].

Niejednokrotnie zbiorowiska drzewiaste powstałe na hałdach wzbogacają i poprawiają krajobraz, przez co trudno je odróżnić od lasów naturalnych. Zastosowanie w odniesieniu do tych zbiorowisk roślinnych terminu las wydaje się zatem trafne. Według Encyklopedii Leśnej las określany jest jako „najbardziej złożony ekosystem lądowy, w którym współżyją tworząc biocenozę różne organizmy roślinne i zwierzęce. Las wyróżnia się dominującym udziałem drzew rosnących w zwarcu i odgrywających w nim rolę głównych gatunków budujących ekosystem (edyfikatorów)” [<https://www.encyklopedialesna.pl/haslo/las/>]. Ponadto rozległe lasy na hałdach w większości spełniają ustawową definicję lasu, głównie pod kątem wielkości zajmowanej powierzchni. Dokładniej, ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991, nr 101, poz. 444, t.j. Dz.U.2024, poz. 530) traktuje las jako „grunt o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi) – drzewami i krzewami oraz runem leśnym – lub przejściowo jej pozbawiony (...)” [Ustawa 1991]. Ponadto, zwałowiska stanowią miejsce życia dla wielu gatunków roślin i zwierząt, często również tych rzadkich [Nieć i Radwanek-Bąk 2014]. W niektórych przypadkach zwałowisk zalesionych obserwuje się wypadanie drzew lub obecność osobników w słabej kondycji zdrowotnej. W efekcie aktualnie, poza użytkowaniem leśnym zwałowisk pogórnich, poszukuje się alternatywnych kierunków zagospodarowania hałd chociażby na cele rekreacyjno-sportowe, wypoczynkowe i jako parki, a także do celów ochrony przyrody. Nieobojętne jest również ograniczanie ryzyka samozapłonu. W takich sytuacjach przy wprowadzaniu roślin do gruntu, sadi się je na warstwie luźno usypanego materiału (o grubości 0,5–2,0 m w zależności od kierunku zagospodarowania), poniżej której znajduje się warstwa zagęszczona niezajmowana przez korzenie roślin [Durczyński 2000].

Istotnym zagadnieniem są również kwestie prawne rekultywacji terenów górniczych. Nie ma dokładnych przepisów wskazujących na konieczność powiązania dokumentów rekultywacyjnych dotyczących zagospodarowania terenu po zakończeniu eksploatacji z ustaleniami miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Na ten fakt zwracali już uwagę Nieć i Radwanek-Bąk (2014). Ważnym działaniem w tej kwestii byłoby zapewnianie wizji rozwoju terenu uwzględniającej obszary pogórnice i ich możliwe wykorzystanie (w kontekście przyrodniczym jak i poprawy jakości życia lokalnych społeczności oraz konieczności adaptacji do zmian klimatu). Ponadto przydatne mogłyby być nowe regulacje prawne uwzględniające planowanie przestrzenne i rekultywację, a także konsultacje społeczne związane z planowanym na danym terenie zagospodarowaniem terenów pokopalnianych [Fagiewicz 2023]. Wobec powyższego, zasadnicze znaczenie w planowaniu wykorzystania terenów pokopalnianych powinny mieć lokalne władze oraz ludność i w ramach zagospodarowania danego obiektu należałoby brać pod uwagę ich preferencje [Kaźmierczak i in. 2021].

Następnym wątkiem, jak podają Hutniczak i inni (2019), są kwestie środowiskowe i potencjał terenów przemysłowych (w tym zwałowisk pokopalnianych) jako siedlisk rzadkich i ubogich w substancje odżywcze (oligotroficznych) w zwiększaniu bioróżnorodności obszarów miejsko-przemysłowych. Dla takich terenów poprawa żyzności nie jest wskazana. Szczególnie cenne tereny pogórnice mogą zostać uznane za użytki ekologiczne, rezerваты, czy obszary Natura 2000 [Nieć i Radwanek-Bąk 2014]. W toku

naturalnych procesów, na terenach nieużytków przemysłowych pojawiają się różnorodne zbiorowiska roślinne, często złożone z gatunków rzadkich i chronionych [Woźniak i Kompała 2000b]. Ponadto, tereny zagospodarowane przyrodniczo mogą również poprawiać jakość życia mieszkańców (tereny do rekreacji i wypoczynku) i ograniczać presję urbanizacyjną [Maciejewska i Turek 2014]. Wspomina się także o odtwarzaniu środowiska przyrodniczego, niekiedy nazywanego rewitalizacją biologiczną (ang. *ecological restoration*). Jest ona szczególnie istotna dla terenów pogórnich i koncentruje się na aspektach ekologicznych i społecznych. Uwzględnia uwarunkowania przyrodnicze zwałów pokopalnianych i bierze pod uwagę ich zagospodarowanie dostosowane do oczekiwań lokalnych społeczności (aspekty społeczne i kulturowe). Tym samym ma również wspierać adaptację do zmian klimatycznych i zapewniać usługi ekosystemowe [Fagiewicz 2023].

Temat omówionej powyżej rekultywacji, wydaje się być stale aktualny i niezaprzeczalnie kluczowy ze względu na powstawanie terenów zdegradowanych i zdewastowanych w wyniku działalności człowieka. Warto podkreślić, że w marcu 2019 r. Zgromadzenie Ogólne ONZ ustanowiło lata 2021–2030 „Dekadą restytucji ekosystemów” (ang. *Decade of Ecosystem Restoration*). Celem działań w tej dekadzie ma być odbudowa ekosystemów zniszczonych i zdegradowanych [Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2021]. Ukazuje to, że istnieje zainteresowanie tematem rekultywacji na arenie międzynarodowej, zwłaszcza w świetle wzrostu zapotrzebowania na wielofunkcyjną przestrzeń na terenach miejsko-przemysłowych. Jak podaje Badura (2021), w ostatnim dziesięcioleciu, przywiązuje się wyjątkową wagę do zmian klimatycznych i działań o charakterze proekologicznym. Należy zwrócić uwagę, że wzajemne oddziaływanie systemów: środowisko, społeczeństwo i gospodarka, powinno umożliwiać zrównoważony rozwój i odtwarzanie ekosystemów. Na człowieku spoczywa odpowiedzialność za środowisko, w którym żyje i które wykorzystuje, a więc i odpowiedzialność za rekultywację.

1.2 Koncepcja tzw. nowych ekosystemów „*novel ecosystems*” w kontekście terenów przemysłowych

Nie podlega wątpliwości, że w epoce człowieka – antropocenie [Crutzen i Stoermer 2021], obserwowany jest postępujący ubytek środowiska naturalnego. Szczególnie przyczynia się do tego działalność przemysłowa, co zostało już wcześniej poruszone. Wskutek urbanizacji, jak i intensywnego rozwoju przemysłu udział terenów naturalnych maleje. Pojawiają się natomiast obszary nowe, przekształcone, występujące w postaci krajobrazów antropogenicznych, które wraz z siedliskami dotkniętymi przez działalność człowieka pokrywają coraz to więcej powierzchni lądów. Równocześnie ekosystemy występujące na Ziemi również noszą ślady działalności antropogenicznej i przez to podlegają przemianom. Coraz więcej z nich określane jest mianem „*novel ecosystems*”.

Tereny zdegradowane i zdewastowane w wyniku działalności przemysłowej człowieka (przede wszystkim wskutek działalności górniczej) mogą charakteryzować się wyraźnymi modyfikacjami warunków abiotycznych, które nie występują w siedliskach naturalnych i półnaturalnych przez co uniemożliwiają przywrócenie ekosystemów do stanu poprzedniego, sprzed zaburzenia. W takim kontekście mogą zostać zaliczone do *novel*

ecosystems. Jak wskazuje Chmura i inni (2022) istnieje potrzeba związana z realizacją badań pozwalających na określenie w jaki sposób funkcjonują te nowe twory na obszarach miejskich.

Samo pojęcie *novel ecosystems* nie doczekało się dokładnego tłumaczenia na język polski. Przymiotnik *novel*, zgodnie z Cambridge Dictionary można przełożyć na nowy, różniący się od czegokolwiek innego, obcy czy nietypowy [<https://dictionary.cambridge.org/dictionary/>]. W literaturze przymiotnik *novel* zastępowany jest niekiedy słowami „*no-analog*” (nieanalogiczny) czy „*emerging*” (rozwijający się, kształtujący się, nowo powstały) [Milton 2003, Williams i Jackson 2007]. W ramach tego opracowania zwrot *novel ecosystems* będzie równoważny określeniu nowe ekosystemy (NE).

Po raz pierwszy sformułowania *novel ecosystems* użyli Chaplin i Starfield (1997) w stosunku do borealnego stepu trawiastego wykształcającego się wskutek ocieplenia na terenie tundry na Alasce. Następnie wielokrotnie pojęcie to pojawiało się w literaturze, prowadząc do ukształtowania różnych, ale zbliżonych do siebie definicji [Truitt i in. 2015]. Szczególną rolę w kształtowaniu terminu i charakteryzowaniu *novel ecosystems* przypisuje się publikacjom Hobbsa wraz ze współautorami [Hobbs i in. 2006, Hobbs i in. 2009, Hobbs i in. 2014]. Ponadto ukazała się również książka Hobbsa i innych (2013), w której w sposób kompleksowy przedstawiono szczegóły dotyczące koncepcji nowych ekosystemów.

Jedna z definicji nowych ekosystemów brzmi:

Novel ecosystems to ekosystemy, które posiadają skład gatunkowy i względne liczebności, które nie występowały wcześniej w danym biomie. Wskazuje się również na cechy charakterystyczne takich ekosystemów jak: nowe kompozycje gatunkowe, które mogą decydować o funkcjach ekosystemu oraz ukształtowanie w wyniku zamierzonej lub nieumyślnej działalności człowieka i utrzymywanie się niezależnie od jego aktywności [Hobbs i in. 2006].

Wskazuje ona na swoistą „nowość” wynikającą z występowania składu gatunkowego nieobserwowanego wcześniej. Kluczowe jest również uwzględnienie wpływu człowieka w wykształcaniu tego ekosystemu.

Z kolei Morse i inni (2014) przedstawiają bardziej rozbudowaną definicję:

Novel ecosystem to unikalny zespół fauny i flory oraz warunków środowiskowych, który jest bezpośrednim wynikiem zamierzonej lub niezamierzonej zmiany wywołanej przez człowieka. Zmiana ta, czyli działanie człowieka musi być wystarczające do przekroczenia progu ekologicznego, który wprowadza ekosystem na nową trajektorię i uniemożliwia powrót do poprzedniej trajektorii niezależnie od dodatkowej działalności człowieka. Powstały ekosystem musi również być samowystarczalny pod względem składu gatunkowego, struktury, biogeochemii i usług ekosystemowych. Cechą charakterystyczną jest zmiana składu gatunkowego w stosunku do ekosystemów obecnych w tym samym biomie przed przekroczeniem progu.

Według powyższej definicji ponownie zasadniczym elementem w tworzeniu nowych ekosystemów jest oddziaływanie człowieka. Poza tym wymienia się również trzy kolejne

kryteria związane z kształtowaniem nowych ekosystemów. Są to: przytoczone wcześniej progi ekologiczne (granice), unikalny skład gatunkowy i samowystarczalność.

Natomiast Truitt i inni (2015), którzy przeprowadzili analizę szeregu definicji NE wprowadzają następujące wyjaśnienie:

Novel ecosystem to ekosystem zmodyfikowany przez czynniki antropogeniczne (zmiany w warunkach hydrologicznych, fizycznych lub biotycznych jak i w zawartości składników odżywczych) w czasie historycznym lub obecnym, który znacząco zmienia funkcjonowanie ekosystemu.

W przypadku tej definicji ponownie wyraźnie podkreślony zostaje wpływ człowieka jako decydujący czynnik związany z kształtowaniem nowych ekosystemów. Z drugiej strony również zauważa się, że to na człowieku spoczywa odpowiedzialność za właściwe zarządzanie wspomnianymi ekosystemami. Według przywołanych wcześniej autorów w stosunku do *novel ecosystems* mogą być realizowane trzy główne polityki. Pierwsza dotyczy działań mających na celu przywrócenie ekosystemu do stanu poprzedniego, sprzed zaburzenia (zakłada przekształcenie a czasem likwidację nowego ekosystemu). Kolejna polega na pozostawieniu nowych ekosystemów procesom przyrodniczym i niepodjęcie żadnych działań w stosunku do nich (spontaniczna sukcesja). Trzecie podejście to zarządzanie nowymi ekosystemami, które jest związane z kierowaniem procesami sukcesyjnymi m.in. poprzez celowe wprowadzanie gatunków (tzw. sukcesja kierowana, ang. *assisted succession*).

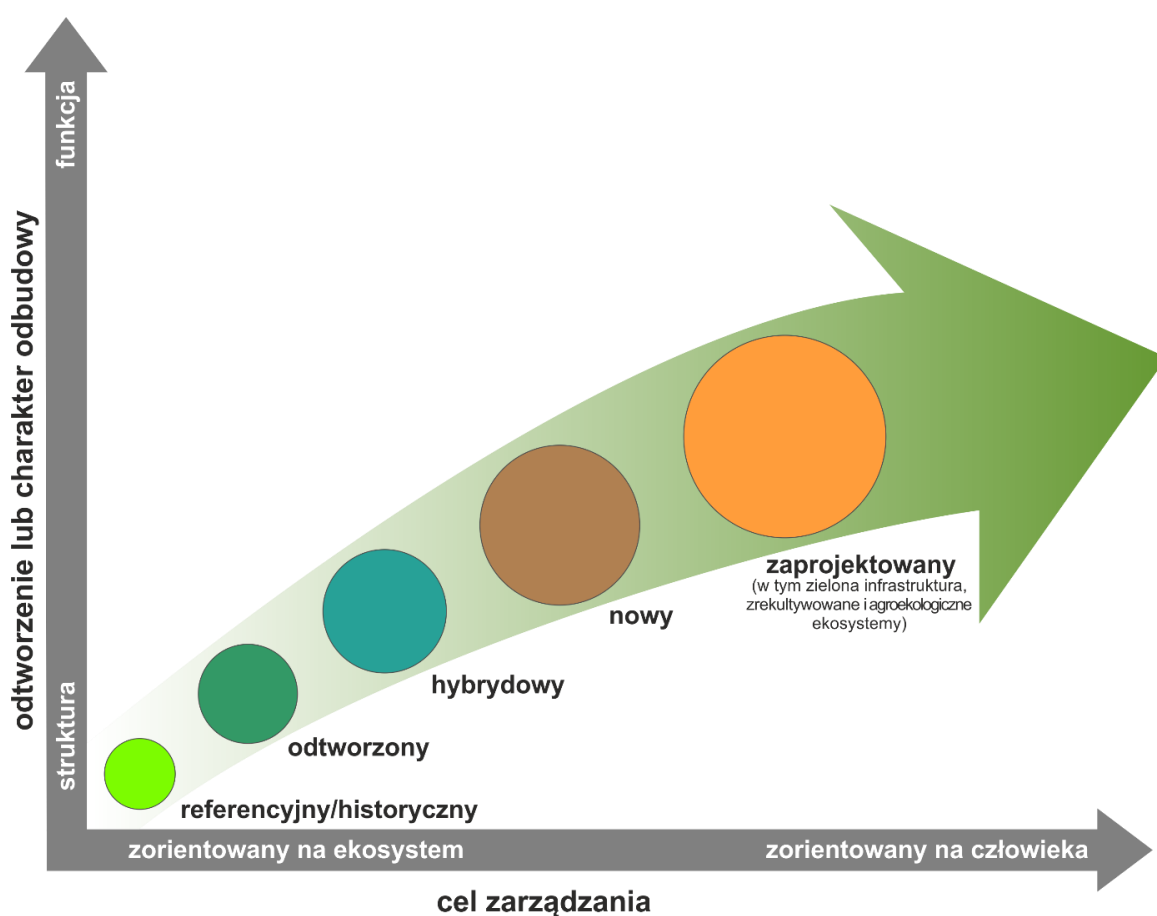
Nawiązaniem do teorii nowych ekosystemów jest również koncepcja czterech natur proponowana przez Kowarika (2011). W tej koncepcji, autor koncentruje się głównie na systemach miejskich i wyróżnia tzw. natury:

- natura pierwszego rodzaju – to pozostałości naturalnych ekosystemów (np. dziewicze lasy i mokradła) charakteryzujące się niskim poziomem transformacji,
- natura drugiego rodzaju – to ekosystemy stworzone przez człowieka (np. użytki zielone, pastwiska, lasy produkcyjne) o średnim poziomie transformacji,
- natura trzeciego rodzaju – to zmienione lub nowo utworzone przez człowieka ekosystemy na siedliskach przekształconych (np. tereny zieleni urządzonej) cechujące się średnim i dużym poziomem transformacji,
- natura czwartego rodzaju – to ekosystemy pojawiające się samoczynnie na zniszczonych przez działalność człowieka siedliskach (np. zdegradowane tereny poindustrialne, nieużytki) o wysokim poziomie transformacji [Kowarik 2005, Kowarik 2011].

Nowe ekosystemy w tym podejściu są zaliczane do czwartej natury i mogą być nazywane przyrodą epoki antropocenu. Charakterystyczną cechą tych ekosystemów występujących na obszarach miejskich jest znaczący udział gatunków obcych. Koncepcja *novel ecosystems* w świetle czterech Natur Ingo Kowarika jest rozpatrywana w publikacjach dotyczących ekosystemów miejskich [Gawryszewska i Łepkowski 2016, Zinowiec-Cieplik 2017].

Poza sformułowaniem *novel* pojawiają się również pojęcia *hybrid* (hybrydowy) czy *design* (zaprojektowany). Mogą być one różnie interpretowane. Ekosystem hybrydowy

to taki, który zachował pewne cechy ekosystemu poprzedniego, pierwotnego, ale jego funkcje pozostają poza historycznym zakresem zmienności. W efekcie główne funkcje i właściwości ekosystemu są w większości zbliżone do dawnego ekosystemu naturalnego [Clement i Standish 2018]. Pod kątem składu gatunkowego jest on złożony z wcześniej istniejących jak i z nowych gatunków. Jeżeli udział nowych gatunków będzie wzrastał, może dojść do przekształcenia w nowy ekosystem [Hobbs i in. 2009, Higgs 2017]. *Designer ecosystems* to z kolei ekosystemy będące pod ścisłą kontrolą człowieka. Są one odpowiednio zarządzane dla osiągnięcia wyznaczonych celów, a także odpowiednio utrzymywane w zakresie składu gatunkowego, struktury i funkcji jakie pełnią [Ross i in. 2015, Gwenzi 2021]. Zestawienie różnych rodzajów ekosystemów ze względu na udział wpływu człowieka jak i charakter rekultywacji lub odbudowy przedstawia rysunek 2.



Rys. 2. Rodzaje ekosystemów w zależności od celu zarządzania i charakteru odbudowy [Higgs 2017, Gwenzi 2021, zmienione]

Weryfikacja czy dany ekosystem jest ekosystemem nowym, jest możliwa poprzez analizę cech charakterystycznych (diagnostycznych) *novel ecosystems*. Poniżej przedstawiono najważniejsze wyróżniki *novel ecosystems*:

a) Siedlisko powstało w wyniku działalności człowieka

Tak jak wspomniano wcześniej działalność człowieka, która prowadzi do wykształcenia nowego ekosystemu może być celowa jak i nieumyślna. Ponadto wpływ człowieka klasyfikuje się również jako bezpośredni (np. przekształcanie gruntów) i pośredni (np.

transport zanieczyszczeń na duże odległości) [Hobbs i in. 2009]. Co ciekawe, Morse i inni (2014) wskazują na konieczność wyłączenia tzw. wielkoskalowego pośredniego wpływu człowieka związanego m.in. ze zmianami klimatu, zakwaszaniem oceanów czy depozycją azotu. Takie podejście pozwala na szczególne zwracanie uwagi na lokalne oddziaływania, co może być korzystne z punktu widzenia zarządzania i korzystania z nowych ekosystemów.

b) Nowe kompozycje gatunkowe i gatunki obce

Nowe ekosystemy odznaczają się składem gatunkowym roślin i zwierząt odmiennym i wyróżniającym się w stosunku do istniejących ekosystemów [Morse i in. 2014, Chmura i in. 2022]. Wskazano trzy fazy związane z wykształcaniem nowych składów gatunkowych:

- wprowadzenie – gatunek pojawia się w miejscu odmiennym do jego zasięgu geograficznego,
- kolonizacja – następuje rozmnażanie i zwiększenie liczby osobników danego gatunku,
- naturalizacja – gatunek staje się częścią nowego ekosystemu [Truitt 2016].

Rośliny i organizmy autotroficzne zaliczane do producentów pierwotnych są podstawowym elementem zbiorowisk roślinnych decydującym o strukturze i funkcjach ekosystemu. Dają początek obiegowi materii i przepływowi energii [Chmura i in. 2022].

W składzie gatunkowym nowych ekosystemów mogą pojawiać się również gatunki obce, nierodzone. Gatunek obcy to gatunek, który został wprowadzony świadomie lub przypadkowo przez człowieka poza zasięg, w którym występuje, z uwzględnieniem części gamet, nasion, czy też jaj, dzięki którym może przeżyć i się rozmnażać [Głowaciński i in. 2011]. Gatunki obce mogą stanowić zagrożenie dla flory i fauny danego ekosystemu i zwykle nie są pożądane. Natomiast w kontekście nowych ekosystemów, w przypadku gdy pełnią istotną rolę w danym ekosystemie i są odpowiedzialne za pewne świadczenia ekosystemowe ich usuwanie może nie być wskazane, gdyż ich wpływ uznaje się wtedy za pozytywny [Ewel i Putz 2004, Miller i Bestelmeyer 2016]. Ponadto gatunki obce cechują się szerszą amplitudą ekologiczną i mogą lepiej funkcjonować w zmiennych warunkach abiotycznych niż gatunki rodzime, które są bardziej czułe na różne zaburzenia antropogeniczne [Mooney i Cleland 2001, Morse i in. 2014].

c) Progi ekologiczne

W ramach nowych ekosystemów pewne progi ekologiczne zostały przekroczone, przez co weszły one na nowy lub inny stan, który może być przejściowy lub stabilny. Niełatwo jest dokładnie wskazać kiedy dany próg zostanie przekroczony. Ponadto, często przywrócenie poprzedniego stanu jest trudne do osiągnięcia czy nawet niemożliwe. Wspomniane progi mogą być biotyczne (wynikają z barier dyspersyjnych) i abiotyczne (wynikają z poważnie zmienionych warunków abiotycznych) [Hobbs i in. 2006, Miller i Bestelmeyer 2016].

d) Samowystarczalność

Ekosystemy nowe funkcjonują w oparciu o wykształcone w odpowiednim czasie elementy biotyczne dostosowane do zmienionych poprzez działalność człowieka elementów abiotycznych. Ich samowystarczalność związana jest z faktem, iż zazwyczaj nie wymagają szczególnych aktywności ze strony człowieka w celu ich utrzymania [Higgs 2017]. Na ważny aspekt zwracają uwagę Morse i inni (2014), którzy podkreślają, że w ocenie

stabilności ekosystemu należy brać również pod uwagę odpowiednią skalę czasową (proponują zakres czasowy między 10–100 lat).

Warto zaznaczyć, iż wprowadzenie koncepcji *novel ecosystems*, początkowo spotkało się z krytyką ze strony ekologów zajmujących się ochroną przyrody i rekultywacją – o czym szczegółowo piszą Miller i Bestelmeyer (2016). Wynika to z faktu, iż tradycyjne podejście do ochrony przyrody i rekultywacji skupia się na utracie miejsc naturalnych, które nie powinny być zmieniane i na przywracaniu poprzedniego stanu ekosystemów, które uległy zaburzeniom. Jednak w świetle postępującej działalności człowieka, takie klasyczne podejście może okazać się niewłaściwe i wymaga zastosowania koncepcji „nowej ochrony” [Tropiek i in. 2012, Hobbs 2013].

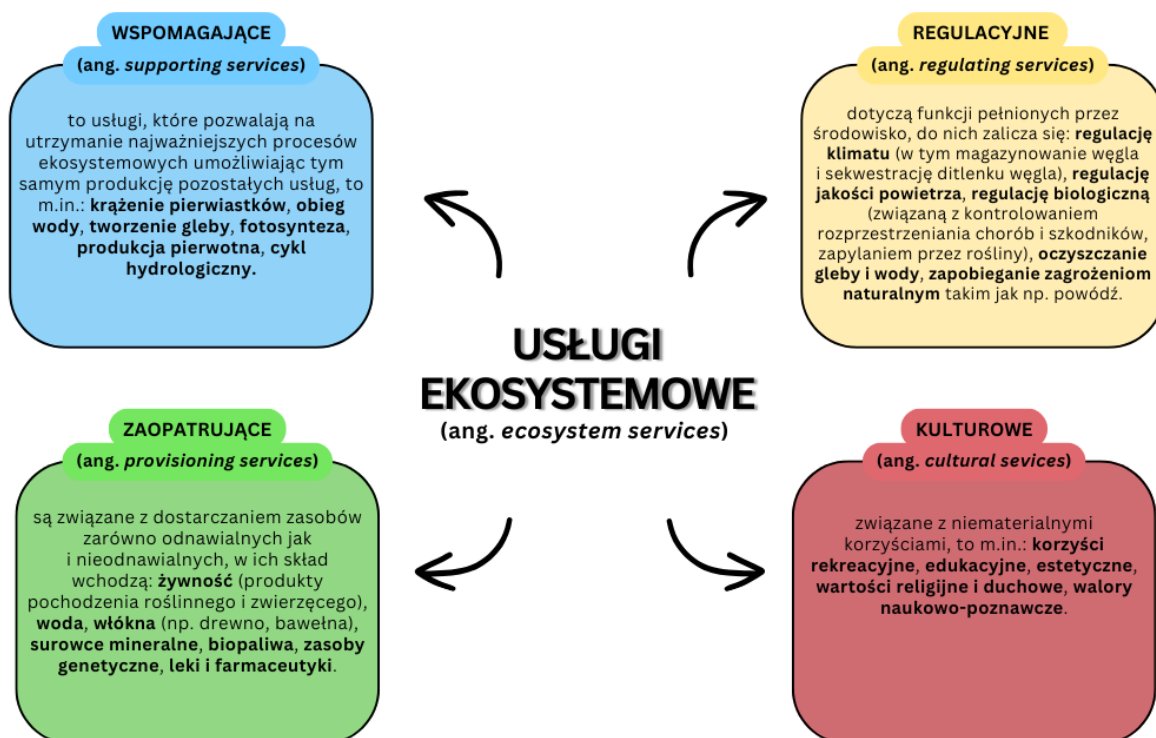
Jak wskazuje Chmura i inni (2022) proponowana przez Hobbsa idea nowych ekosystemów wyznacza pewne ramy koncepcyjne do obserwacji terenowych i badań związanych ze spontaniczną roślinnością i mozaiką ekosystemów występujących na terenach pokopalnianych. Dodatkowo, wspomniani autorzy zwracają uwagę na to, że nowe ekosystemy powstałe na tych terenach odpowiadają za funkcje i krytyczne usługi ekosystemowe niezbędne zarówno dla środowiska jak i lokalnych społeczności. Niejednokrotnie na ubogich siedliskach nieużytków przemysłowych pojawiają się też gatunki rzadkie czy chronione [Woźniak i Kompała 2000b, Woźniak 2021].

Wobec powyższego, wskazane jest aby badacze realizujący podejście ekologiczne i działający w myśl koncepcji *novel ecosystems* podejmowali badania nad roślinnością (jako elementem biotycznym nowych ekosystemów) i jej rozwojem na terenach pokopalnianych. Uzyskana wiedza może następnie zostać wykorzystywana do prawidłowego zarządzania i gospodarowania obiektami takimi jak zwałowiska pogórnice. Kompleksowe spojrzenie na spontanicznie kształtujący się element biotyczny (głównie florę, ale i faunę) nowych ekosystemów na nieużytkach występujących w krajobrazie miejskim z pewnością dostarczy również informacji ważnych z punktu widzenia usług ekosystemowych.

1.3 Znaczenie i świadczenia ekosystemowe na terenach miejskich i przemysłowych

Usługi ekosystemowe (inaczej świadczenia ekosystemowe) to korzyści i dobra, które ludzie uzyskują dzięki ekosystemom. Koncepcja usług ekosystemowych, podobnie jak koncepcja *novel ecosystems*, wydaje się być bardzo popularna w ostatnich latach, szczególnie w kontekście terenów miejskich [Kronenberg 2012, Larondelle i in. 2014, Sudra 2015, Sirakaya i in. 2018, Zwierzchowska i Mizgajski 2019, Geneletti i in. 2020]. Usługi ekosystemowe mogą być analizowane pod względem ekologicznym, społecznym czy ekonomicznym [Stępniewska i Mizgajski 2023]. Wyróżnia się trzy zasadnicze klasyfikacje usług ekosystemowych: Milenijną Ocenę Ekosystemów i opracowane w oparciu o nią: Ekonomię Ekosystemów i Bioróżnorodności (ang. *The Economics of Ecosystems & Biodiversity*, TEEB) oraz Wspólną Międzynarodową Klasyfikację Usług Ekosystemowych (ang. *The Common International Classification of Ecosystem Services*, CICES) [John i in. 2019].

Główną, globalną klasyfikację usług ekosystemowych zawiera międzynarodowy raport – Milenijna Ocena Ekosystemów (ang. *Millenium Ecosystem Assessment*, MA) [Millenium Ecosystem Assessment 2005]. W raporcie oceniono stan ekosystemów i wskazano na ich degradację, a także uwzględniono konsekwencje jakie mają negatywne zmiany ekosystemów dla dobrobytu człowieka. Oszacowano, że aż 60% usług ekosystemowych zostało zagrożonych z uwagi na naruszenie zasobów naturalnych wskutek antropopresji. Wspomniane opracowanie proponuje wyróżnienie czterech grup świadczeń ekosystemowych (Rys. 3).



Rys. 3. Podział usług ekosystemowych [na podstawie Millenium Ecosystem Assesment 2005]

Wspomniany raport TEEB (Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności), uwzględnia łącznie 22 usługi ekosystemowe, które bazują na klasyfikacjach zaproponowanych przez: Costanza i innych (1997) oraz de Groota i innych (2002), a także na tej z raportu MA (2005). W opracowaniu wskazano cztery główne kategorie usług: zaopatrujące, regulacyjne, siedliskowe i kulturowe. W odniesieniu do Milenijnej Oceny Ekosystemów sformułowanie „usługi wspomagające” zostało zastąpione „usługami siedliskowymi”. Usługi te dotyczą utrzymywania cykli życiowych i zachowywania różnorodności genetycznej (ochrona puli genowej). W tym kontekście, wymienione sformułowania będą na ogół sobie odpowiadać [TEEB 2010].

W oparciu o MA (2005) i TEEB (2010) powstała Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemów (CICES) firmowana przez Europejską Agencję Środowiska (ang. *European Environment Agency*, EEA). Pierwszą wersję opublikowano w 2013 r., a ostatnią (V5.1) w 2019 r. Obecnie dostępna jest wersja robocza (V5.2) [<https://cices.eu/>]. Klasyfikacja CICES funkcjonuje w oparciu o pięć poziomów: sekcja, dział, grupa, klasa i typ. Ponadto,

usługi dzieli się na biotyczne i abiotyczne. W podziale wyróżnia się trzy sekcje usług ekosystemowych: zaopatrujące, regulacyjne i ochronne oraz kulturowe [Haines-Young i Potschin 2018]. W publikacji „Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi”, w aneksie 1.1, zaprezentowano klasyfikację CICES (V5.1) uwzględniając poszczególne kategorie usług najistotniejsze ze względu na rozpatrywane ekosystemy w Polsce [Stępniewska i Mizgajski 2023]. W opracowaniu pojawiają się również wskaźniki proponowane do oceny danych usług ekosystemowych, co daje możliwość wykonywania różnych analiz porównawczych. Ponadto, poruszony jest również temat ekonomicznych wartości usług ekosystemowych.

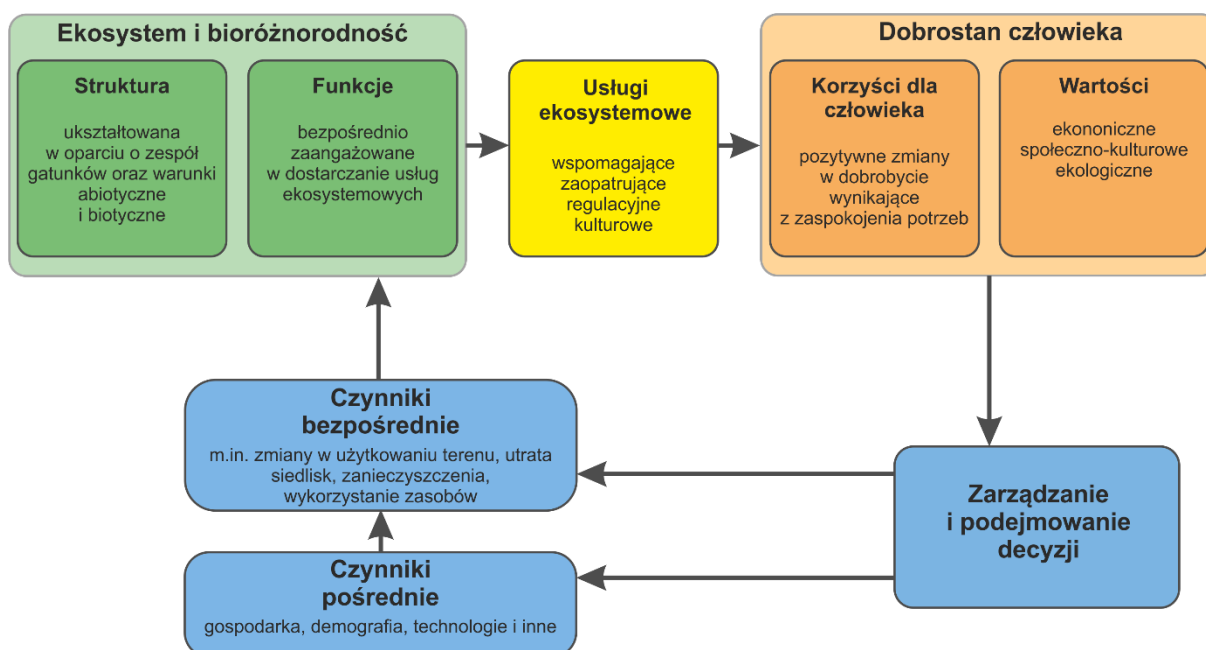
Na usługi, które człowiek czerpie ze środowiska niewątpliwie wpływa bioróżnorodność. Bioróżnorodność (inaczej różnorodność biologiczna) według Europejskiej Agencji Środowiska jest definiowana jako zróżnicowanie ekosystemów, gatunków i genów na Ziemi lub w danym siedlisku [<https://www.eea.europa.eu/pl/themes/biodiversity/intro>]. Dokładniej, Konwencja o Różnorodności Biologicznej (ang. *Convention on Biological Diversity*, CBD) – jedna z najważniejszych i globalnych polityk związana z ochroną bioróżnorodności, wskazuje, że owo zróżnicowanie dotyczy organizmów żywych funkcjonujących w ramach ekosystemów lądowych, morskich i wodnych [Konwencja o Różnorodności Biologicznej 1993]. Znaczenie bioróżnorodności w świetle usług ekosystemowych uwzględnia wspomniany wcześniej raport TEEB (2010). W raporcie (w rozdziale 2 „*Biodiversity, ecosystems and ecosystem services*”) wskazano, że zmiany w bioróżnorodności mogą prowadzić do zauważalnych zmian w funkcjonowaniu ekosystemów, a te z kolei determinują świadczenia ekosystemowe. Zwrócono szczególną uwagę na grupy funkcjonalne organizmów odpowiadające za konkretne czynności w ekosystemie jak np. produkcja czy rozkład biomasy lub wiązanie azotu, których utrata (w szczególności głównych grup funkcjonalnych) może przyczynić się do radykalnych zmian w funkcjach ekosystemu. Dokładne określenie w jaki sposób bioróżnorodność wpływa na usługi ekosystemowe jest zadaniem trudnym z uwagi na m.in. wielowymiarowość koncepcji bioróżnorodności i rozpatrywanie jej na różnych poziomach od zbiorowiska, poprzez gatunki, osobniki, zmierzając do genów. Niezaprzeczalnie jednak podejmowanie działań mających na celu ochronę różnorodności biologicznej przyczynia się do ochrony dobrostanu człowieka związanego z usługami ekosystemowymi [TEEB 2010].

Kwestia bioróżnorodności i usług ekosystemowych została również poruszona w globalnym raporcie z oceny różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych Międzyrządowej Platformy Naukowo-Politycznej na rzecz Bioróżnorodności i Usług Ekosystemowych (ang. *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*), który ukazał się w 2019 r. [IPBES 2019]. W raporcie zwrócono uwagę na globalne tendencje związane z wpływem przyrody na jakość życia człowieka. Usługi ekosystemowe (łącznie 18) zostały podzielone jeszcze w inny sposób niż w przypadku omówionych wcześniej klasyfikacji. Wyróżniono korzyści związane z regulacją procesów środowiskowych, korzyści materialne i wspierające oraz korzyści niematerialne. Według analiz w latach 1970–2019 nastąpił

spadek możliwości czerpania korzyści z 14 na 18 analizowanych kategorii. Globalne trendy wskazują na zmniejszenie:

- a) korzyści regulacyjnych, w zakresie:
 - tworzenia i utrzymania siedlisk,
 - zapyłania i dyspersji nasion, a także innych struktur związanych z rozprzestrzenianiem organizmów,
 - regulacji jakości powietrza,
 - regulacji klimatu,
 - regulacji ilości i lokalizacji zasobów wody słodkiej,
 - regulacji jakości wód słodkich i przybrzeżnych,
 - tworzenia, ochrony i samooczyszczania gleb i osadów,
 - regulacji zagrożeń i zdarzeń ekstremalnych,
 - regulacji szkodliwych organizmów i procesów biologicznych,
- b) korzyści materialnych, w zakresie:
 - zasobów genetycznych, medycznych i biochemicznych,
- c) korzyści niematerialne, w zakresie:
 - kształcenia i źródeł inspiracji,
 - odczuć estetycznych i doświadczeń psychologicznych,
 - wspierania tożsamości kulturowej,
 - możliwości wykorzystania i utrzymania bogactwa gatunkowego.

Usługi ekosystemowe zdają się łączyć ekosystem (oparty o właściwości i funkcje) z systemem społeczno-gospodarczym (skupionym na korzyściach dla człowieka i wartości społecznej). Korzyści przepływają od ekosystemów i są wykorzystywane przez społeczeństwo, z kolei człowiek w związku ze swoim funkcjonowaniem i bytowaniem oddziałuje również na ekosystemy [Stępniewska i Mizgajski 2023]. Usługi ekosystemowe łączą ekosystem i dobrostan człowieka (ang. *human well-being*, Rys. 4).



Rys. 4. Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi i dobrostanem człowieka [Haines-Young i Potschin 2010, TEEB 2010, Evers i in. 2018, zmienione]

W literaturze funkcjonuje również zaproponowana przez Haines-Younga i Potschina (2010) koncepcja nazywana kaskadą usług ekosystemowych (ang. *ecosystems services cascade*). Uwzględnia ona powiązania występujące między strukturami i procesami ekologicznymi a korzyściami czerpanymi przez ludzi. Kaskada składa się kolejno ze: struktur i procesów ekosystemu, funkcji, usług i korzyści. W ostatnich latach podlegała różnym modyfikacjom [Boerema i in. 2017, Czúcz i in. 2020]. Zwraca się również uwagę na bioróżnorodność, która wpływa na stabilność ekosystemów i usługi jakie świadczą [Evers i in. 2018].

Biorąc pod uwagę postępującą urbanizację, interesującym zagadnieniem są usługi ekosystemowe rozpatrywane w kategorii przestrzeni miejskiej. Woźniak i inni (2018) zaznaczają, że usługi ekosystemowe terenów miejsko-przemysłowych są ważne z trzech głównych względów:

- a) większość ludzi na Ziemi żyje na terenach zurbanizowanych, a do 2050 r. ma to być aż dwie trzecie światowej populacji,
- b) tereny te mimo faktu, iż zajmują niewielką część siedlisk lądowych, mają ogromny wkład w globalną emisję dwutlenku węgla oraz zużycie zasobów i energii,
- c) gęsto zaludnione obszary przyczyniają się do utraty różnorodności biologicznej, przekształcania środowiska, degradacji ekosystemów i zmian klimatycznych.

Usługi ekosystemowe w mieście są związane z funkcjonowaniem ekosystemów w ramach różnych form zieleni. Zgodnie z art. 5, pkt. 21) ustawy o ochronie przyrody, tereny zieleni to „*tereny urządzone wraz z infrastrukturą techniczną i budynkami funkcjonalnie z nimi związanymi, pokryte roślinnością, pełniące funkcje publiczne, a w szczególności parki, zieleńce, promenady, bulwary, ogrody botaniczne, zoologiczne, jordanowskie i zabytkowe, cmentarze, zieleń towarzysząca drogom na terenie zabudowy, placom, zabytkowym fortyfikacjom, budynkom, składowiskom, lotniskom, dworcom kolejowym oraz obiektom przemysłowym*” [Ustawa 2004]. Stan miast jest więc zależny od stanu środowiska przyrodniczego, które kształtuje konkretne korzyści wpływające na dobrobyt człowieka [Lorek 2015]. Naturalnie zieleń to nie tylko roślinność, ale również inne komponenty takie jak: gleba, wody podziemne i powierzchniowe, mikroklimat i fauna, które łącznie odpowiadają za pełnienie różnych funkcji [Sudra 2015].

W zagadnieniach związanych z usługami ekologicznymi pojawia się również koncepcja zielonej infrastruktury (ang. *green infrastructure*, GI). Stanowi ona „system podtrzymywania życia”, jest połączoną siecią obszarów naturalnych i zielonych, ważnych z punktu widzenia ludzi i dzikiej przyrody [Benedict i McMahon 2012]. Obejmuje infrastrukturę naturalną i stworzoną przez człowieka, w którą na ogół wpisują się tereny zieleni miejskiej i która odpowiada za funkcjonowanie ekosystemów miejsko-przemysłowych. Dodatkowo, pojawia się również sformułowanie zielono-niebieska infrastruktura (ang. *blue-green infrastructure*, BGI), która dodatkowo uwzględnia infrastrukturę wodną mającą na celu m.in. poprawę retencji [Ciapa i Śliwka 2022, Mell i Scott 2023].

Do zieleni miejskiej można również zaliczyć nowe ekosystemy występujące na terenach związanych z działalnością górniczą. Wśród roślinności zwałowisk pogórnich skały karbońskie na szczególne uznanie w zakresie usług ekosystemowych zasługują zbiorowiska drzewiaste. Biorą one udział w oczyszczaniu powietrza, uczestniczą w regulacji stosunków

wodnych, wpływają na estetykę i podnoszą komfort życia [Szczepanowska 2010, Kronenberg 2012]. Drzewa prowadzą także sekwestrację ditlenku węgla, co jest związane z jego wychwytywaniem z powietrza poprzez fotosyntezę i wbudowywaniem w ramach biomasy (zarówno w części podziemnej jak i nadziemnej) w formie węgla [Szczepanowska 2007, Ugle i in. 2010, Fares i in. 2017]. Drzewa występujące w pobliżu zabudowy dodatkowo pośrednio zmniejszają emisję CO₂ w wyniku obniżenia zapotrzebowania energii na cele chłodzenia budynków. Szacowanie sekwestracji CO₂ przez drzewa miejskie jest zadaniem dość trudnym i opartym na wyznaczaniu objętości drzewa lub biomasy z wykorzystaniem równań allometrycznych bazujących najczęściej na średnicy na wysokości 1,30 m (pierśnicy, ang. *Diameter at the Breast Height*, DBH) [Zianis i in. 2005, Forrester i in. 2017]. Fares i in. (2017) podkreślają, że zwarta i rozwinięta roślinność miejska wykazuje wyższy potencjał do magazynowania węgla niż pojedynczo rosnące okazy drzew.

W przypadku przestrzeni miejskich wysokie znaczenie wśród usług ekosystemowych ma ograniczanie efektu miejskiej wyspy ciepła. Zgodnie z portalem Klimada 2.0, miejską wyspą ciepła (MWC, z ang. *urban heat island*, UHI) nazywa się zjawisko klimatyczne związane z występowaniem wyższej temperatury powietrza w mieście w porównaniu z terenami otaczającymi [Klimada 2.0 2020]. Jest to zmiana lokalna, temperatury mogą być wyższe nawet o 5–10°C, a wynikają m.in. z: dużego udziału powierzchni sztucznych jak asfalt, beton, które pochłaniają więcej promieni słonecznych niż odbijają, pojawiania się ciepła antropogenicznego (klimatyzacje, ruch samochodowy itp.), małego udziału terenów zieleni [Błażejczyk i in. 2014, Sierka i Pierzchała 2022].

Warto zwrócić uwagę na fakt, iż zwałowiska pogórnice, ze względu na ciemne zabarwienie składowanych utworów charakteryzują się niskimi wartościami albedo, co przekłada się na pochłanianie dużej ilości energii promieniowania słonecznego i przekształcania jej w energię termiczną. Zjawisko to ma niekorzystny wpływ na warunki rozwoju roślinności drzewiastej, m.in. poprzez stres termiczny, zwiększone prawdopodobieństwo wystąpienia deficytu wody w podłożu [Ryś i in. 2023]. Ze względu na to obszary o wysokiej emisyjności termicznej na terenach zurbanizowanych mogą przyczyniać się do nasilania zjawiska MWC [Medina-Fernández i in. 2023]. Z kolei drzewa ograniczają to zjawisko, gdyż uczestniczą w obniżaniu temperatury powierzchni ziemi [Barbierato i in. 2019, Schwaab i in. 2021, He i in. 2024].

Biorąc pod uwagę powyższe, regulacja temperatury powierzchni Ziemi jest ważną usługą ekosystemową, którą zapewnia roślinność drzewiasta porastająca zwałowiska pokopalniane. Ma to fundamentalne znaczenie w przypadku przestrzeni miejsko-przemysłowych. Umożliwienie rozwoju roślinności drzewiastej w obrębie terenów pogórnich, może stanowić element działań adaptacyjnych do zmian klimatu, w szczególności w zakresie ograniczania niekorzystnego wpływu wysokich temperatur powietrza na mieszkańców terenów miejskich (fale upałów).

1.4 Cele i hipotezy badawcze

Biorąc pod uwagę niedostateczną rolę rekultywacji terenów przemysłowych, rosnącą świadomość ekologiczną oraz wiedzę na temat funkcjonowania krajobrazów przemysłowych, a w szczególności terenów pogórnich jak zwałowiska pokopalniane w niniejszej pracy postawiono następujące cele badawcze:

- 1) Określenie struktury roślinności lasów porastających zwałowiska pokopalniane i jej wpływu na utrzymanie różnorodności biologicznej.
- 2) Wyznaczenie warunków fizykochemicznych podłoża istotnych z punktu widzenia rozwoju roślinności drzewiastej na zwałowiskach pokopalnianych.
- 3) Wskazanie udziału roślinności drzewiastej w świadczeniu usług ekosystemowych takich jak łagodzenie zmian klimatycznych, w szczególności jej roli w sekwestracji węgla na terenach przemysłowych oraz ograniczania wpływu miejskich wysp ciepła.

Osiągnięcie postawionych celów badawczych było możliwe dzięki:

- Realizacji badań terenowych obejmujących pozyskanie danych dendrometrycznych i tych dotyczących właściwości fizykochemicznych podłoża, a także struktury roślinności, dla wybranych obiektów przemysłowych.
- Przeprowadzeniu analiz statystycznych materiału zebranego w terenie.
- Wykorzystaniu równań allometrycznych w ocenie zawartości węgla w okazach drzewiastych, jak również metod obrazowania satelitarnego w ocenie wpływu roślinności na klimat lokalny.

Zaproponowano hipotezy badawcze:

- 1) Lasy porastające zwałowiska pokopalniane różnią się od lasów naturalnych pod kątem składu gatunkowego i struktury drzewostanu, co może wynikać z odmiennych parametrów fizykochemicznych podłoża oraz wieku.
- 2) Lasy powstałe na siedliskach przemysłowych uczestniczą w wiązaniu ditlenku węgla. Sekwestracja ditlenku węgla przez drzewa na hałdach zachodzi mniej skutecznie niż w przypadku lasów naturalnych.
- 3) Roślinność drzewiasta przyczynia się do ograniczenia emisyjności termicznej zwałowisk pogórnich, przez co uczestniczy w regulacji temperatury (ograniczanie zjawiska miejskiej wyspy ciepła) i przyczynia się do tworzenia terenów o korzystnych dla regeneracji i wypoczynku warunkach termicznych w upalne dni.

2. Materiał i metody

2.1 Charakterystyka terenu badań

Badania realizowano na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP). Jest on zlokalizowany w środkowo-wschodniej części województwa śląskiego i fragmentarycznie również na terenie województwa małopolskiego. Leży w północnej części Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. Stanowi największy okręg przemysłowy w Polsce (3,2 tys. km²). W jego skład wchodzi miasta konurbacji górnośląskiej takie jak: Będzin, Bytom, Chorzów, Czeladź, Dąbrowa Górnicza, Gliwice, Katowice, Mysłowice, Ruda Śląska, Siemianowice Śląskie, Sosnowiec, Świętochłowice, Tychy czy Zabrze. Na terenie GOP rozwinięte są różne gałęzie przemysłu, w tym głównie przemysł: wydobywczy, hutniczy, koksowniczy, energetyczny i chemiczny [<https://encyklopedia.pwn.pl/haslo/3907186/gornoslaski-okreg-przemyslowy.html>]. Szczególnie długą historię ma górnictwo węgla kamiennego, którego udokumentowane wydobycie sięga połowy XVII wieku [Frużyński 2012]. Rozwój przemysłu wiąże się z intensywną presją na środowisko. Istotnym zagrożeniem są zmiany rzeźby terenu (w tym szkody górnicze), zmiany stosunków wodnych i przeobrażenia szaty roślinnej, a także degradacja gleb. Ogólnie w przypadku województwa śląskiego zwraca się również uwagę na problemem zanieczyszczenia powietrza szczególnie w zakresie pyłu zawieszonego PM10 i PM2,5, a także benzo(a)pirenu, tlenków azotu i tlenków siarki [GIOŚ 2024].

Uwzględniając regionalizację fizycznogeograficzną Polski [Richling i in. 2021] teren badań jest położony w następujących jednostkach:

- megaregion – Pozaalpejska Europa Środkowa (3),
 - prowincja – Wyżyny Polskie (34),
 - podprowincja – Wyżyna Śląsko-Krakowska (341),
 - * makroregion – Wyżyna Śląska (341.1),
 - mezoregion – Wyżyna Katowicka (341.13),
 - mezoregion – Pagóry Jaworznickie (341.14).

Podstawowe informacje na temat wyszczególnionych mezoregionów zawiera tabela 1. Na terenie mezoregionów Wyżyna Katowicka i Pagóry Jaworznickie dominują gleby płowe, bielcowe i rdzawe, mady, a także gleby piaskowe, rędziny i gleby hydromorficzne. Z kolei w rzeźbie terenu występują płaskowyże, garby i wzgórza wraz z kotlinami zapadliskowymi i dolinami rzek. Mezoregiony te cechuje wysoki wskaźnik antropogenicznego przekształcenia środowiska przyrodniczego przez przemysł (głównie górnictwo i przemysł ciężki) oraz urbanizację. Ponadto odznaczają się występowaniem zwałowisk pokopalnianych, wyrobisk po eksploatacji piasków podsadzkowych, kamieniołomów i nasypów antropogenicznych (tereny antropogeniczne stanowią ok. 45% powierzchni mezoregionu Wyżyna Katowicka) [Richling i in. 2021].

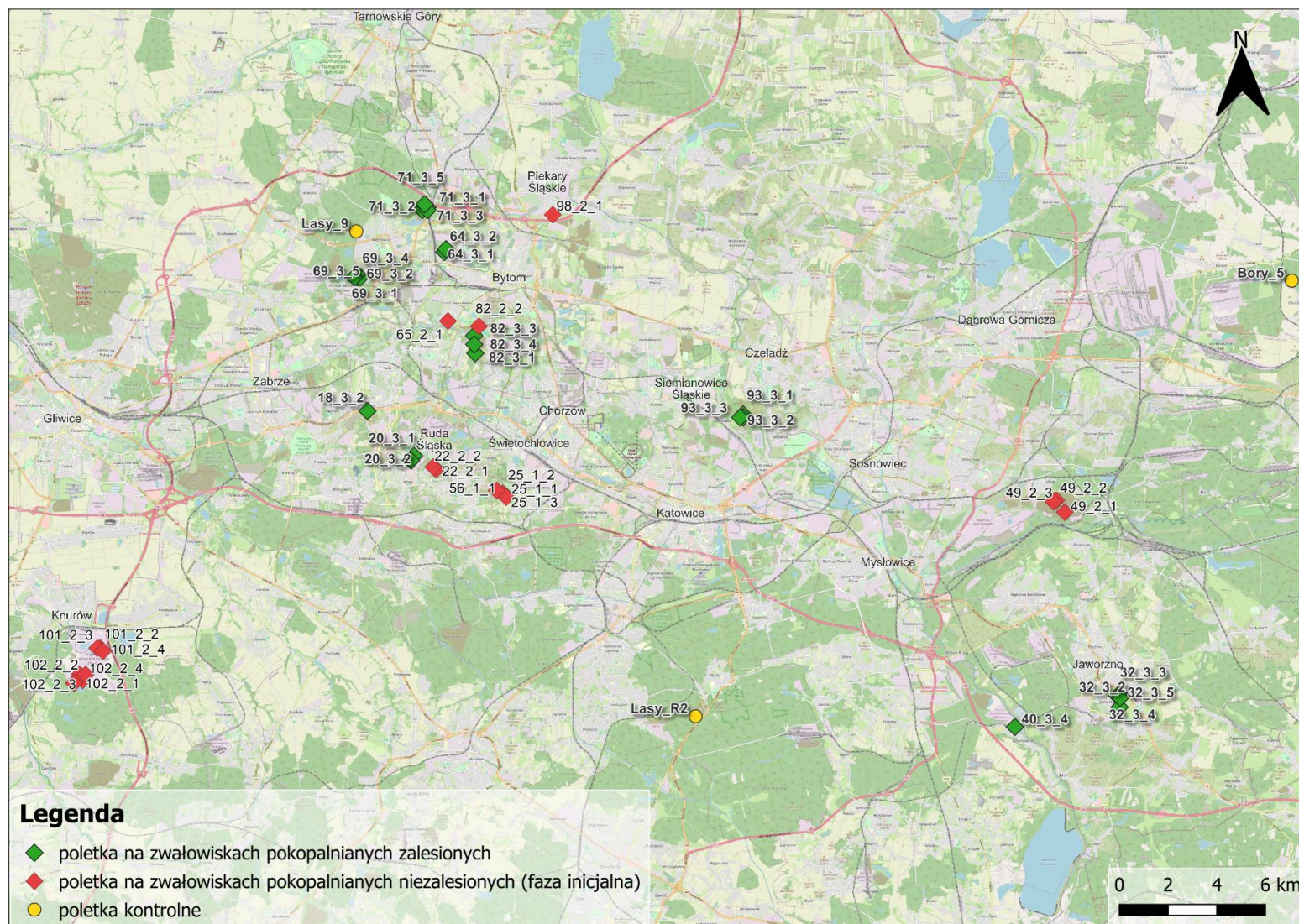
Tab. 1. Wybrane ogólne dane dotyczące mezoregionów Wyżyna Katowicka i Pagóry Jaworznickie [opracowanie własne w oparciu o Richling i in. 2021]

Dane	Wyżyna Katowicka (341.13)	Pagóry Jaworznickie (341.13)
Powierzchnia [km ²]	1215	565
Wysokość bezwzględna [m n.p.m.]	201,2–389,0 (średnio 268,9)	221,8–389,7 (średnio 290,5)
Położenie administracyjne	Gminy: Gliwice, Piekary Śląskie, Katowice, Mysłowice, Ruda Śląska, Siemianowice Śląskie, Świętochłowice, Tychy, Zabrze, Sosnowiec, Bytom, Dąbrowa Górnicza, Wojkowice, Będzin, Czeladź, Bobrowniki, Psary, Gierałtowice, Rudziniec, Knurów, Sośnicowice, Łaziska Górne, Mikołów, Wry, Pyskowice, Pilchowice, Chorzów, Orzesze, Ornontowice, Czerwionka-Leszczyny, Zbroslawice, Świerklaniec, Radzionków	Gminy: Jaworzno, Katowice, Mysłowice, Sosnowiec, Dąbrowa Górnicza, Będzin, Psary, Mierzęcice, Siewierz, Łazy, Sławków, Bolesław, Bukowno, Trzebinia, Chrzanów, Imielin, Łędziny
Główne miejscowości	Katowice, Sosnowiec, Gliwice, Zabrze, Bytom, Chorzów	Sosnowiec, Dąbrowa Górnicza, Jaworzno, Mysłowice, Łędziny
Główne ciek i zbiorniki wodne	Dorzecze Odry: Bierawka, Kłodnica z Bytomką, Czarniawką, Bielszowickim Potokiem, Potokiem Mikulczyckim i Jasienią. Dorzecze Wisły: Czarna Przemsza z Brynicą, Rawę i Bobrek. Zbiorniki sztuczne: Kozłowa Góra, Jezioro Farskie, Staw Morawa, Zbiornik Sośnica, część zbiornika Jezioro Dzierżno Duże.	Dorzecze Wisły: Przemsza, Czarna Przemsza, Biała Przemsza, Kozi Bród, Łużnik, Bobrek, Pogoria, Trzebyczka. Zbiorniki sztuczne: Jezioro Przeczyckie, Kuźnica Warężyńska, Pogoria, Pogoria II, Pogoria III, Łosień, Sosina.
Główne siedliska roślinności potencjalnej	Grąd subkontynentalny odmiana małopolska, forma wyżynna (<i>Tilio-Carpinetum</i>), żyzna buczyna sudecka w formie podgórskiej (<i>Dentario enneaphyllidis-Fagetum</i>), acidofilny las dębowy (<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum</i>), kontynentalny bór mieszany sosnowo-dębowy (<i>Quercus roboris-Pinetum</i>), suboceaniczny bór sosnowy (<i>Leucobryo-Pinetum</i>), łęg jesionowo-olszowy (<i>Fraxino-Alnetum</i>)	Grąd subkontynentalny, odmiana małopolska, forma wyżynna (<i>Tilio-Carpinetum</i>), żyzna buczyna sudecka w formie podgórskiej (<i>Dentario enneaphyllidis-Fagetum</i>), suboceaniczny bór sosnowy (<i>Leucobryo-Pinetum</i>), kontynentalny bór mieszany sosnowo-dębowy (<i>Quercus roboris-Pinetum</i>), łęg jesionowo-olszowy (<i>Fraxino-Alnetum</i>).
Formy ochrony przyrody	Rezerваты przyrody: Las Murkowski, Las Dąbrowa. Parki krajobrazowe: Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich. Obszary chronionego krajobrazu: Potoku z Bujakowa łącznie z Dopływami. Obszary Natura 2000: specjalne obszary ochrony siedlisk – Podziemia Tarnogórsko-Bytomskie. Zespoły przyrodniczo-krajobrazowe: m.in. Miechowicka Ostoja Leśna, Żabie Doły, Uroczysko Buczyńskie.	Rezerваты przyrody: Dolina Żabnika. Parki krajobrazowe: Orlich Gniazd, Stawki. Obszary chronionego krajobrazu: Dobra-Wilkoszyn. Obszary Natura 2000: specjalne obszary ochrony siedlisk – Lipienniki w Dąbrowie Górniczej, Łąki w Sławkowie. Zespoły przyrodniczo-krajobrazowe: m.in. Uroczysko Sadowa Góra, Wzgórze Gołonoskie.

2.2 Opis powierzchni badawczych

Powierzchnie badawcze założono na terenie Wyżyny Śląskiej, głównie aglomeracji katowickiej (Rys. 1). Badania terenowe realizowane były w sezonie wegetacyjnym w latach 2022–2023 r. Powierzchnie badawcze założono na obiektach zlokalizowanych na terenie Bytomia, Dąbrowy Górniczej, Jaworzna, Katowic, Knuruwa, Mysłowic, Piekar Śląskich, Rudy Śląskiej, Siemianowic Śląskich, Sosnowca, Świętochłowic i Zabrze. Łącznie wyodrębniono 46 powierzchni badawczych (Tab. 2). Wybrano dziewięć hałd pogórnich porośniętych roślinnością drzewiastą, gdzie wyznaczono 24 powierzchnie, z czego 20 podzielono na pięć poletek (poletka: centralne, południowe, wschodnie, zachodnie i północne) każde o promieniu trzech metrów i powierzchni ok. 28 m². Cztery powierzchnie miały po jednym poletku. Jako kontrolę wybrano jeden kompleks leśny z roślinnością borową oraz dwa kompleksy leśne porośnięte lasem liściastym. W każdym z nich wyznaczono po pięć poletek badawczych. Łącznie założono 104 poletka badawcze na hałdach oraz 15 poletek w kontroli. W ramach części dotyczącej wpływu roślinności na regulację temperatury wykorzystano dodatkowo dziewięć zwałowisk niezalesionych, gdzie roślinność ma charakter skąpy i jest budowana wyłącznie przez rośliny zielne (w fazie inicjalnej stadium pierwszego sukcesji roślinności), dla których wytypowano 19 powierzchni badawczych.

Wyboru powierzchni badawczych dokonano w oparciu listę 112 obiektów pogórnich z dostępnymi informacjami o wieku, wielkości, roślinności i sposobie rekultywacji na podstawie przekrojowej pracy Woźniak (2010, informacja ustna) oraz publikacji związanych z podziałem tych obiektów na klasy odpowiadające etapom sukcesji roślinności [Anibaba i in. 2024, Bakr i in. 2024a].



Rys. 5. Lokalizacja badanych zwałowisk pokopalnianych i powierzchni kontrolnych [opracowanie własne na podkładzie mapowym Open Street Map]

Tab. 2. Zestawienie zwałowisk pokopalnianych (zalesionych i tych w fazie inicjalnej) i powierzchni kontrolnych objętych badaniami
[opracowanie własne w oparciu o Woźniak 2010, Mapa Banku Danych o Lasach 2024]

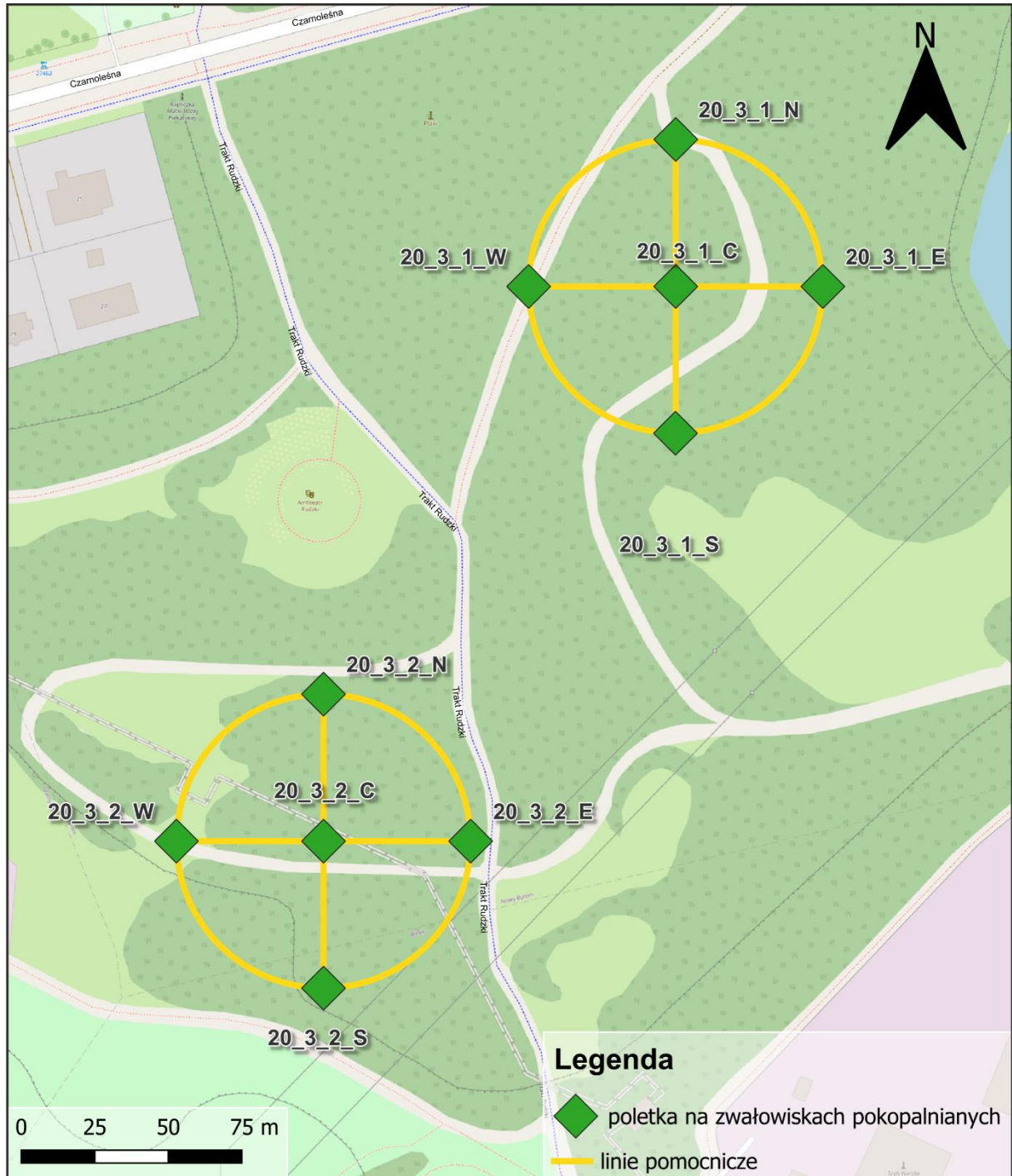
Lp.	Kod	Oznaczenie	Rodzaj powierzchni	Opis powierzchni	Przybliżona lokalizacja	W [lata]	P [ha]	Średnia wysokość [m n.p.m]	Średnie nachylenie [stopnie °]	Opis otoczenia	
1	18_3_2	H18	Zwałowiska pokopalniane zalesione	teren dawnej KWK Pokój, zwałowisko Nowa Klara	Zabrze, w pobliżu drogi wojewódzkiej nr 902 (aleja Jana Pawła II) i ul. Klara, w dolinie rzeki Czerniawka	25	60	283,8	2,63	drogi i tereny zabudowane	
2	20_3_1	H20		teren dawnej KWK Pokój, zwał Czesław, za szybem Paweł	Ruda Śląska, na terenie dzielnicy Wirek, w pobliżu skrzyżowania ulic Czarnoleśnej i 1 Maja	30	40	297,6	2,00	tereny zabudowane i przemysłowe, ogródki działkowe	
3	20_3_2			H32	teren dawnej KWK Jaworzno, zwałowisko Jerzy wschód	Jaworzno, teren przy drodze krajowej nr 79 (Jana Pawła II) i ul. Radwańskich	36	70	278,9	2,49	drogi, tereny zabudowane i przemysłowe
4	32_3_2*										
5	32_3_3*										
6	32_3_4*										
7	32_3_5*	H40		teren dawnej KWK Jan Kanty, zwałowisko Sobieski	Mysłowice, między autostradą A4 a rzeką Przemszą	38	80	242,8	0,39	farma fotowoltaiczna, tory kolejowe	
8	40_3_4			H64	teren dawnej KWK Bobrek, przy szybie Antoni, Stożki	Bytom, w pobliżu ul. Wrocławskiej	34	20	291,0	1,44	tereny zabudowane i przemysłowe, tory kolejowe
9	64_3_1				H69	teren dawnej KWK Bobrek, Miechowice, zwałowisko nr 2 na Ruchu I	na granicy Bytomia i Zabrze, w pobliżu ul. Pod Borem	40	30	302,1	0,84
10	64_3_2										
11	69_3_1										
12	69_3_2										
13	69_3_4	H71		teren dawnej KWK Powstańców Śląskich, zwał nr 9Bp, Nowy Dwór, szyb Irena	Bytom, w pobliżu autostrady A1, ul. Celnej i zbiornika Brandka	28	60	281,2	1,19	drogi, las, tory kolejowe	
14	69_3_5										
15	71_3_1										
16	71_3_2										
17	71_3_3	H82		teren dawnej KWK Powstańców Śląskich, zwałowisko nr 4a	na granicy Bytomia i Świętochłowic, w pobliżu ul. Kolonia Zygmunt i stawu Ajska	56	80	262,3	3,10	drogi, tereny zabudowane i przemysłowe, tereny rekreacyjne	
18	71_3_5										
19	82_3_1										
20	82_3_3	H93		teren dawnej KWK Saturn, zwał Hieronim	Siemianowice Śląskie, w pobliżu ul. Żwirowej i granicy z Czeladzią	38	60	247,4	1,70	las, tereny zabudowane i przemysłowe, farma fotowoltaiczna	
21	82_3_4										
22	93_3_1										
23	93_3_2										
24	93_3_3										

Lp.	Kod	Oznaczenie	Rodzaj powierzchni	Opis powierzchni	Przybliżona lokalizacja	W [lata]	P [ha]	Średnia wysokość [m n.p.m]	Średnie nachylenie [stopnie °]	Opis otoczenia
25	22_2_1	H22	Zwałowiska niezależne (faza inicjalna)	teren dawnej KWK Pokój	Ruda Śląska, w pobliżu ul. Katowickiej i ul. Piotra Niedurnego	4	60	296,7	4,45	tereny zabudowane i przemysłowe, tory kolejowe, ogródki działkowe
26	22_2_2									
27	25_1_1	H25		teren dawnej KWK Polska-Wirek	Ruda Śląska, w pobliżu ul. Księdza Ludwika Tunkla	3	50	292,3	0,96	drogi, tereny zabudowane, ogródki działkowe, pola i użytki rolne
28	25_1_2									
29	25_1_3									
30	49_2_1	H49		teren dawnej KWK Kaziemierz-Juliusz	Sosnowiec, w pobliżu ul. Stacyjnej i ul. Saperów	3	50	236,4	3,98	las, tereny zabudowane i przemysłowe, tory kolejowe
31	49_2_2									
32	49_2_3									
33	56_1_1	H56		teren dawnej KWK Pstrowski	Ruda Śląska, w pobliżu ul. Księdza Ludwika Tunkla	4	30	291,9	2,17	drogi, tereny zabudowane, ogródki działkowe
34	65_2_1	H65		teren dawnej KWK Szombierki	Bytom, w pobliżu ul. Orzegowskiej i ul. Karola Goduli	4	20	262,0	3,99	tereny zabudowane, drogi
35	82_2_2	H82		teren dawnej KWK Powstańców Śląskich, zwałowisko nr 4a	Bytom, w pobliżu ul. Kolonia Zygmunt i ul. Karola Goduli	1	30	265,9	2,79	drogi, tereny zabudowane i przemysłowe, tereny rekreacyjne
36	98_2_1	H98		teren dawnej kopalni KWK Julian	Piekary Śląskie, w pobliżu ul. Solidarności i autostrady A1	2	50	272,1	3,93	drogi, tereny zabudowane
37	101_2_2	H101		teren dawnej kopalni KWK Knurów	Knurów, w pobliżu autostrady A1	2	90	264,3	3,11	zbiorniki wodne, lasy, tereny zabudowane i przemysłowe, drogi, tory kolejowe
38	101_2_3									
39	101_2_4									
40	102_2_1	H102		teren dawnej kopalni KWK Knurów	Knurów, w pobliżu autostrady A1	2	120	270,8	2,16	zbiornik wodny, lasy
41	102_2_2									
42	102_2_3									
43	102_2_4									

Lp.	Kod	Oznaczenie	Rodzaj powierzchni	Opis powierzchni	Przybliżona lokalizacja	W [lata]	P [ha]	Średnia wysokość [m n.p.m]	Średnie nachylenie [stopnie °]	Opis otoczenia
44	Lasy_R2	L1	Powierzchnie kontrolne	oddział leśny i wydzielanie: 321h, RDLP: Katowice, nadleśnictwo: Katowice, leśnictwo: Ochojec, obręb ewidencyjny: Górne Lasy Pszczyńskie, typ siedliskowy lasu: las mieszany świeży	Katowice, w pobliżu drogi krajowej nr 86 (ul. Bielska)	59–139	3,05	307,2	2,12	drogi, hałdy, tereny leśne
45	Lasy_9	L2		oddział leśny i wydzielanie: 673g, RDLP: Katowice, nadleśnictwo: Brynek, leśnictwo: Górniki, obręb ewidencyjny: Miechowice, typ siedliskowy lasu: las wyżynny świeży	Bytom, na terenie zespołu przyrodniczo-krajobrazowego Miechowicka Ostoja Leśna	32–142	5,25	295,2	2,21	drogi, tereny zabudowane
46	Bory_5	B3		oddział leśny i wydzielanie: 451i, RDLP: Katowice, nadleśnictwo: Siewierz, leśnictwo: Łosień, obręb ewidencyjny: Okradzionów, typ siedliskowy lasu: bór świeży	Dąbrowa Górnicza, na terenie dzielnicy Okradzionów, w pobliżu ul. Białej Przemszy	40–110	4,16	301,5	1,53	drogi, tereny zabudowane, tory kolejowe

Objaśnienia: W – wiek obiektu (czas od ustania działalności na danym terenie)/wiek gatunków w drzewostanie; P – przybliżona ogólna powierzchnia hałdy/powierzchnia wydzielania; *powierzchnie, dla których wyróżniono po jednym poletku badawczym

W przypadku powierzchni, dla których wybrano pięć poletek badawczych ich układ w terenie był regularny. Rozmieszczano je po okręgu o promieniu 50 m, zgodnie z kierunkami geograficznymi. Środek okręgu stanowiło poletko centralne (C). Poniżej przykład rozmieszczenia poletek badawczych (Rys. 6).



Rys. 6. Układ poletek badawczych w obrębie dwóch wybranych powierzchni [opracowanie własne na podkładzie mapowym Open Street Map]

2.3 Metodyka prac laboratoryjnych, terenowych i kameralnych

2.3.1 Metodyka badań laboratoryjnych (glebowych i próbek drewna)

Próbki do badań glebowych pobierano za pomocą drążka Egnera (łącznie 104 próby). Dla większości poletek badawczych zastosowano tzw. próbki mieszane pobrane z 10 losowo wybranych punktów na poletku. Pobierano próbki z głębokości 0–10 cm (gleba wierzchnia). Zaproponowany przedział głębokości był wystarczający do opisania zasobów składników odżywczych gleby i warunków wzrostu roślin z uwagi na niski poziom rozwoju gleby na terenie zwałowisk pokopalnianych. Dokonano oceny zawartości pierwiastków takich jak: węgiel organiczny C_{org} (%), azot ogólny N (%), fosfor P (mg/kg), potas K (mg/kg), wapń Ca (mg/kg), magnez Mg (mg/kg) i sód Na (mg/kg). Zmierzono również pH w zawiesinie gleby z H_2O . Procentową zawartość węgla organicznego w próbkach glebowych wyznaczano poprzez utlenianie węgla w $K_2Cr_2O_7$ z H_2SO_4 na bloku trawiennym w temperaturze $150^{\circ}C$ przez 30 minut, z miareczkowaniem nadmiaru sulfochromowego za pomocą $FeSO_4$ (metoda Tiurina). Z kolei procentową zawartość azotu ogólnego ustalono korzystając z metody Kjeldahla, a zawartość fosforu została określona metodą wanadomolibdenową i zmierzona za pomocą spektrofotometru Specord 2XX/40 przy długości fali 436 nm. Zawartości potasu, sodu i wapnia zostały zmierzone przy użyciu fotometrii płomieniowej, a magnez za pomocą spektrometrii absorpcji atomowej z płomieniem.

Badania fizyczne podłoża (substratu glebowego) obejmowały oznaczenie pojemności wodnej gleby (*water holding capacity*, WHC) oraz analizę granulometryczną. W celu wyznaczenia pojemności wodnej gleby, próbka gleby była suszona w piecu w temperaturze $105^{\circ}C$ (24 godziny) i ważona, a następnie zanurzano ją na noc w wodzie. Próbkę ponownie ważono po odsączeniu. Wartość WHC (%) [Bakr i in. 2024b] wyliczano jako:

$$WHC\% = \frac{(masa\ nasycona - masa\ wysuszona)}{masa\ nasycona} \times 100 \quad (1)$$

W ramach oznaczenia składu granulometrycznego skupiono się na określeniu za pomocą metody sitowej udziału części ziemistych, czyli cząstek o średnicy ziaren poniżej 2 mm, zgodnie z normą PN-R-04033 (1998).

Badania laboratoryjne obejmowały również oznaczenie procentowej zawartości węgla w próbkach drewna osobników rosnących na wybranych do badań zwałowiskach pokopalnianych. Z losowo wybranych 29 drzew, 21 gatunków na 9 hałdach pobrano próbki drewna korzystając ze świdra Presslera i/lub obłamując kawałki kory oraz drewna. Próbki zostały wysuszone, zmielone i zważone, a następnie oznaczono w nich zawartość węgla w analizatorze pierwiastkowym (elementarnym) CHN.

2.3.2 Opis badań dendrometrycznych

Na każdym z wyznaczonych poletek badawczych przeprowadzono badania dendrometryczne. Pierwszym krokiem była wstępna inwentaryzacja, w ramach której odnotowano rosnące w granicach poletka osobniki należące do konkretnych gatunków drzew i krzewów. Zaobserwowane okazy roślin drzewiastych zaklasyfikowano do gatunku

lub do rodzaju. Klasyfikację geograficzno-historyczną (podział na gatunki obcego pochodzenia z uwzględnieniem inwazyjnych i rodzimych) przeprowadzono wg Mirka i in. (2002) oraz Tokarskiej-Guzik i in. (2012, 2021). Dla każdego ze stwierdzonych okazów zmierzono wysokość. Wykonywano również szczegółowe pomiary dendrometryczne dla osobników, które cechowała średnica na wysokości 1,30 m, tzw. pierśnica, o wartości co najmniej 3 cm.

Przy opisie poletek, odnotowane okazy drzew i krzewów zaliczano do odpowiednich faz rozwojowych. Wyróżniono cztery takie fazy: nalot, podrost niski i wysoki oraz drzewa wg metodyki przyjętej w „Wielkoobszarowej Inwentaryzacji...” [Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe 2024]. Poszczególne formy wzrostu były różnicowane w oparciu o wysokość lub pierśnicę badanych okazów. Drzewa osiągające wysokość poniżej 0,5 m zaliczano do nalotu, natomiast te wyższe, o pierśnicy mniejszej niż 3 cm oraz o pierśnicy w przedziale między 3 a 7 cm, przypisywano odpowiednio do podrostu niskiego i wysokiego. Do czwartej fazy rozwojowej zaliczono drzewa i krzewy o pierśnicy większej niż 7 cm.

Kompleksowe pomiary dendrometryczne badanych okazów obejmowały określenie ich: wysokości, obwodu i średnicy u nasady i na wysokości 1,30 m oraz zasięgu korony. Dla określenia wysokości drzew i krzewów posługiwano się wysokościomierzem firmy SUUNTO PM-5/1520. Pozostałe pomiary realizowano z wykorzystaniem taśmy mierniczej. Do oceny stanu zdrowotnego zastosowano skalę pięciostopniową. Przyjęta skala bazowała na tej opracowanej przez Pacyniaka i Smólskiego (1973) oraz na ocenie kondycji drzewa zgodnej ze Standardem Inspekcji i Diagnostyki Drzew [Wiktoś-Gnach i Krynicki 2021].

Tab. 3. Skala stanu zdrowotnego

Klasa stanu zdrowotnego	Stan zdrowotny	Opis
1	bardzo dobry	brak dostrzegalnych uszkodzeń, szkodniki nie występują, osobnik nie wymaga zabiegów konserwatorskich
2	dobry	pojawiają się nieliczne uszkodzenia do 30% (susz gałęziowy i konarowy również do 30%), obecność chorób bez znaczącego wpływu na ogólną kondycję drzewa
3	przeciętny	uszkodzenia oraz susz gałęziowy i konarowy nie przekraczają 50%, szkodniki i choroby mogą znacząco wpływać na kondycję drzewa
4	słaby	uszkodzenia, jak i susz zajmuje ponad 50%, szkodniki i choroby poważnie osłabiają kondycję drzewa
5	krytyczny	większość drzewa martwa lub zamierająca

2.3.3 *Badania roślinności*

Łącznie wykonano 113 zdjęć fitosocjologicznych na powierzchni poletek z użyciem zmodyfikowanej skali Braun-Blanqueta, w których pokrycie roślin opisano za pomocą skali procentowej (1, 2, 5, 10, 20...100%). Na podstawie składu gatunkowego oraz pokrycia roślin w runie, w warstwach podszytu i drzew zbiorowiska roślinnego wyznaczono wskaźniki różnorodności taksonomicznej: bogactwo gatunkowe, wskaźnik

Shannona-Wienera – H (2), wskaźnik równomierności gatunkowej – E (3), wskaźnik dominacji Simpsona – D (4).

$$H = -\sum_i p_i \ln p_i \quad (2) \qquad E = H / \ln(S) \quad (3) \qquad D = \sum_i p_i^2 \quad (4)$$

gdzie p_i to proporcja pokrycia rośliny, b to podstawa logarytmu naturalnego, a S liczba gatunków [Weiner 2021].

Wyliczenia w/w wskaźników dokonano przy pomocy funkcji *diversity()* w pakiecie „vegan” [Oksanen i in. 2022] i funkcji *dominance()* z pakietu „abdiv” [Bittinger 2020] w środowisku R [R Core Team 2024]. W oparciu o występujące gatunki flory naczyniowej oraz znajomości wymagań siedliskowych gatunków [Ellenberg i Leuschner 2010] wyliczono ważone liczby Ellenberga dla światła (L), temperatury (T), kontynentalizmu (K), wilgotności (F), odczynu podłoża (R) oraz azotu (N).

2.3.4 *Badania sekwestracji węgla*

Przy wyznaczaniu zawartości węgla w roślinności drzewiastej porastającej wybrane do badań zwałowiska pokopalniane skorzystano z zebranych i wprowadzonych do programu Excel danych dendrometrycznych. Uzyskanie wyników było możliwe dzięki zastosowaniu szeregu równań allometrycznych i przeliczników pozwalających finalnie wyliczyć biomase drzew. W tym celu na początku przeprowadzono przegląd literatury poszukując publikacji dostarczających równań na biomasę nadziemną i/lub objętość pnia drzew. Dostępne równania różniły się między sobą pod względem lokalizacji terenu badań jak i gatunków roślin drzewiastych. Jako publikacje główne wybrano te, które bazowały na okazach drzew rosnących na terenie Europy [Zianis i in. 2005, Muukkonen i Mäkipää 2006, Muukkonen 2007, Forrester i in. 2017]. Ponadto, uwzględniono również wzory pozwalające na wyznaczenie przybliżonych: nadziemnej masy drzew [Clark i in. 1986] jak i miąższości drzew według Denzina [Bruchwald 1999].

Podstawowymi parametrami dendrometrycznymi drzew wykorzystanymi do wyznaczenia zawartości węgla była ich wysokość i pierśnica. Generalnie większość równań allometrycznych bazowała na pierśnicy i/lub wysokości drzew. Pierśnica najczęściej była wyrażana w centymetrach (ewentualnie w milimetrach, metrach lub calach), a wysokość w metrach (niekiedy w cm, dm lub stopach).

Z uwagi na różnorodność gatunków porastających hałdy pewną przeszkodą było odnalezienie równań dla wszystkich gatunków w dostępnych publikacjach. Uniwersalnością zastosowania odznaczały się wzory dostępne w pracach Clarka i in. (1986) oraz Bruchwalda (1999) pozwalające na uzyskanie wyników niezależnie od gatunku drzewa. Pewnym udogodnieniem były również równania dla wszystkich gatunków lub odpowiednio dla gatunków liściastych dostępne w publikacji Forrestera i in. (2017). W przypadku pozostałych publikacji i dostępnych w nich równań allometrycznych istniała konieczność wprowadzania pewnych uproszczeń i założeń, które miały umożliwić zastosowanie dostępnych wzorów dla wszystkich okazów odnotowanych na hałdach jak i w kontroli.

Szczegóły związane z wykorzystaniem równań z poszczególnych publikacji wraz założeniami jakie przyjęto zawiera załącznik (Załącznik 1).

Ostatecznie, uzyskano wyniki w postaci biomasy drzewa, na którą składała się biomasa nadziemna, czyli biomasa pnia wraz z biomasą korony (masa gałęzi i liści) oraz biomasa podziemna, czyli masa korzeni. Sposób wyznaczenia biomasy drzew opisano dokładnie w załączniku (Załącznik 1). W celu uzyskania informacji o zawartości węgla w drzewie należało biomasę drzewa przemnożyć przez procentową zawartość węgla w drewnie. Zawartość węgla w drewnie dla niektórych gatunków została wyznaczona doświadczalnie w badaniach laboratoryjnych próbek drewna zebranych w czasie prac terenowych. Natomiast dla pozostałych gatunków przyjęto średnią zawartość teoretyczną ustaloną na poziomie 49,5%, w oparciu o bazę danych zawartości węgla [Thomas i Martin 2012].

Finalnie na podstawie przekształceń uzyskano informację o ilości węgla (w kg) w roślinach drzewiastych porastających wybrane do badań zwałowiska pokopalniane. Wyniki uzyskano siedmioma metodami. Dla porównania między sobą wyliczonych zawartości węgla w oparciu o różne równania, zaproponowano następujące skróty pochodzące od nazwisk autorów publikacji, które wykorzystano:

- ZianisV – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na objętość pnia [Zianis i in. 2005],
- MuukkonenV – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na objętość pnia [Muukkonen 2007],
- Zianis – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na biomasę nadziemną [Zianis i in. 2005, Muukkonen i Mäkipää 2006],
- Muukkonen – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na biomasę nadziemną [Muukkonen 2007],
- Forrester – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na biomasę nadziemną [Forrester i in. 2017],
- Denzin – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na miąższość drzewa [Bruchwald 1999],
- Clark – zawartość węgla uzyskana na podstawie równań na biomasę nadziemną [Clark i in. 1986].

Aby określić sekwestrację ditlenku węgla w biomasie drzew należało ustalić stosunek masy atomowej ditlenku węgla do węgla. Masa atomowa węgla jest równa ok. 12,011 u, a ditlenku węgla wynosi ok. 44,009 u. Stosunek CO₂ do C wynosi ok. 3,664. Z uwagi na to, w celu wyznaczenia ditlenku węgla sekwestrowanego w okazach drzewiastych, przemnożono masę węgla w drzewie przez 3,664.

Porównano zawartość węgla w dendromasie między powierzchniami badawczymi. Wskazano, które ze zmiennych siedliskowych wpływają istotnie na ilość węgla w drzewach i porównano łączną masę węgla między hałdami.

2.3.5 *Badania wpływu zadrzewień na regulację temperatury powierzchni zwałowisk skały karbońskiej*

W celu określenia wpływu roślinności drzewiastej na ograniczenie emisyjności termicznej powierzchni zwałowisk skały karbońskiej wykorzystano dane satelitarne Landsat 8. Zastosowane zobrazowania teledetekcyjne wykonane z orbity okołoziemskiej pozwalają na jednoczesną rejestrację danych spektralnych o szerokim zasięgu przestrzennym (obszar obejmujący wszystkie poletka badacze) z rozdzielczością przestrzenną pojedynczego piksela wynoszącą 30 m na 30 m. Rozdzielczość spektralna wykorzystanych danych umożliwia natomiast obliczenie temperatury powierzchni czynnej ziemi (ang. *Land Surface Temperature*, LST). Maksymalny błąd teledetekcyjnego oszacowania LST różnych typów powierzchni terenu niepokrytych pokrywą śnieżną nie przekracza 1°C [Duan i in. 2021].

W badaniach uwzględniono powierzchnie badawcze założone na zwałowiskach pogórnich pokrytych roślinnością drzewiastą (o wieku 25–56 lat), wybrane powierzchnie zlokalizowane na zwałowiskach niezalesionych i ze znikomym pokryciem roślinności (o wieku 1–4 lat), będące w tzw. fazie inicjalnej oraz powierzchnie kontrolne obejmujące zbiorowiska leśne o wysokim stopniu naturalności.

Do analizy wyselekcjonowano zobrazowanie satelitarne wykonane w odpowiednich warunkach pogodowych. Zastosowano dwa główne kryteria:

- 1) najwyższa średnia temperatura dzienna (fale upałów >25°C),
- 2) niskie zachmurzenie (<10%).

Dane archiwalne dotyczące temperatury pozyskano ze stacji Głównego Instytutu Górnictwa – Państwowego Instytutu Badawczego, parametry stacji: współrzędne 50°16'17,9"N; 19°01'30,8"E wysokość: 283 m n.p.m. [<https://meteo.gig.eu/>]. W wyznaczeniu dni bezchmurnych wykorzystano zdjęcia satelitarne dostępne w serwisie Sentinel Hub (przeglądarka EO), który zapewnia dostęp do archiwalnych zobrazowań satelitarnych Landsat 8 [<https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>].

W oparciu o ustalone kryteria wytypowano najcieplejsze dni z okresu czerwiec-wrzesień. Przeprowadzona analiza pozwoliła na wyselekcjonowanie dwóch zobrazowań Landsat 8 wykonanych 24.08.2019 i 18.08.2023 r. Do obliczenia LST na podstawie zobrazowań satelitarnych Landsat 8 posłużono się metodyką zaprezentowaną w pracy Mohiuddin i Mund (2021).

Obliczenie wartości temperatury powierzchni gruntu (ang. *Land Surface Temperature*, LST) na podstawie danych satelitarnych Landsat 8, wykorzystując kanał termalny (Band 10), wymaga przeprowadzenia kilku kroków przekształceń i obliczeń. Poniżej znajduje się szczegółowy opis zastosowanej metodyki.

1) Pobranie danych i wstępne przygotowanie

Zakres tych prac polegał na pobraniu zobrazowań satelitarnych Landsat 8 TIR (ang. *Thermal Infrared*) w paśmie Band 10 (10,6–11,19 µm), paśmie podczerwieni NIR (Band 5), w paśmie czerwonym (Band 4) oraz metadanych pliku (.MTL) zawierających współczynniki przekształceń i dane o współczynnikach kalibracyjnych i emisji. Do pobrania danych wykorzystano platformę ESA Landsat Online Catalogue [https://landsat-diss.eo.esa.int/socat/LANDSAT-8_L2].

2) Konwersja wartości DN (ang. *Digital Number*) na radiancję spektralną

Radiancja spektralna (L_λ) obliczana jest przy użyciu równania kalibracyjnego z zastosowaniem wartości współczynników zawartych w metadanych:

$$L_\lambda = ML \times Q_{cal} + AL \quad (5)$$

gdzie:

L_λ – radiancja spektralna [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$],

ML – współczynnik reskalujący radiancję (ang. *radiance multiplicative scaling factor*) z metadanych,

AL – dodatek reskalujący radiancję (ang. *radiance additive scaling factor*) z metadanych,

Q_{cal} – wyjściowa wartość DN (ang. *Digital Number*).

3) Konwersja radiancji spektralnej na temperaturę jasności (ang. *Brightness Temperature, TBT*)

Temperaturę jasności wyznacza się na podstawie równania Plancka:

$$T_{BT} = \frac{K_2}{\ln \left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1 \right)} \quad (6)$$

gdzie:

T_{BT} – temperatura jasności w Kelwinach (K),

K_1, K_2 – stałe kalibracyjne kanału termalnego z metadanych,

L_λ – radiancja spektralna.

Ostatni krokiem tego etapu było przekształcenie wartości temperatury jasności na stopnie Celsjusza:

$$T_{BT}(^{\circ}C) = T_{BT}(K) - 273,15 \quad (7)$$

4) Uwzględnienie emisji powierzchni gruntu (ang. *Land Surface Emissivity, LSE*)

Emisyjność (ϵ) powierzchni gruntu zależy od rodzaju pokrycia terenu. Jest ona obliczana w oparciu o dane o wskaźniku NDVI (ang. *Normalized Difference Vegetation Index*) oraz wskaźnik proporcji roślinności P_v . Wskaźniku NDVI obliczono zgodnie z wzorem:

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})} \quad (8)$$

gdzie:

ρ_{NIR} – refleksyjność w paśmie podczerwieni NIR (Band 5),

ρ_{RED} – refleksyjność w paśmie czerwonym (Band 4).

Proporcja roślinności (P_v) jest wyprowadzana ze znormalizowanego wskaźnika różnicy wegetacji (NDVI). Określa ona odsetek obszaru pokrytego roślinnością. Do obliczenia wartości P_v zastosowano wzór:

$$P_v = \left(\frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} \right)^2 \quad (9)$$

gdzie:

NDVI – znormalizowany wskaźnik różnicy wegetacji dla danego piksela,

NDVI_{min} – minimalna wartość NDVI, zazwyczaj reprezentująca grunt bez roślinności,

NDVI_{max} – maksymalna wartość NDVI, zazwyczaj reprezentująca w pełni pokrytą roślinnością powierzchnię.

Wartość emisyjność terenu (ε) obliczono wg wzoru:

$$\varepsilon = 0,004 \cdot P_v + 0,986 \quad (10)$$

5) Obliczenie temperatury powierzchni terenu (LST)

Temperatura powierzchni terenu, skorygowana o emisyjność podłoża, obliczona została wg wzoru:

$$LST = \frac{T_{BT}}{\{1 + [(\lambda \cdot T_{BT}/\rho)] \cdot \ln(\varepsilon)\}} \quad (11)$$

gdzie:

LST – temperatura powierzchni terenu w stopniach Celsjusza,

T_{BT} – temperatura jasności przy sensorze (w stopniach Celsjusza),

λ – długość fali dla kanału termalnego (10,9 μm dla Band 10),

ε – emisyjność podłoża,

ρ – stała równa hc/σ , gdzie h – stała Plancka, c – prędkość światła, σ – stała Boltzmanna (stała $\rho = 1,438 \cdot 10^{-2} \text{ m K}$).

2.3.6 Analiza statystyczna danych

Wszystkie analizy statystyczne oraz wizualizację wyników analiz przeprowadzono w środowisku języka oprogramowania R (R Core Team 2024, wersja 4.3.3 "Angel Food Cake") oraz za pomocą dostępnych tam bibliotek. W przypadku zobrazowania statystyk opisowych frekwencję danych kategorii pokazywano na wykresach w kolejności zstępującej, a tendencję centralną (medianę, M) przy użyciu wykresów skrzynkowych (pudełkowych, ang. *box-whisker plots*). Wykresy pudełkowe zbudowane są z ramki, której boki tworzą kwartył pierwszy i trzeci (rozstęp międzykwartyłowy, IQR). Środkową kreskę w ramce stanowi mediana. Poziome linie przedstawiają wartości minimalne i maksymalne bez wartości odstających, które zaznaczone są jako punkty (nie mieszczą się w obrębie 1,5 IQR). Korelacje, regresje a także ordynacje zmiennych zobrazowano przy pomocy wykresów rozrzutu.

Zebrane wyniki z badań dendrometrycznych, fitysocjologicznych, glebowych i laboratoryjnych wprowadzono do programu Excel, a następnie eksportowano do środowiska R korzystając z funkcji *read.delim2()* w domyślnym pakiecie „utils” lub z funkcji *read.xlsx()* z pakietu „openxlsx” [Schauberger i Walker 2021]. Sortowanie, przekształcanie, agregacja danych oraz wizualizacja była wykonywana w zbiorze pakietów „tidyverse”, a w szczególności za pomocą bibliotek „dplyr” oraz „ggplot2” [Wickham 2016, Wickham i in. 2019, Wickham i in. 2023]. Korzystano również z pakietu „reshape2” [Wickham 2007].

Aby ukazać kierunki zróżnicowania roślinności na hałdach w porównaniu do kontroli wykonano nietendancyjną analizę zgodności (ang. *detrended correspondence analysis* DCA) wg algorytmu stworzonego przez Hilla i Gaucha (1980) a wykonaną w pakiecie „vegan”. Analizę DCA wybrano, ponieważ długość gradientu wynosiła więcej niż trzy odchylenia standardowe (SD) dla pierwszej osi DCA co oznacza, że rozkład gatunków w przestrzeni ordynacyjnej staje się unimodalny zamiast liniowego [ter Braak i Šmilauer 2015]. Różnice w składzie gatunkowym między hałdami a kontrolą przeanalizowano z użyciem permutacyjnej analizy wariancji z użyciem funkcji *adonis2()*, na podstawie algorytmu McArdle i Andersona (2001), implementowanej w pakiecie „vegan”. Analiza ta funkcjonuje podobnie do wielowymiarowej analizy wariancji MANOVA z tą różnicą, że nie wymaga założeń co do normalności rozkładu. Wyliczana jest statystyka pseudo-F oraz wartość prawdopodobieństwa. Analizę wykonano w domyślnej formie tj. w oparciu o macierz Bray-Curtisa, a wartość prawdopodobieństwa *p-value* wyliczona została testem permutacyjnym Monte-Carlo (999 iteracji).

Zależność między składem gatunkowym flory hałd a reakcją roślin na warunki siedliskowe oraz typem hałdy (łącznie dziewięć hałd) przetestowano używając pasywnego dopasowania wektorowego (*vector fitting*) przy pomocy funkcji *vegan::envfit()*. W tym celu jeszcze raz wykonano analizę DCA, lecz jedynie dla roślinności hałd i zestawiono ją z wyliczonymi ważonymi wartościami liczb Ellenberga. Istotność zmiennych objaśniających wyliczono za pomocą testu permutacyjnego z 999 iteracjami. Do zbadania tej zależności jedyną dopuszczalną analizą było pasywne dopasowanie wektorowe a nie techniki ordynacji bezpośredniej ze względu na to, że zmienne objaśniające (liczby Ellenberga) nie są danymi niezależnymi. Pochodzą one ze składu gatunkowego. Wyciąganie wniosków na temat warunków środowiska byłoby przykładem błędnego koła w rozumowaniu (łac. *circulus in demonstrando*). Dlatego do interpretacji tych wyników trzeba podchodzić ostrożnie.

Zależność między składem chemicznym podłoża, wiekiem hałd a roślinnością przeanalizowano za pomocą ordynacji bezpośredniej w tym wypadku kanonicznej analizy korespondencji (ang. *canonical correspondence analysis*, CCA) [ter Braak 1987]. Ponownie do oceny istotności wpływu zmiennych objaśniających (tj. czynników siedliskowych) użyto 999 iteracji testu permutacyjnego.

Wybrane parametry dendrometryczne zsumowane dla powierzchni porównano między hałdami a kontrolą przy pomocy testu Wilcoxa sumy rang (inaczej test *U* Manna-Whitneya). Stan sanitarny drzew na hałdzie i w kontroli porównano korzystając z testu G w pakiecie „DescTools” [Signorell 2024]. Przetestowano podobieństwo zależności

allometrycznych między parametrami dendrometrycznymi za pomocą testów korelacji oraz przedstawiono za pomocą krzywych regresji korzystając z pakietu „lattice” [Sarkar 2008].

Ocenę zależności między wyliczonymi zawartościami węgla na podstawie różnych równań allometrycznych (łącznie 7) przeprowadzono za pomocą korelacji rang Spearmana (dane nie wykazały rozkładu normalnego) i zobrazowano korzystając z pakietów „Hmisc” [Harrel 2024] i „corrplot” [Wei i Simko 2022]. Aby wyróżnić najlepiej dopasowaną zmienną do pozostałych wyliczono wskaźnik korelacji wielorakiej – funkcja *smc()* w pakiecie „psych” [Revelle 2024]. Różnice między oznaczonymi zawartościami węgla w drewnie, a wartościami teoretycznymi przyjętymi z bazy danych zawartości węgla w drewnie [Thomas i Martin 2012] pokazano na wykresie Bland-Altmana z pakietu „BlandAltmanLeh” [Lehnert 2015].

Aby ocenić wpływ parametrów fizykochemicznych podłoża hałd na odnawianie się, liczebność pni, liczebność siewek, wskaźniki różnorodności biologicznej, miąższość drzewostanu oraz masę węgla przeprowadzono szereg analiz: uogólnionych modeli liniowych mieszanych (ang. *generalized linear mixed-effects model*, GLMM), ogólnych modeli liniowych mieszanych (*linear mixed-effects models*, LMM) [Biecek 2011] przy pomocy pakietów „lme4” [Bates i in. 2015] i „glmmTMB” [Brooks i in. 2017]. Założono, że efektem losowym jest przynależność powierzchni do jednej z dziewięciu badanych hałd. Zmienne tłumaczące przeskalowano, aby wyeliminować efekt wpływu związany z różnicami wynikającymi z jednostek opisu danej zmiennej. Zgodność analizowanej zmiennej z danym typem rozkładu sprawdzano przy użyciu funkcji *descdist()* w pakiecie „fitdistrplus” [Delignette-Muller i Dutang 2015]. Generowano wykresy Cullena i Freya gdzie dokonywano wizualnej interpretacji dopasowania rozkładu. Dla zmiennych: liczba pni, liczba siewek, liczba gatunków S przyjęto rozkład Poissona, dla wskaźnika Shannona-Wienera H – rozkład normalny, dla wskaźników równomierności gatunkowej E, dominacji gatunkowej D – rozkład Gamma, dla miąższości drzewostanu – rozkład beta. Zmienne wykazujące rozkład beta przeskalowano w taki sposób aby ich wartości mieściły się w zakresie 0–1 na potrzeby algorytmu. Ocenę istotności współczynników, wyrazu wolnego, poziomów zmiennych jakościowych i całych zmiennych przeprowadzono za pomocą podsumowania modelu *summary()* oraz istotności zmiennych w teście Walda (pakiet „car”, Fox i Weisberg (2019)).

Dla większości zmiennych środowiskowych modele GLMM i LMM wykonano dla danych uwzględniających 104 poletka. W przypadku pojemności wodnej podłoża (WHC) oraz procentowej frakcji części ziemistych analizy statystyczne wykonano osobno, odpowiednio dla 100 i 96 poletek ze względu na braki danych. Natomiast w analizach ordynacyjnych, z tego samego powodu nie uwzględniono WHC i udziału części ziemistych.

Istotność różnic w temperaturze powierzchni ziemi (LST) między hałdami pokrytymi roślinnością drzewiastą a niezalesionymi hałdami tj. pokrytymi roślinnością inicjalną i powierzchniami kontrolnymi (lasy i bory) przetestowano testem Kruskala-Wallisa. Porównania w parach dokonano za pomocą testu Conovera, nieparametrycznego testu post-hoc implementowanego w pakiecie „agricolae” [de Mendiburu 2023]. Z kolei wpływ

czasu (lata: 2019 i 2023) oraz jego interakcję z typem hałdy (inicjalne oraz zalesione) zbadano za pomocą dwuczynnikowej analizy wariancji.

Większość zamieszczonych w pracy rysunków i tabel stanowi opracowanie własne. Gdy korzystano ze źródeł literaturowych stosowną informację podano w podpisie.

3. Wyniki

3.1 Zestaw gatunków roślin drzewiastych na powierzchniach badawczych

Przeprowadzenie badań dendrometrycznych na powierzchniach badawczych, zarówno na zwałowiskach pogórnich (hałdach) jak i w kontroli, pozwoliło na uzyskanie danych dotyczących występowania gatunków drzew i krzewów. W ogólnym zestawieniu odnotowano 60 gatunków z 39 rodzajów, 18 rodzin i 13 rzędów (Tab. 4).

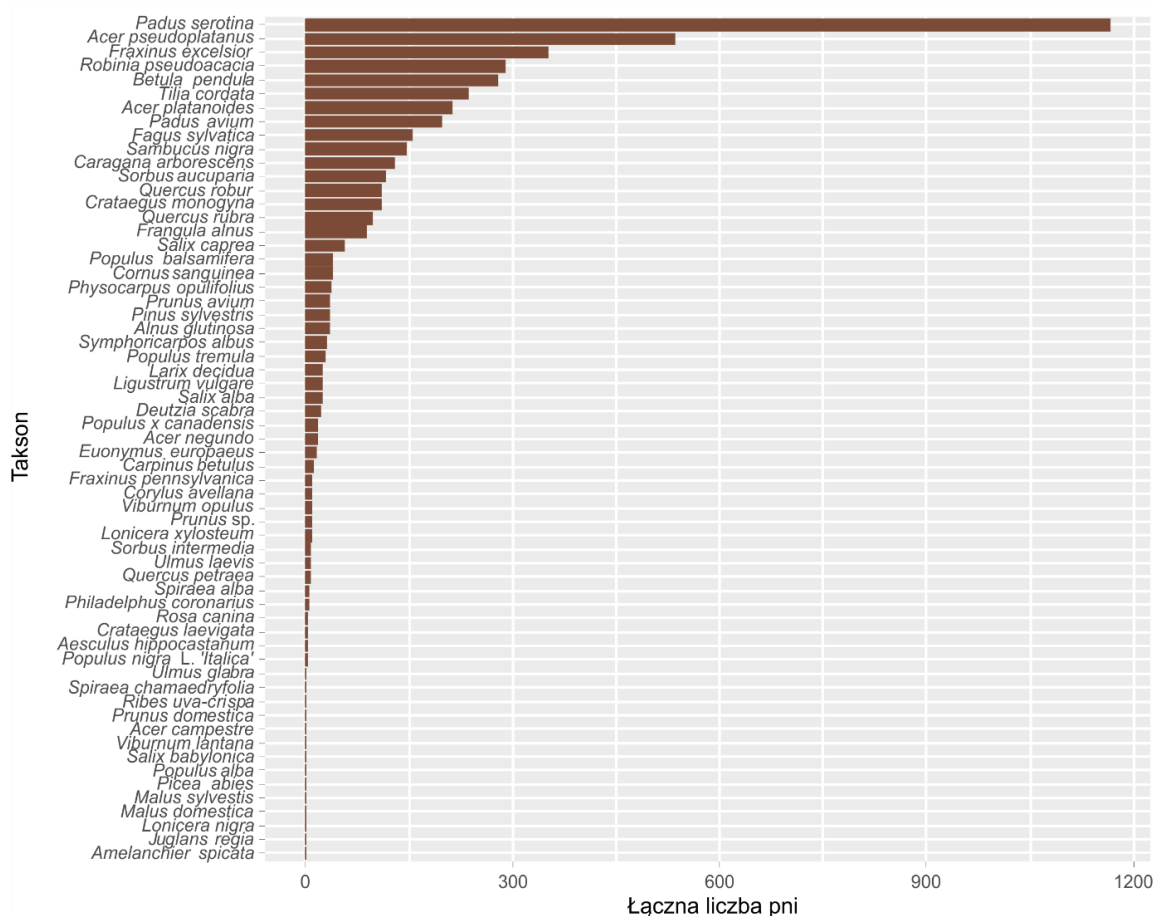
Tab. 4. Liczebność gatunków drzew i krzewów uwzględnionych w badaniach

Lp.	Gatunek	Rodzaj	Rodzina	Rząd	Liczba osobników	Liczba pni
1.	<i>Acer campestre</i>	<i>Acer</i>	<i>Sapindaceae</i>	<i>Sapindales</i>	2	2
2.	<i>Acer negundo</i>	<i>Acer</i>	<i>Sapindaceae</i>	<i>Sapindales</i>	15	18
3.	<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer</i>	<i>Sapindaceae</i>	<i>Sapindales</i>	206 w tym 6 w kontroli	214 w tym 6 w kontroli
4.	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Acer</i>	<i>Sapindaceae</i>	<i>Sapindales</i>	515 w tym 36 w kontroli	535 w tym 37 w kontroli
5.	<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Aesculus</i>	<i>Sapindaceae</i>	<i>Sapindales</i>	4	4
6.	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus</i>	<i>Betulaceae</i>	<i>Fagales</i>	32	35
7.	<i>Amelanchier spicata</i>	<i>Amelanchier</i>	<i>Betulaceae</i>	<i>Fagales</i>	1	1
8.	<i>Betula pendula</i>	<i>Betula</i>	<i>Betulaceae</i>	<i>Fagales</i>	264 w tym 1 w kontroli	280 w tym 1 w kontroli
9.	<i>Caragana arborescens</i>	<i>Caragana</i>	<i>Fabaceae</i>	<i>Fabales</i>	72	130
10.	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Carpinus</i>	<i>Betulaceae</i>	<i>Fagales</i>	13 w tym 9 w kontroli	13 w tym 9 w kontroli
11.	<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Cornus</i>	<i>Cornaceae</i>	<i>Cornales</i>	39	39
12.	<i>Corylus avellana</i>	<i>Corylus</i>	<i>Betulaceae</i>	<i>Fagales</i>	10 w tym 5 w kontroli	10 w tym 5 w kontroli
13.	<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Crataegus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	4	4
14.	<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Crataegus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	110 w tym 8 w kontroli	111 w tym 8 w kontroli
15.	<i>Deutzia scabra</i>	<i>Deutzia</i>	<i>Hydrangeaceae</i>	<i>Cornales</i>	9	22
16.	<i>Euonymus europaeus</i>	<i>Euonymus</i>	<i>Celastraceae</i>	<i>Celastrales</i>	17 w tym 2 w kontroli	17 w tym 2 w kontroli
17.	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fagus</i>	<i>Fagaceae</i>	<i>Fagales</i>	155 w tym 152 w kontroli	156 w tym 153 w kontroli
18.	<i>Frangula alnus</i>	<i>Frangula</i>	<i>Rhamnaceae</i>	<i>Rosales</i>	90 w tym 52 w kontroli	90 w tym 52 w kontroli
19.	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus</i>	<i>Oleaceae</i>	<i>Lamiales</i>	348 w tym 5 w kontroli	351 w tym 5 w kontroli
20.	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<i>Fraxinus</i>	<i>Oleaceae</i>	<i>Lamiales</i>	4	11
21.	<i>Juglans regia</i>	<i>Juglans</i>	<i>Juglandaceae</i>	<i>Juglandales</i>	1	1

Lp.	Gatunek	Rodzaj	Rodzina	Rząd	Liczba osobników	Liczba pni
22.	<i>Larix decidua</i>	<i>Larix</i>	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinales</i>	26	26
23.	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Ligustrum</i>	<i>Oleaceae</i>	<i>Lamiales</i>	25	25
24.	<i>Lonicera nigra</i>	<i>Lonicera</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	1	1
25.	<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Lonicera</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	9	9
26.	<i>Malus domestica</i>	<i>Malus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	1	1
27.	<i>Malus sylvestris</i>	<i>Malus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	1	1
28.	<i>Padus avium</i>	<i>Padus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	184 w tym 58 w kontroli	199 w tym 60 w kontroli
29.	<i>Padus serotina</i>	<i>Padus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	1126 w tym 74 w kontroli	1166 w tym 78 w kontroli
30.	<i>Philadelphus coronarius</i>	<i>Philadelphus</i>	<i>Hydrangeaceae</i>	<i>Cornales</i>	4	5
31.	<i>Physocarpus opulifolius</i>	<i>Physocarpus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	38	38
32.	<i>Picea abies</i>	<i>Picea</i>	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinales</i>	1 w tym 1 w kontroli	1 w tym 1 w kontroli
33.	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus</i>	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinales</i>	35 w tym 10 w kontroli	35 w tym 10 w kontroli
34.	<i>Populus alba</i>	<i>Populus</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	1	1
35.	<i>Populus balsamifera</i>	<i>Populus</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	39	39
36.	<i>Populus nigra</i> L. 'Italica'	<i>Populus</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	3	3
37.	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	29	30
38.	<i>Populus x canadensis</i>	<i>Populus</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	19	19
		<i>Prunus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	9	9
39.	<i>Prunus avium</i>	<i>Prunus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	35	35
40.	<i>Prunus domestica</i>	<i>Prunus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	2	2
41.	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus</i>	<i>Fagaceae</i>	<i>Fagales</i>	7 w tym 7 w kontroli	7 w tym 7 w kontroli
42.	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus</i>	<i>Fagaceae</i>	<i>Fagales</i>	110 w tym 19 w kontroli	111 w tym 19 w kontroli
43.	<i>Quercus rubra</i>	<i>Quercus</i>	<i>Fagaceae</i>	<i>Fagales</i>	87 w tym 7 w kontroli	98 w tym 7 w kontroli
44.	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Robinia</i>	<i>Fabaceae</i>	<i>Fabales</i>	228	290
45.	<i>Rosa canina</i>	<i>Rosa</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	4	4
46.	<i>Rubus uva-crispa</i>	<i>Rubus</i>	<i>Grossulariaceae</i>	<i>Saxifragales</i>	2	2
47.	<i>Salix alba</i>	<i>Salix</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	13	24
48.	<i>Salix babylonica</i>	<i>Salix</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	1	1
49.	<i>Salix caprea</i>	<i>Salix</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Malpighiales</i>	42	58
50.	<i>Sambucus nigra</i>	<i>Sambucus</i>	<i>Adoxaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	115	146
51.	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Sorbus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	112 w tym 11 w kontroli	116 w tym 11 w kontroli
52.	<i>Sorbus intermedia</i>	<i>Sorbus</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	6	8
53.	<i>Spiraea alba</i>	<i>Spiraea</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	5	5
54.	<i>Spiraea chamaedryfolia</i>	<i>Spiraea</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	2	2
55.	<i>Symphoricarpos albus</i>	<i>Symphoricarpos</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	32	32
56.	<i>Tilia cordata</i>	<i>Tilia</i>	<i>Malvaceae</i>	<i>Malvales</i>	196 w tym 17 w kontroli	236 w tym 17 w kontroli
57.	<i>Ulmus glabra</i>	<i>Ulmus</i>	<i>Ulmaceae</i>	<i>Rosales</i>	2	2

Lp.	Gatunek	Rodzaj	Rodzina	Rząd	Liczba osobników	Liczba pni
58.	<i>Ulmus laevis</i>	<i>Ulmus</i>	<i>Ulmaceae</i>	<i>Rosales</i>	6	7
59.	<i>Viburnum lantana</i>	<i>Viburnum</i>	<i>Adoxaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	1	1
60.	<i>Viburnum opulus</i>	<i>Viburnum</i>	<i>Adoxaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	9	9
Łącznie					4479 w tym 480 w kontroli	4848 w tym 488 w kontroli

Łącznie pozyskano dane dla 4479 osobników (Rys. 7). Wśród badanych osobników stwierdzano również okazy wielopienne, wieloprzewodnikowe, co pozwoliło na rozszerzenie bazy danych do 4848 rekordów (pni). Podstawowe odniesienie w dalszych analizach stanowi więc liczba pni.

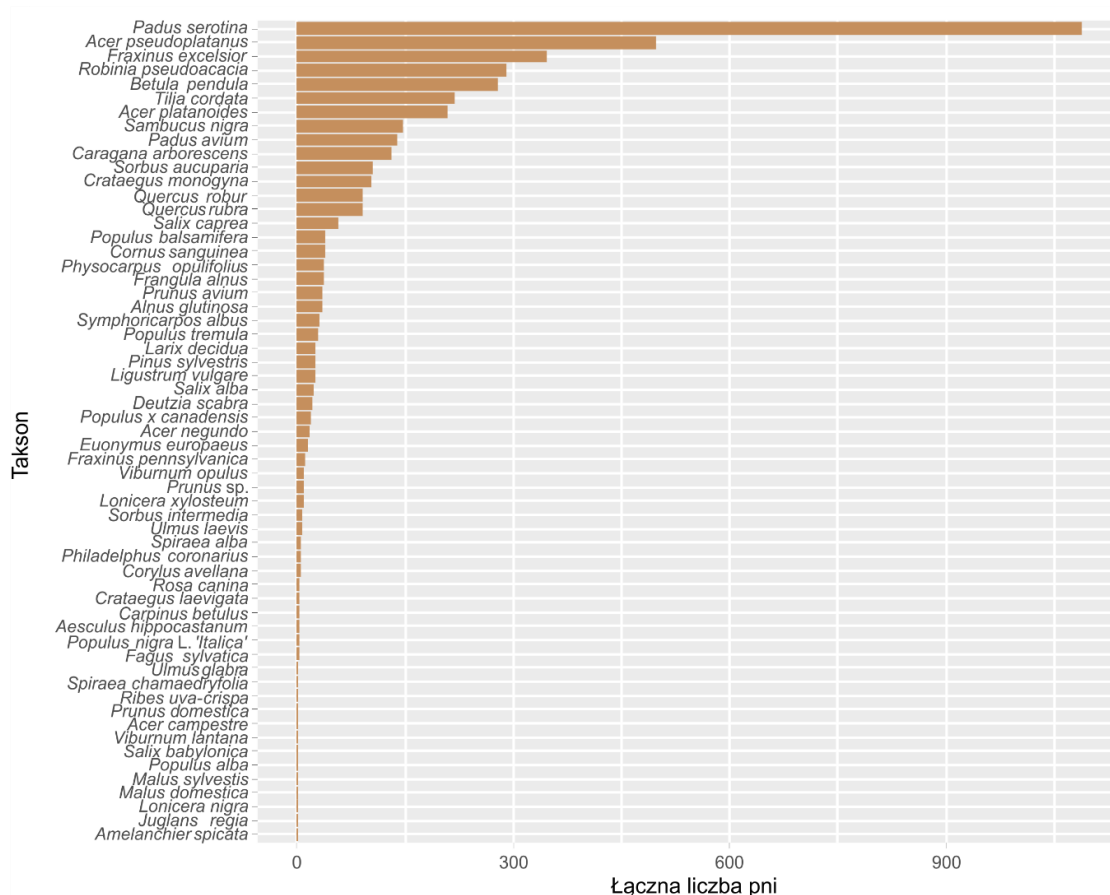


Rys. 7. Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach i w kontroli

Na powierzchniach badawczych założonych na zwałowiskach pokopalnianych stwierdzono występowanie 58 gatunków z 38 rodzajów, 18 rodzin i 13 rzędów. Niemal wszystkie okazy zaklasyfikowano do poziomego gatunku, za wyjątkiem kilku osobników z rodzaju *Prunus* sp. Łącznie na hałdach zebrano dane dla 4360 pni dla poszczególnych gatunków (Rys. 8). Najliczniejszymi gatunkami drzew i krzewów na hałdach były: czeremcha amerykańska *Padus serotina* (1088 pni), klon jawor *Acer pseudoplatanus* (498), jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* (346), robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* (290) i brzoza brodawkowata *Betula pendula* (279). Pojedyncze okazy zaobserwowano dla gatunków: świdośliwka kłosowa *Amelanchier spicata*, orzech włoski *Juglans regia*, wiciokrzew czarny *Lonicera*

nigra, jabłoń domowa *Malus domestica*, jabłoń dzika *Malus sylvestris*, topola biała *Populus alba*, wierzba babilońska *Salix babylonica* i kalina hordowina *Viburnum lantana*.

Najbogatsze w gatunki były rodziny: różowatych *Rosaceae* (14 gatunków), wierzbowatych *Salicaceae* (8), brzoźowatych *Betulaceae* (5) i mydleńcowatych *Spindaceae* (5). Z kolei po jednym gatunku odnotowano w przypadku 6 rodzin: dławiszowatych *Celastraceae*, dereniowatych *Cornaceae*, agrestowatych *Grossulariaceae*, orzechowatych *Juglandaceae*, ślazowatych *Malvaceae* i szakłakowatych *Rhamnaceae*. W ogólnym zestawieniu drzew i krzewów na hałdach, zaobserwowano wyraźną dominację gatunków liściastych (56 gatunków) nad iglastymi (2). Wśród drzew iglastych zaobserwowano gatunki takie jak: modrzew europejski *Larix decidua* i sosna pospolita *Pinus sylvestris*. Znaczny był udział inwazyjnych gatunków obcych: klonu jesionolistnego *Acer negundo*, świdośliwki kłosowej *Amelanchier spicata*, orzecha włoskiego *Juglans regia*, jesionu pensylwańskiego *Fraxinus pennsylvanica*, czarernchy amerykańskiej *Padus serotina*, dębu czerwonego *Quercus rubra* i robinii akacyjowej *Robinia pseudoacacia*, które łącznie stanowiły ok. 34,4 % badanych okazów (pni).

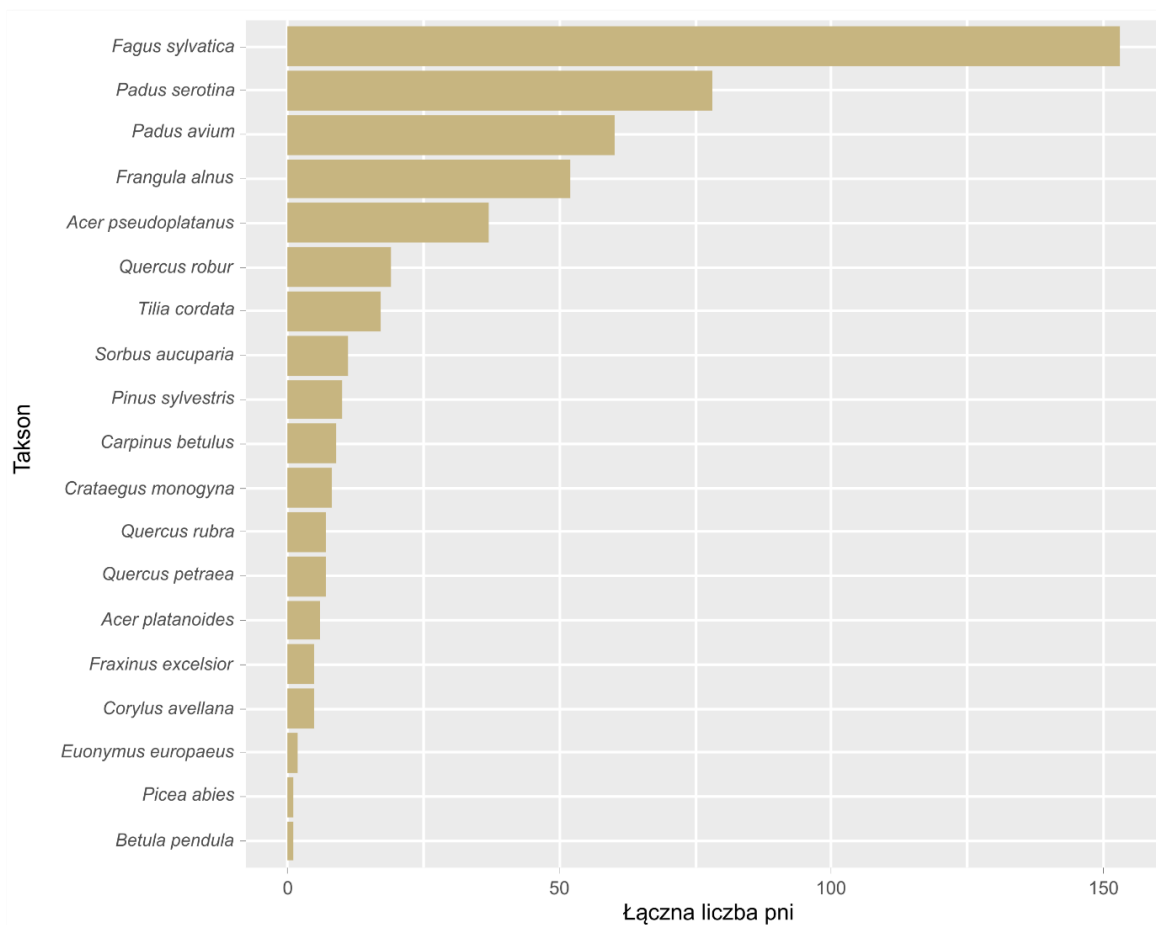


Rys. 8. Przegląd frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach

W przypadku powierzchni kontrolnych zaobserwowano 19 gatunków drzew i krzewów należących do 15 rodzajów, z 9 rodzin i 7 rzędów. Wszystkie okazy zaklasyfikowano do poziomu gatunku. Odnotowano łącznie 488 pni w kontroli (Rys. 9). Najliczniejszymi gatunkami były: buk pospolity *Fagus sylvatica* (153 pnie), czarerncha amerykańska *Padus*

serotina (78), czerwemcha zwyczajna *Padus avium* (60) i kruszyna pospolita *Frangula alnus* (52). Pojedyncze okazy zanotowano w przypadku gatunków brzoza brodawkowata *Betula pendula* i świerk pospolity *Picea abies*.

Najbogatsze w gatunki były rodziny: bukowatych *Fagaceae* (4 gatunki), różowatych *Rosaceae* (4) i brzozowatych *Betulaceae* (3). Po jednym gatunku stwierdzono dla czterech rodzin – dławiszowatych *Celastraceae*, ślazowatych *Malvaceae*, oliwkowatych *Oleaceae* i szalkakowatych *Rhamnaceae*. W kontroli również odnotowano obecność gatunków obcych takich jak: *Padus serotina* (78) i *Quercus rubra* (7). Ich udział w łącznym zestawieniu drzew i krzewów w kontroli wyniósł 17,4%.



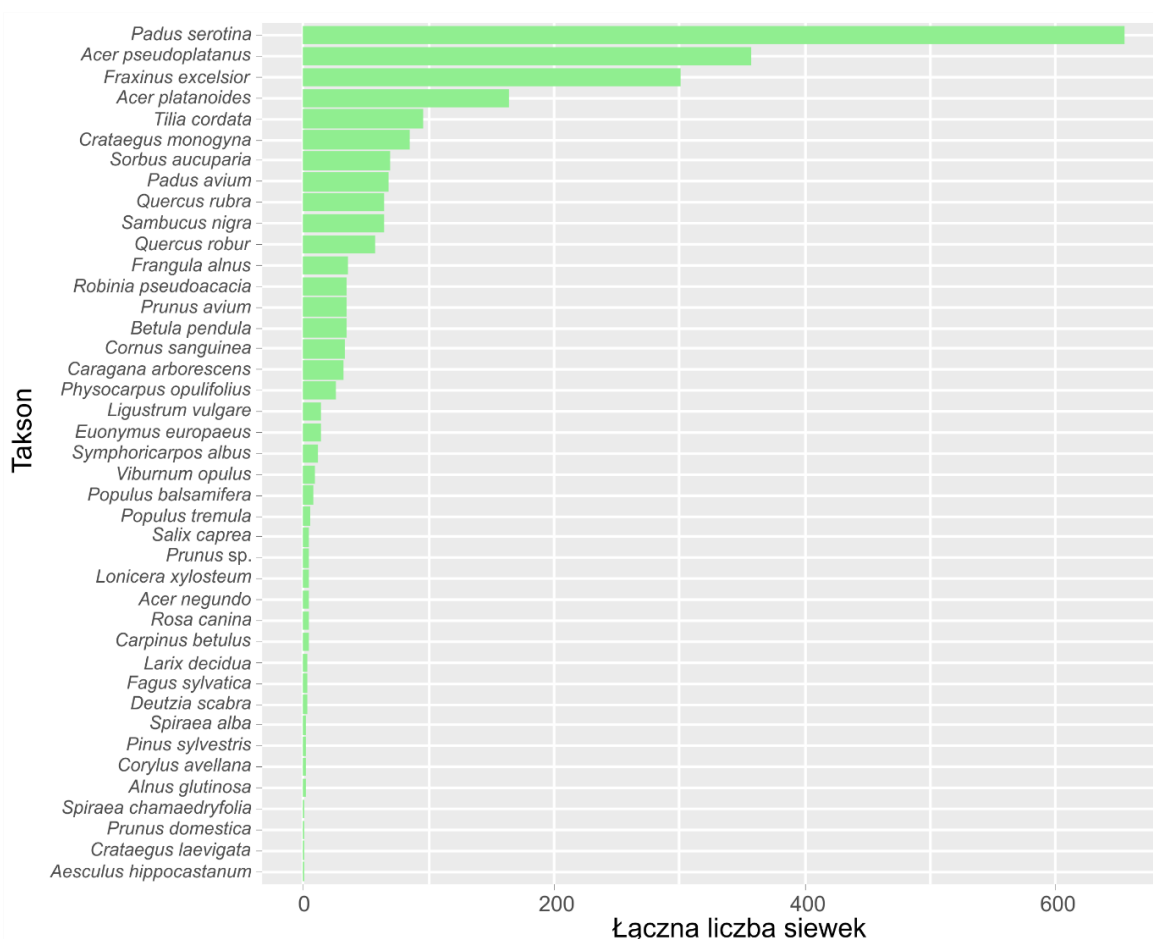
Rys. 9. Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych w kontroli

Biorąc pod uwagę liczbę pni drzew i krzewów w kontekście faz rozwojowych, stwierdzono, że najliczniejszą fazą były siewki (nalot), czyli osobniki osiągające wysokość do 0,5 m (Tab. 5). Udział procentowy siewek wyniósł 53,3% na zwałowiskach pokopalnianych i 69,3% na powierzchniach kontrolnych. Mniejszymi liczebnościami odznaczały się kolejno podrost niski, drzewa i podrost wysoki. Udział III fazy mieścił się na poziomie 10,5% w przypadku hałd i 3,7% dla kontroli.

Tab. 5. Liczebność stwierdzonych okazów w danej fazie rozwojowej

Typ obiektu	Liczba pni w danej fazie rozwojowej				
	I siewki	II podrost niski	III podrost wysoki	IV drzewa	Łącznie
Zwałowiska pokopalniane	2324	1078	457	501	4360
Powierzchnie kontrolne	338	88	18	44	488
Łącznie	2662	1166	475	545	4848

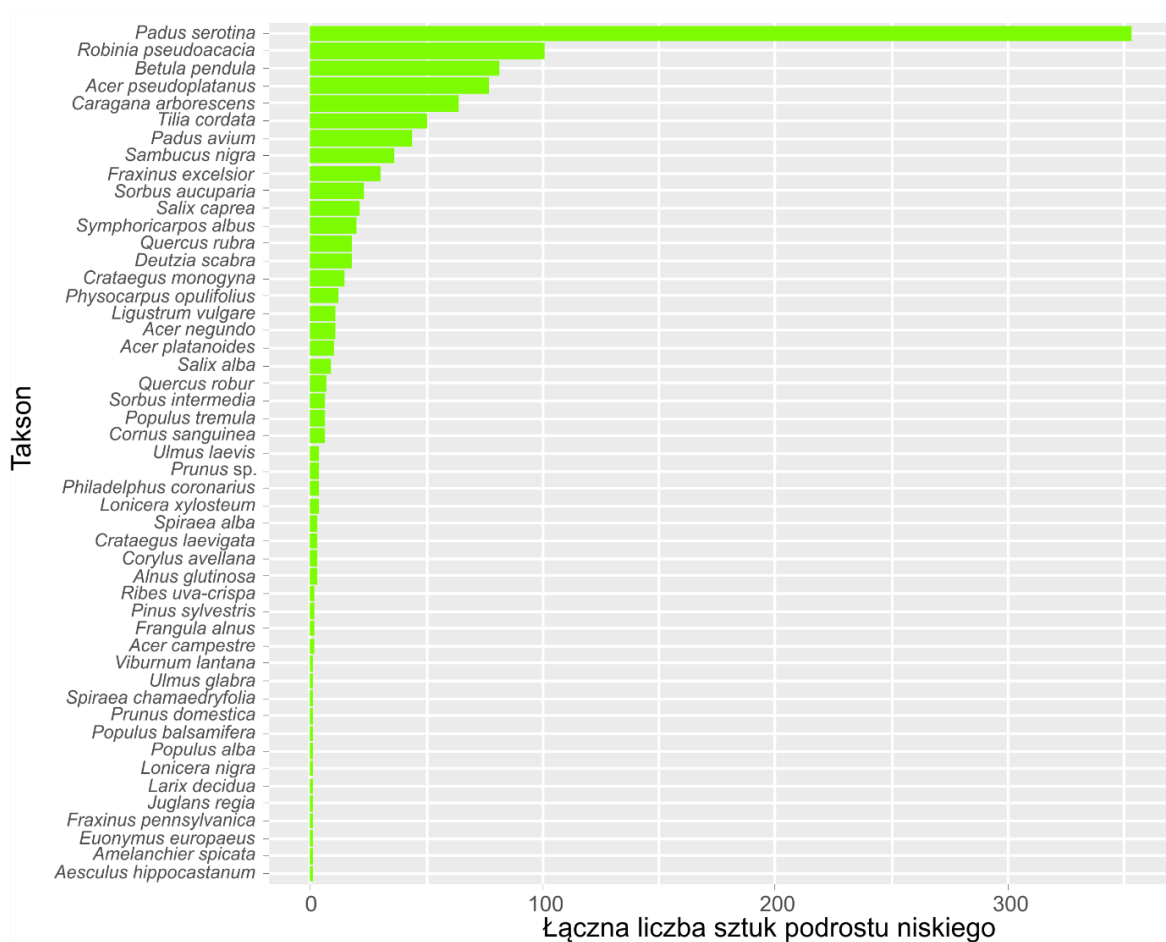
Poszczególne fazy rozwojowe drzew i krzewów różniły się składem gatunkowym jak i liczebnością odnotowanych gatunków. Uwzględniając siewki, łącznie odnotowano 41 taksonów (Rys. 10). Najliczniejszymi gatunkami były kolejno: *Padus serotina* (655 siewek), *Acer pseudoplatanus* (357), *Fraxinus excelsior* (301), *Acer platanoides* (164) i *Tilia cordata* (96). Odnotowano pojedyncze wystąpienia gatunków: *Aesculus hippocastnum*, *Crataegus laevigata*, *Prunus domestica* i *Spiraea chamaedryfolia*. Dominowały drzewa liściaste (2319) nad iglastymi (5).



Rys. 10. Wykaz frekwencji (liczby wystąpień) siewek (nalotu – osobniki do wysokości 0,5 m) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach

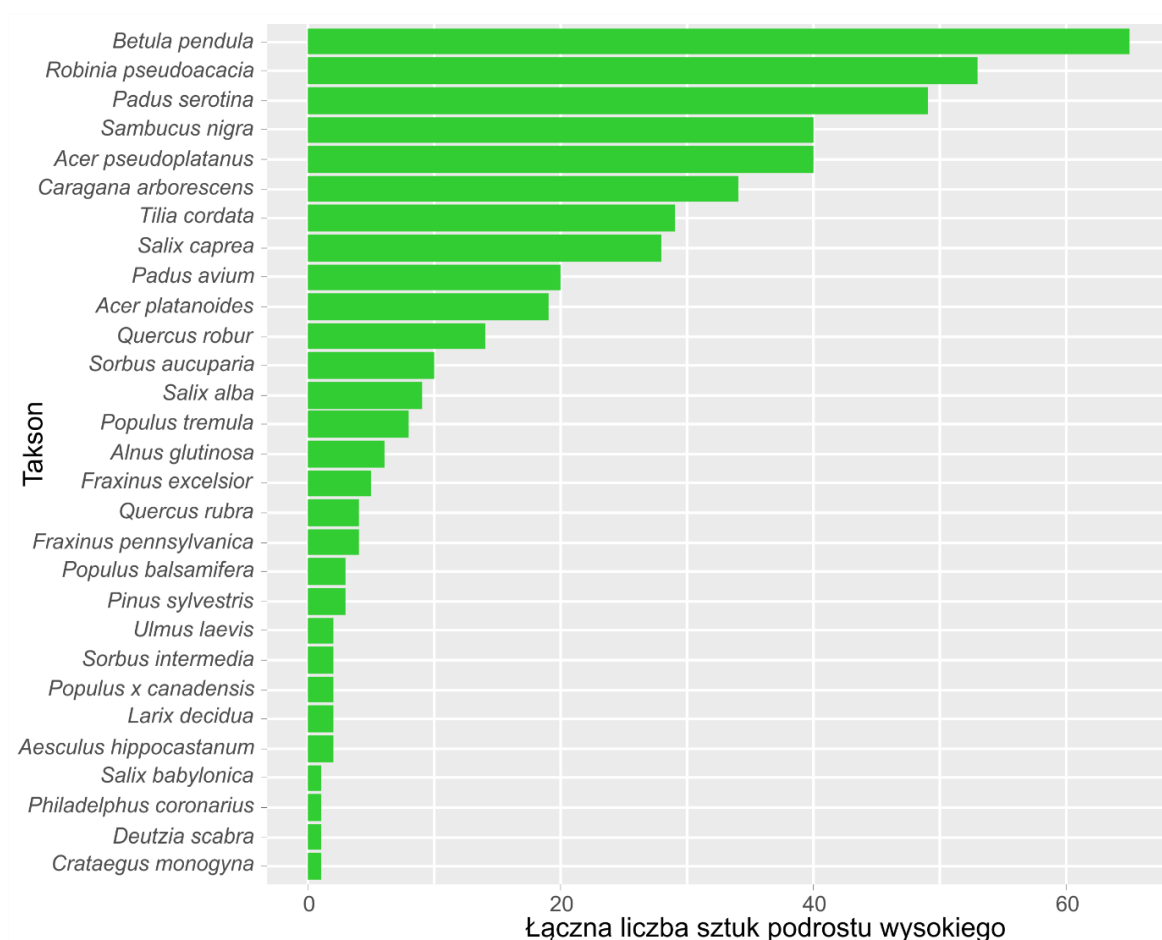
W fazie podrostu niskiego liczba taksonów była większa niż w przypadku siewek i wyniosła 49 (Rys. 11). Natomiast podobnie jak u siewek *Padus serotina* (353 sztuk) była

najlichniesz. Następnie wysoką frekwencją odznaczały się również *Robinia pseudoacacia* (101), *Betula pendula* (81), *Acer pseudoplatanus* (77) i *Caragana arborescens* (64). Wśród odnotowanych taksonów należących do podrostu niskiego aż 13 gatunków było reprezentowanych przez pojedyncze okazy (*Aesculus hippocastanum*, *Amelanchier spicata*, *Euonymus europaeus*, *Fraxinus pensylvanica*, *Juglans regia*, *Larix decidua*, *Lonicera nigra*, *Populus alba*, *Populus balsamifera*, *Prunus domestica*, *Spiraea chamaedryfolia*, *Ulmus glabra*, *Viburnum lantana*). Udział gatunków iglastych był niewielki i wyniósł około 0,3% pni drzew i krzewów w tej fazie.



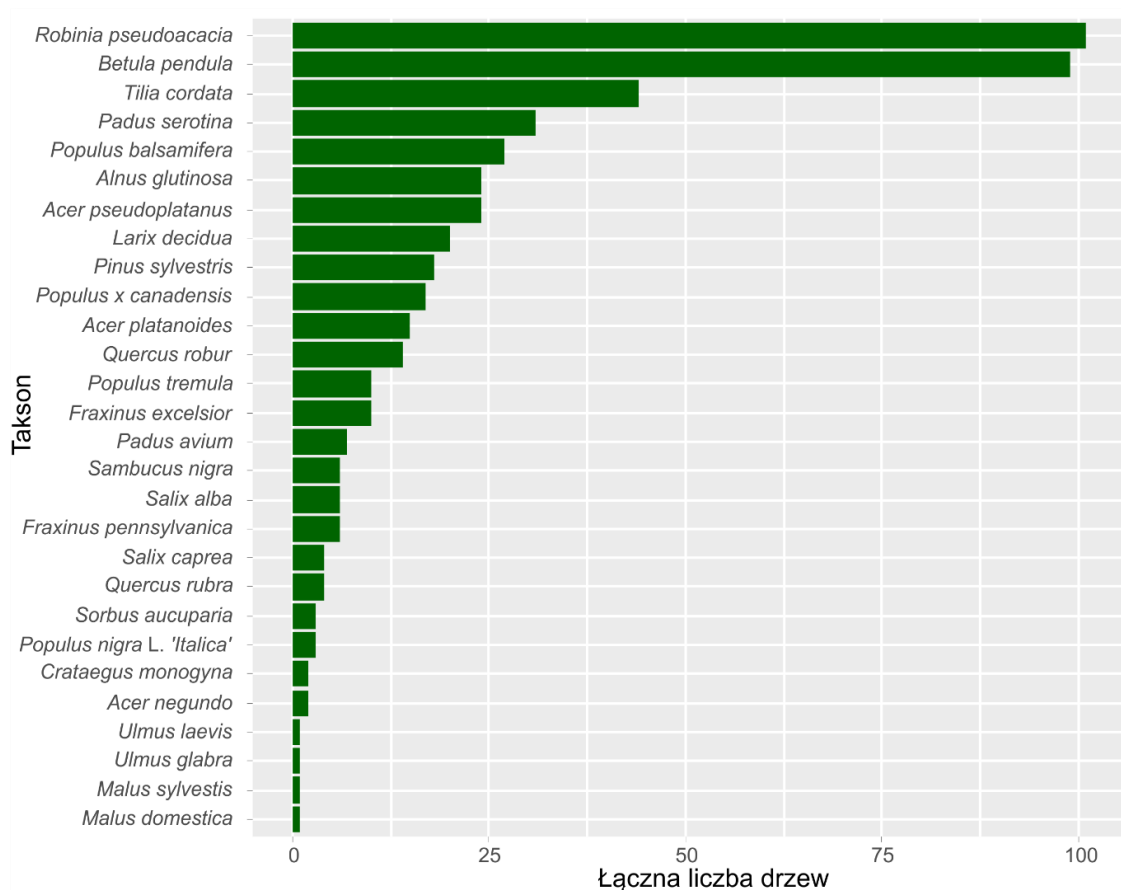
Rys. 11. Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) podrostu niskiego (przed osiągnięciem pierśnicy 3 cm) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach

Faza podrostu wysokiego była najmniej liczna. Stwierdzono w niej występowanie 29 gatunków (Rys. 12). Największą liczbą wystąpień charakteryzowały się gatunki: *Betula pendula* (65 sztuk), *Robinia pseudoacacia* (53), *Padus serotina* (49), *Sambucus nigra* (40) i *Acer pseudoplatanus* (40). Gatunkami o najmniejszej frekwencji (pojedyncze wystąpienia) były: *Crataegus monogyna*, *Deutzia scabra*, *Philadelphus coronarius* i *Salix babylonica*. Gatunki iglaste stanowiły jedynie 1,1% pni w tej fazie.



Rys. 12. Spis frekwencji (liczby wystąpień) podrostu wysokiego (w przedziale pierśnicy od 3 do 7 cm) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach

Wśród drzew odnotowano 28 gatunków, co daje najniższy wynik spośród pozostałych faz rozwojowych (Rys. 13). Gatunkami o największej liczbie wystąpień były: *Robinia pseudoacacia* (101 sztuk), *Betula pendula* (99), *Tilia cordata* (44), *Padus serotina* (31) i *Populus balsamifera* (27). Z kolei pojedyncze okazy należały do dwóch gatunków jabłoni (*Malus domestica* i *Malus sylvestris*) i dwóch gatunków wiązu (*Ulmus glabra* i *Ulmus laevis*). Udział gatunków iglastych kształtował się na poziomie 7,6% i jest on większy od tego we wcześniej omówionych fazach.

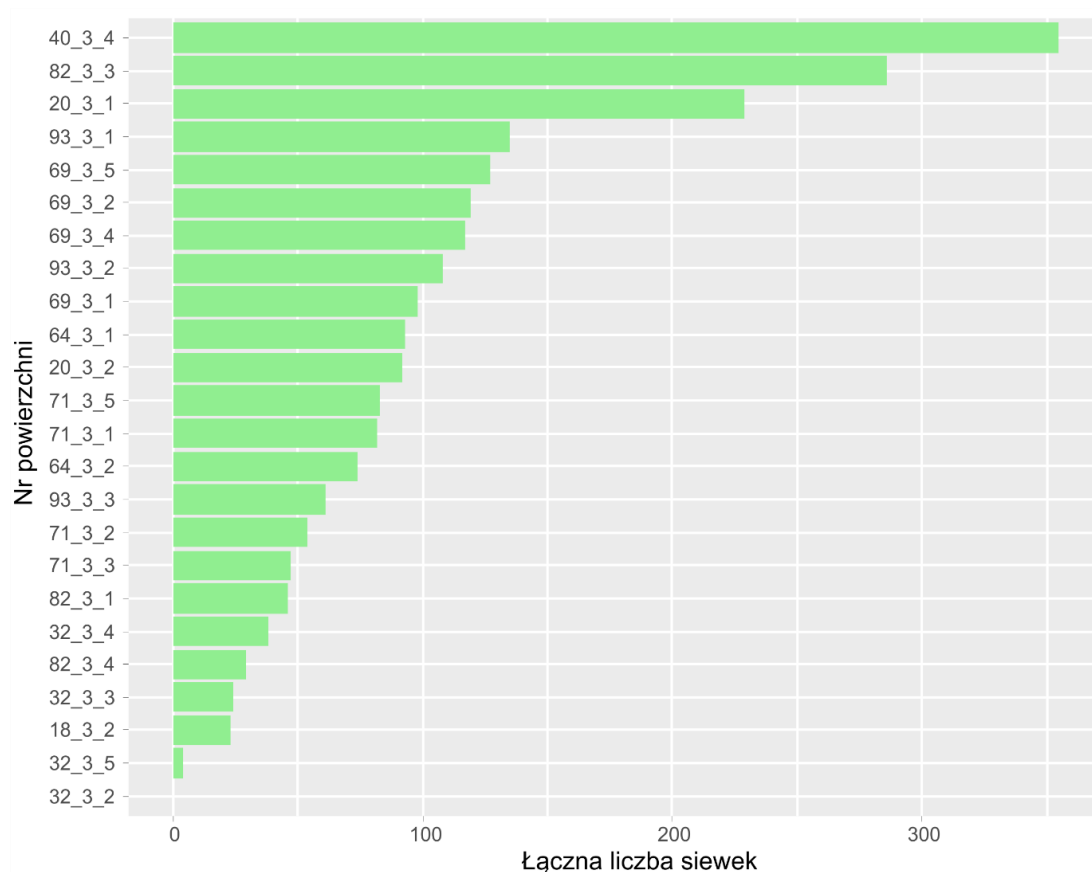


Rys. 13. Wyszczególnienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych (o pierśnicy powyżej 7 cm) stwierdzonych na hałdach

3.2 Analiza dendrometryczna badanych obiektów

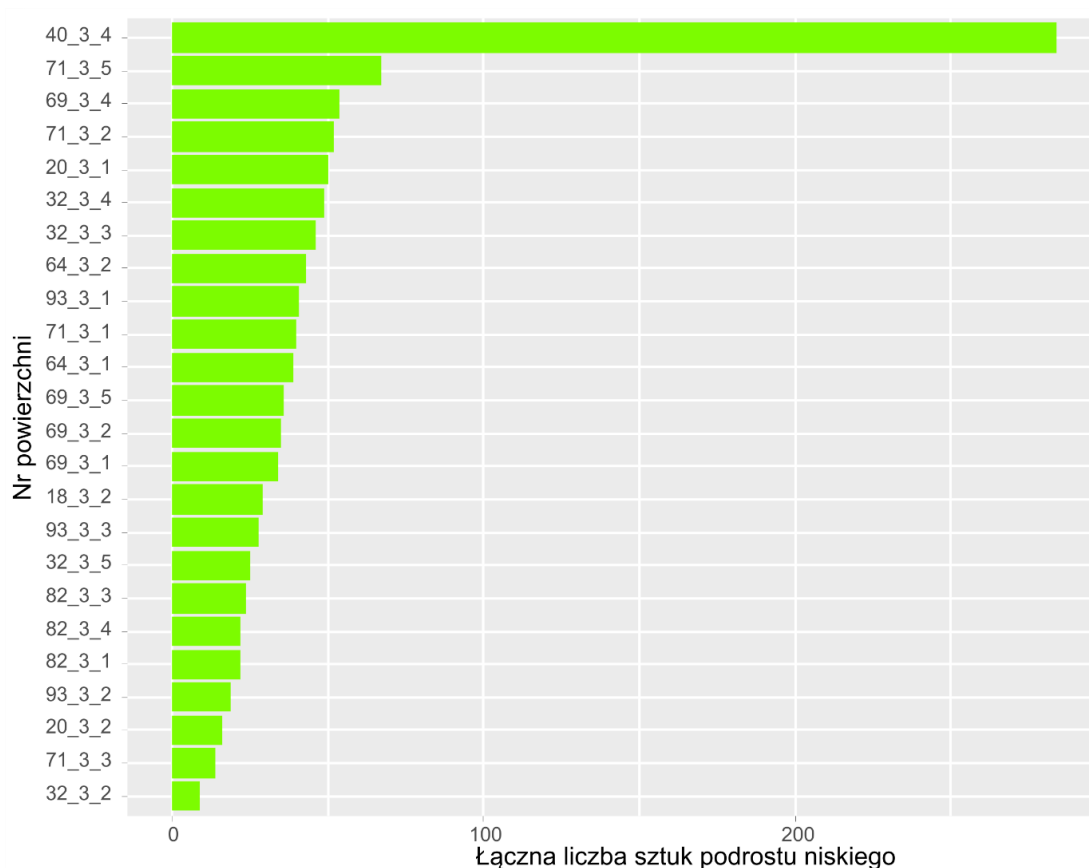
Na zwałowiskach pokopalnianych założono łącznie 104 poletka na 24 powierzchniach badawczych. Siewki, podrost niski i wysoki oraz drzewa różniły się liczbą wystąpień między badanymi powierzchniami (Rys. 14 do 17).

W przypadku pierwszej fazy rozwojowej (Rys. 14), siewki najliczniej występowały na powierzchni o kodzie 40_3_4 (355 sztuk). Dość licznie pojawiały się również na powierzchniach: 82_3_3 (286), 20_3_1 (229), 93_3_1 (135) i 69_3_5 (127). Z kolei powierzchnia 32_3_2 w ogóle nie była pokryta nalotem. Niską frekwencją odznaczały się powierzchnie: 32_3_5 (4), 18_3_2 (23), 32_3_3 (24) i 82_3_4 (29). Mała liczba wystąpień na powierzchniach o pierwszym członie kodu 32 może wynikać z założenia jedynie jednego poletka, zamiast pięciu jak w pozostałych przypadkach. Średnia liczba siewek na powierzchnię badawczą wyniosła 97 sztuk.



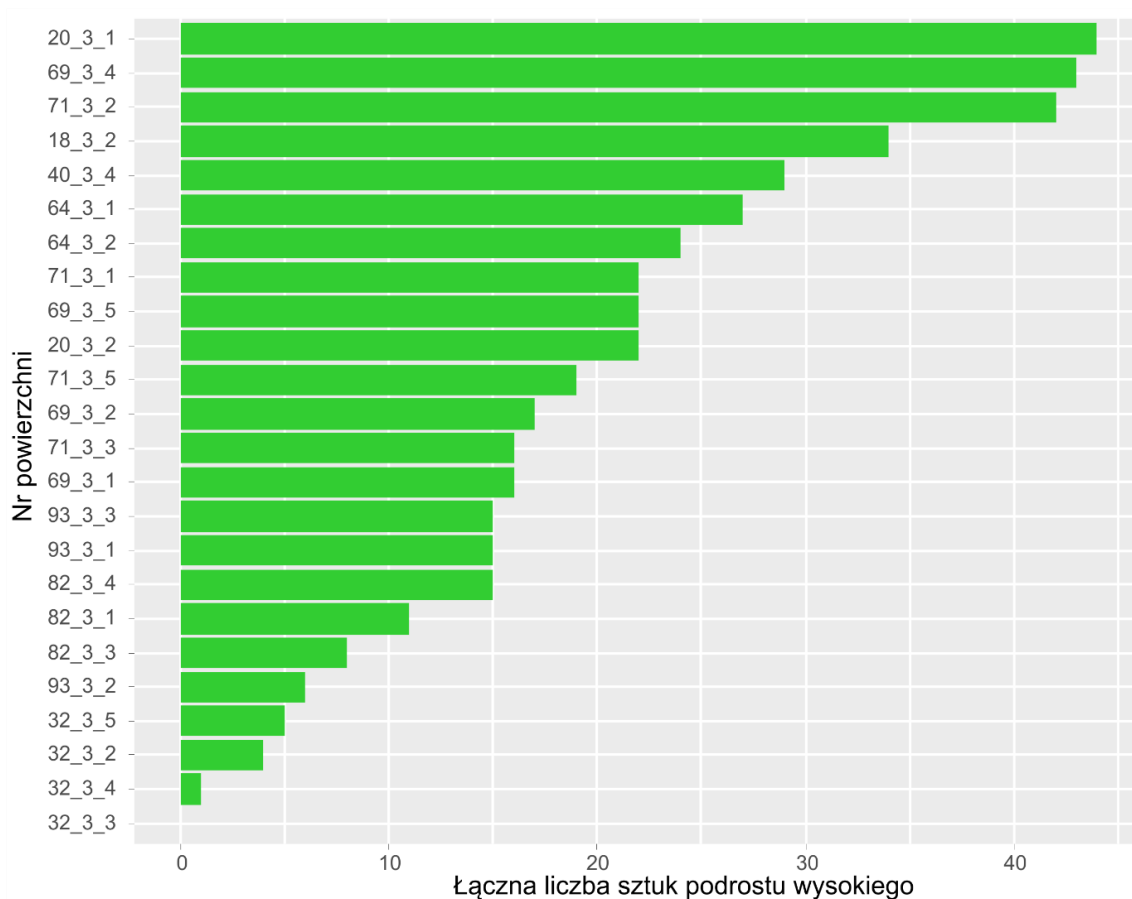
Rys. 14. Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) siewek (nalotu – osobników do wysokości 0,5 m) względem powierzchni badawczych na łąkach

Podobnie jak dla nalu tak i dla podrostu niskiego najwięcej rekordów wystąpiło na powierzchni 40_3_4 (Rys. 15). Powierzchnia ta wyraźnie dominowała nad pozostałymi pod względem liczby wystąpień drzew i krzewów (284 sztuki). Następnymi o stosunkowo wysokiej liczebności były: 71_3_5 (67), 69_3_4 (54), 71_3_2 (52), i 20_3_1 (50). Natomiast najmniejszą liczebnością cechowały się powierzchnie: 32_3_2 (9), 71_3_3 (14), 20_3_2 (16), 93_3_2 (19) oraz 82_3_1 (22) i 82_3_4 (22). Średnio na powierzchni badawczej występowało 45 sztuk podrostu niskiego.



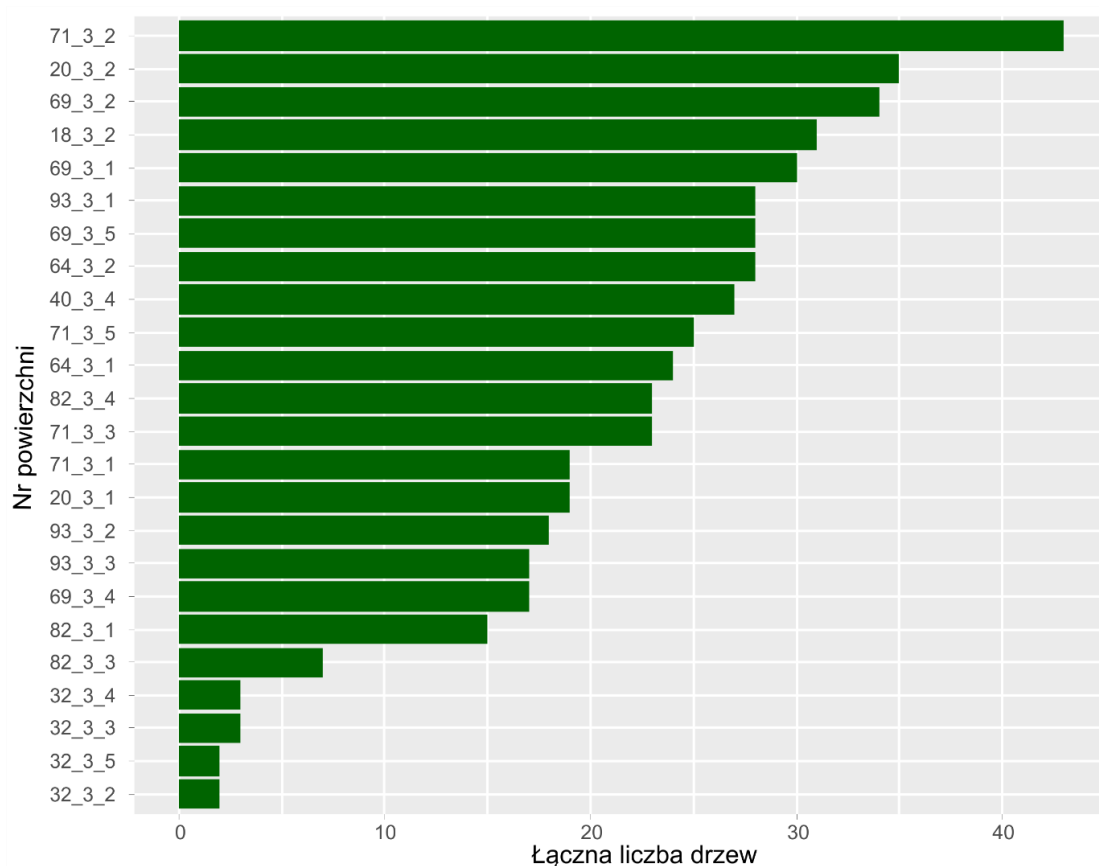
Rys. 15. Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) podrostu niskiego (w przedziale pierśnicy poniżej 3 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach

Kolejną fazę rozwojową reprezentuje podrost wysoki (Rys. 16). W tej fazie powierzchnią badawczą o największej frekwencji była ta o kodzie 20_3_1 (44 sztuki). Następnie uplasowały się kolejno: 69_3_4 (43), 71_3_2 (42), 18_3_2 (34) i 40_3_4 (29). W przypadku powierzchni 32_3_3 nie odnotowano żadnego okazu należące do podrostu wysokiego. Natomiast najmniejsze liczby wystąpień występowały na powierzchniach: 32_3_4 (1), 32_3_2 (4), 32_3_5 (5) i 93_3_2 (6). Średnio na powierzchni badawczej rosło 19 sztuk podrostu wysokiego.



Rys. 16. Wykaz łącznej frekwencji (liczby wystąpień) podrostu wysokiego (w przedziale pierśnicy od 3 do 7 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach

Frekwencję dla ostatniej fazy rozwojowej ukazuje rysunek 17. W przypadku drzew najwięcej sztuk wystąpiło na powierzchni 71_3_2 (43). Następnie stosunkowo wysoką liczbą wystąpień cechowały się powierzchnie: 20_3_2 (35), 69_3_2 (34), 18_3_2 (31) i 69_3_1 (30). Z kolei niska frekwencja dotyczyła powierzchni: 32_3_2 (2), 32_3_5 (2), 32_3_3 (3), 32_3_4 (3) i 82_3_3 (7). Średnio na powierzchnię badawczą przypadało 21 sztuk drzew.

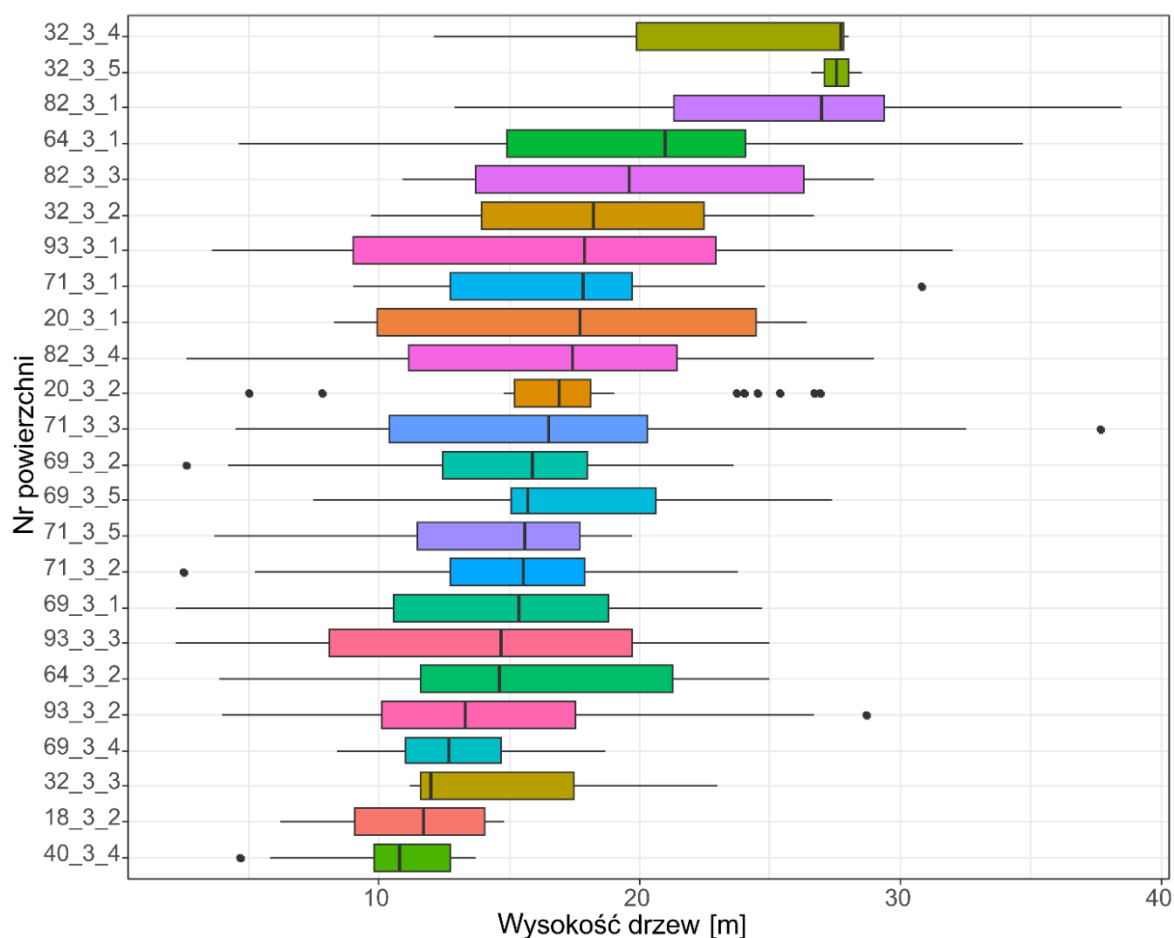


Rys. 17. Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) drzew (o pierśnicy powyżej 7 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach

Poza tym, że obserwowano różnice w liczbie wystąpień badanych drzew i krzewów w poszczególnych fazach rozwojowych na powierzchniach badawczych, cechy metryczne również wykazały pewne zróżnicowanie. Zmienność parametrów dendrometrycznych między badanymi okazami porastającymi zwałowiska pokopalniane pokazano na rysunkach (Rys. 18 do 35). Dotyczą one rekordów drzew i krzewów w poszczególnych fazach rozwojowych. Fazy III i IV scharakteryzowano na podstawie pomiarów takich jak: wysokość, obwód u nasady i na wysokości pierśnicy, średnica u nasady i pierśnica oraz zasięg korony. Fazę II opisano w oparciu o wymienione wcześniej parametry metryczne za wyjątkiem rozpiętości korony. Natomiast siewki przedstawiono jedynie za pomocą wysokości. Należy podkreślić, że wszystkie prezentowane charakterystyki dendrometryczne są efektem pomiarów terenowych (średnicę i obwód można by wyliczyć zamiennie na podstawie znajomości jednego z wymienionych parametrów).

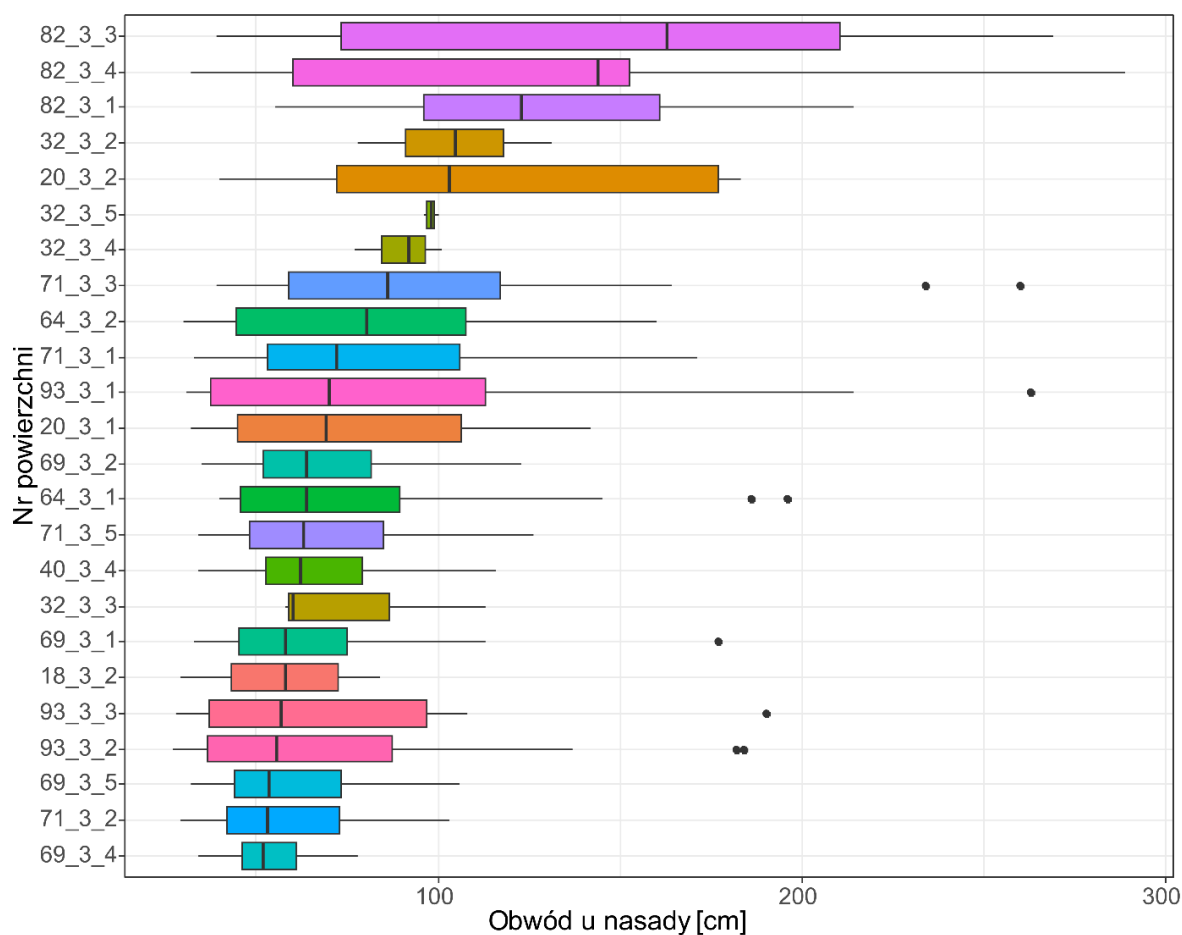
Rysunki (Rys. 18 do 23) przedstawiają podstawowe parametry metryczne dla drzew i krzewów z IV fazy rozwojowej. Podstawową cechą dendrometryczną badanych okazów była ich wysokość. Drzewa i krzewy miały wysokość w zakresie 2,2 – 38,5 m (średnio $15,98 \pm 6,5$). Wysokość drzew i krzewów (IV faza rozwojowa) na poszczególnych powierzchniach badawczych przedstawia rysunek 18. Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 10,8 do 27,7 m. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu wysokości były

m.in.: 64_3_1, 71_3_3 i 93_3_1. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 20_3_2, 71_3_1 i 71_3_2).



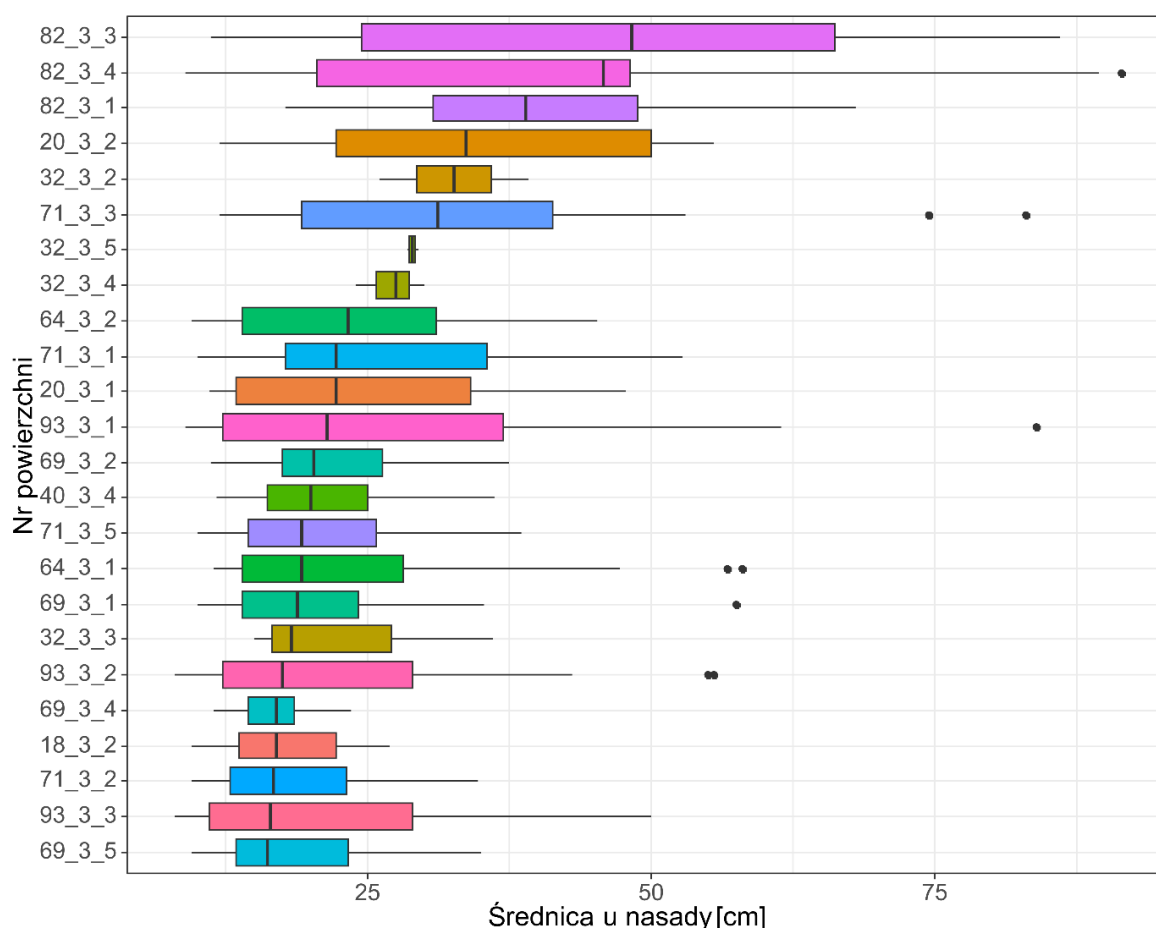
Rys. 18. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód u nasady (Rys. 19). Drzewa i krzewy z IV fazy rozwojowej miały obwód u nasady w zakresie 27 – 289 cm (średnio $79,90 \pm 46,0$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 52 do 163 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu drzew u nasady były m.in.: 82_3_3, 82_3_4 i 93_3_1. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_1, 71_3_3 i 93_3_2).



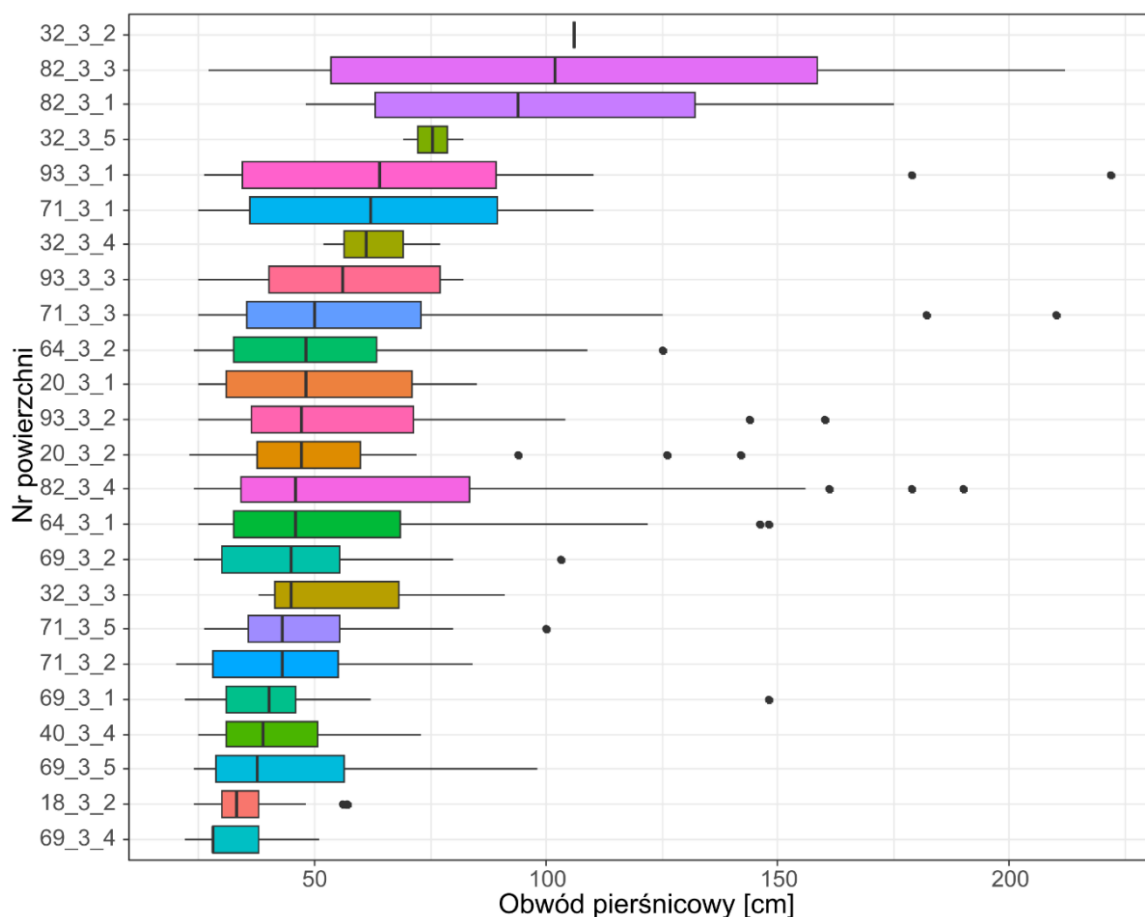
Rys. 19. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów u nasady na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym parametrem metrycznym była średnica u nasady (Rys. 20). Drzewa i krzewy z IV fazy rozwojowej miały średnicę u nasady w zakresie 8 – 91,5 cm (średnio $24,95 \pm 14,3$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 16,25 do 48,25 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu średnicy drzew u nasady były m.in.: 82_3_3, 82_3_4 i 93_3_1. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_1, 71_3_3 i 93_3_2).



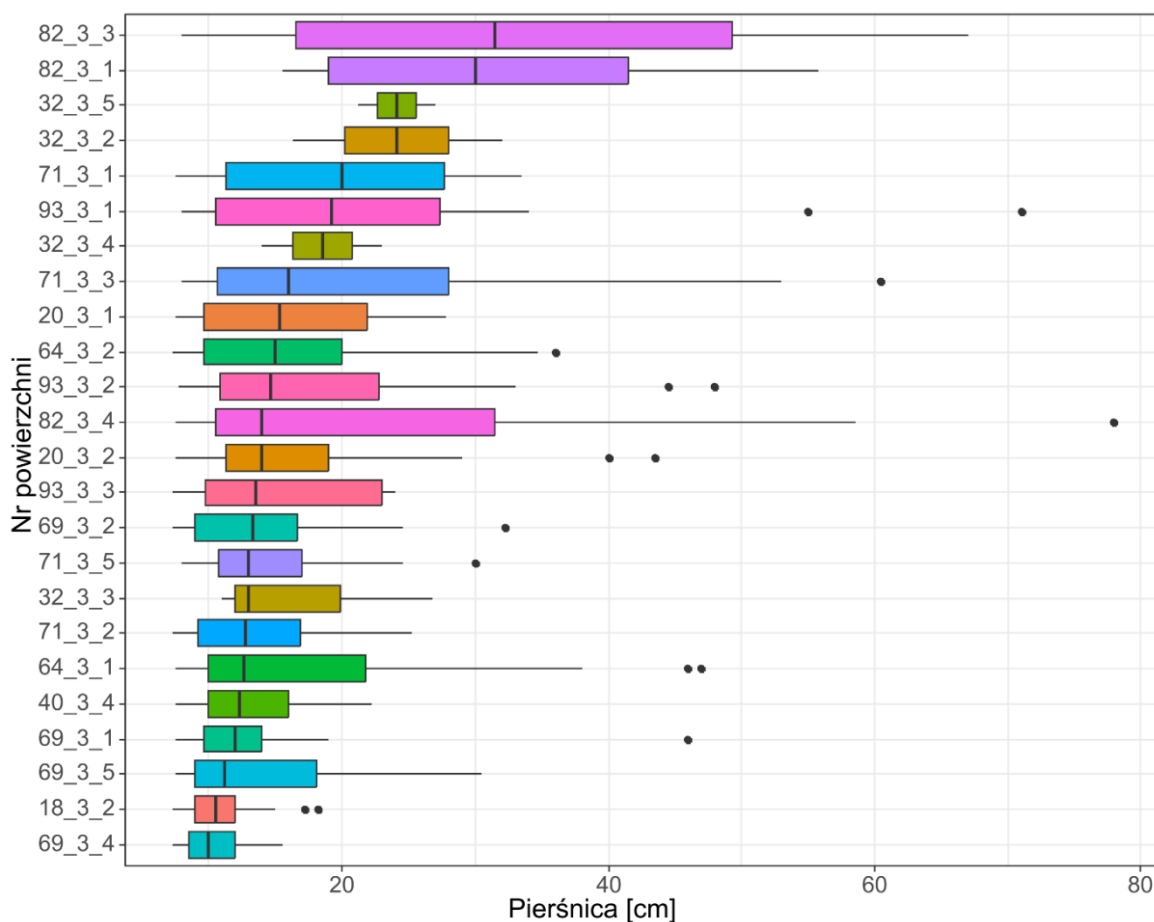
Rys. 20. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy drzew i krzewów u nasady na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód pierśnicowy, czyli obwód pnia na wysokości 1,30 m (Rys. 21). Drzewa i krzewy z IV fazy rozwojowej miały obwód pierśnicowy w zakresie 20 – 246 cm (średnio $53,75 \pm 34,1$). Mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 28 do 102 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu pierśnicowego były m.in.: 82_3_1, 82_3_3 i 82_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 20_3_2, 71_3_3 i 93_3_1).



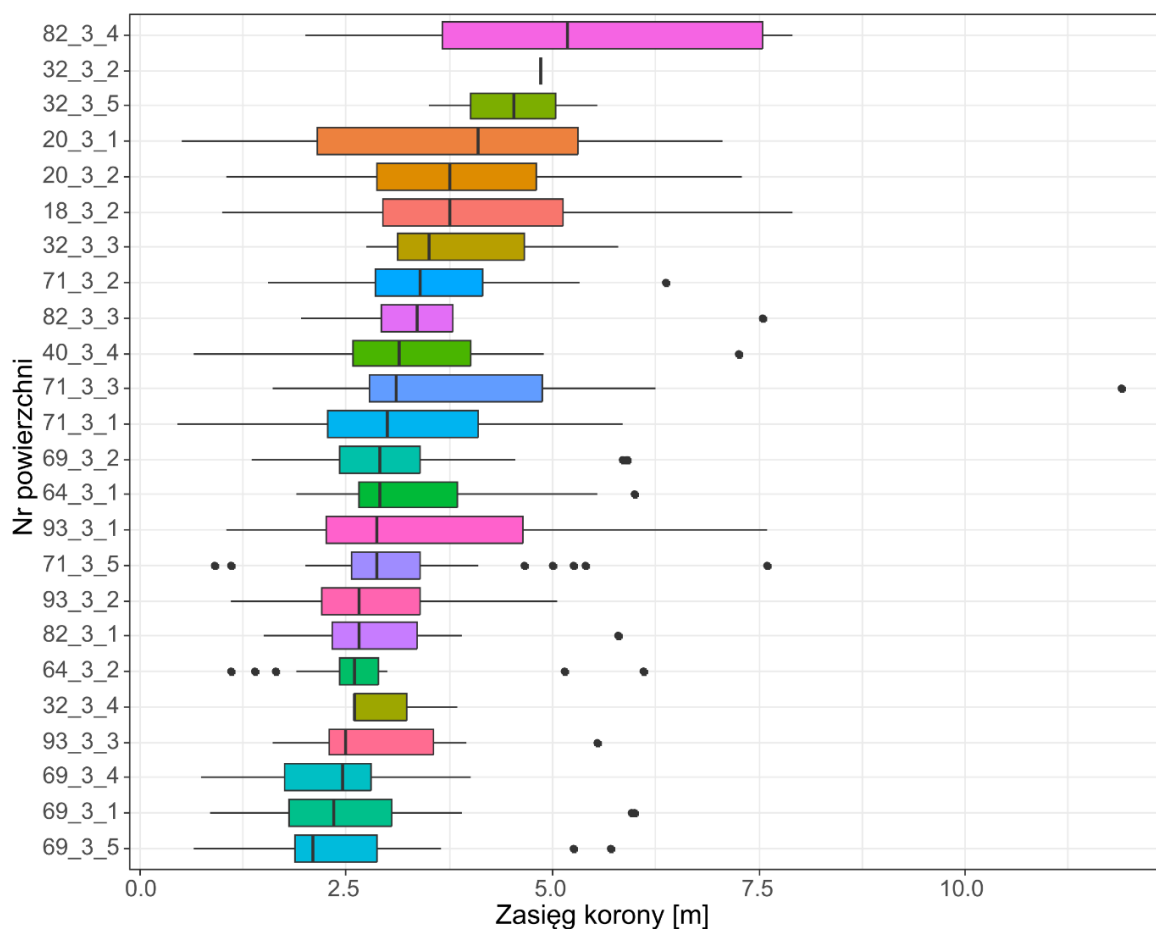
Rys. 21. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym analizowanym parametrem metrycznym była pierśnica, czyli średnica pnia na wysokości 1,30 m (Rys. 22). Drzewa i krzewy z IV fazy rozwojowej miały pierśnicę w zakresie 7,25 – 78 cm (średnio $16,63 \pm 10,6$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 10,0 do 31,5 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu pierśnicy były m.in.: 71_3_3, 82_3_3 i 82_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 18_3_2, 64_3_1 i 93_3_2).



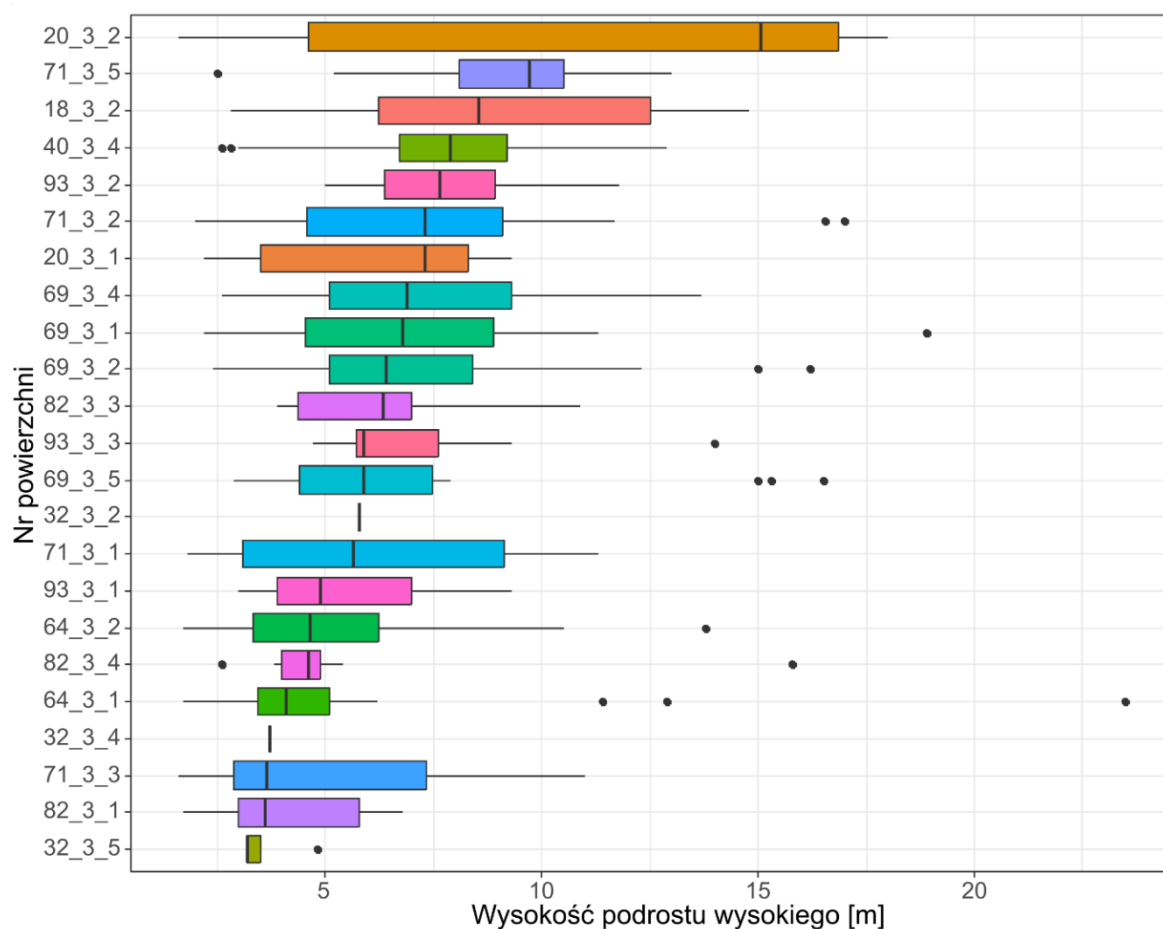
Rys. 22. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach

Ostatnim parametrem metrycznym omawianym dla IV fazy rozwojowej badanych okazów na zwałowiskach pokopalnianych był zasięg korony (Rys. 23). Drzewa i krzewy miały zasięg korony w zakresie 0,45 – 11,90 m (średnio $3,36 \pm 1,6$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru drzew na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 2,10 do 3,35 m. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu zasięgu korony były m.in.: 18_3_2, 20_3_1 i 93_3_1. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_2, 69_3_5 i 71_3_5).



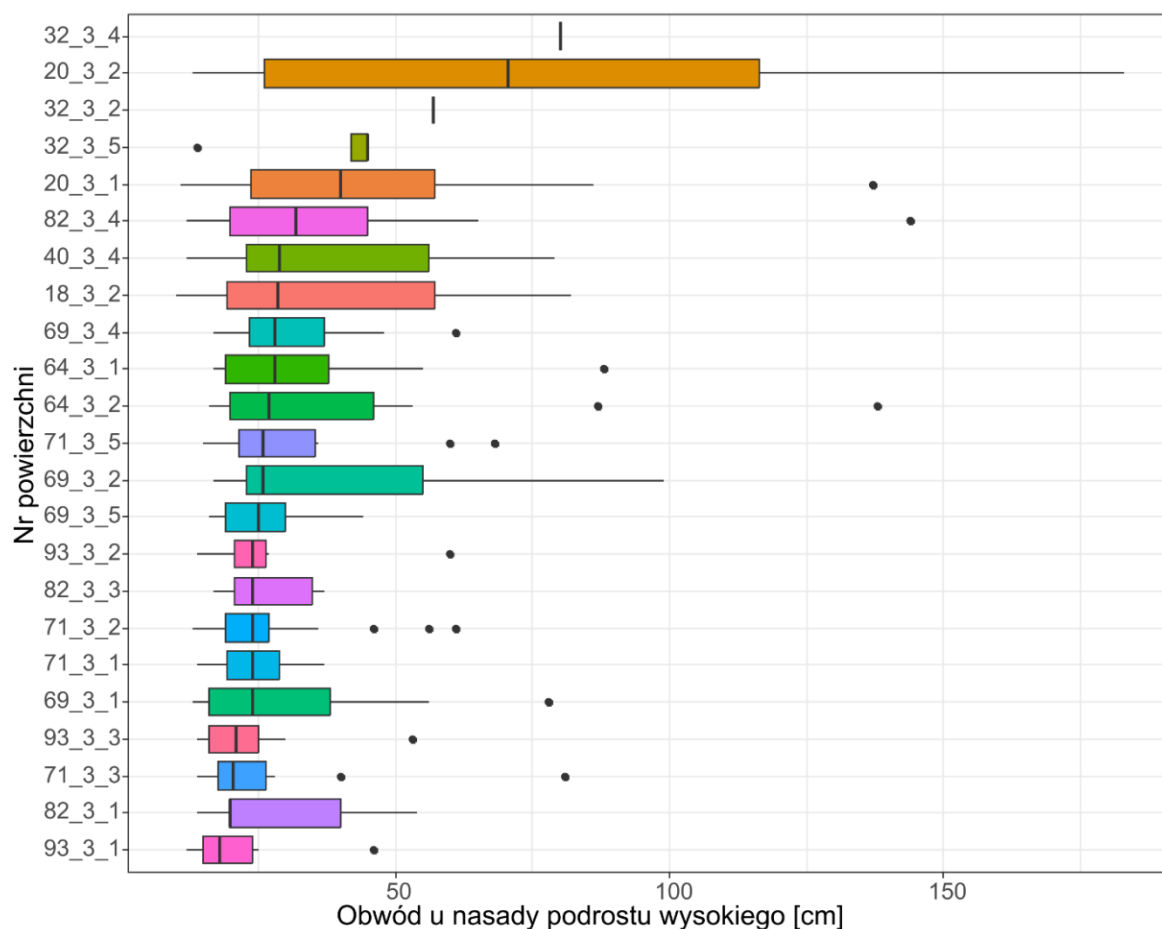
Rys. 23. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach

Podrost wysoki (III faza rozwojowa) charakteryzował się odpowiednio niższymi wartościami parametrów dendrometrycznych niż faza rozwojowa drzew (Rys. 24 do 29). Drzewa i krzewy podrostu wysokiego miały wysokości w zakresie 1,6 – 23,5 m (średnio $7,07 \pm 3,8$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 3,20 do 15,05 m (Rys. 24). Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu wysokości były m.in.: 18_3_2, 20_3_2 i 69_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_1, 69_3_5 i 71_3_2).



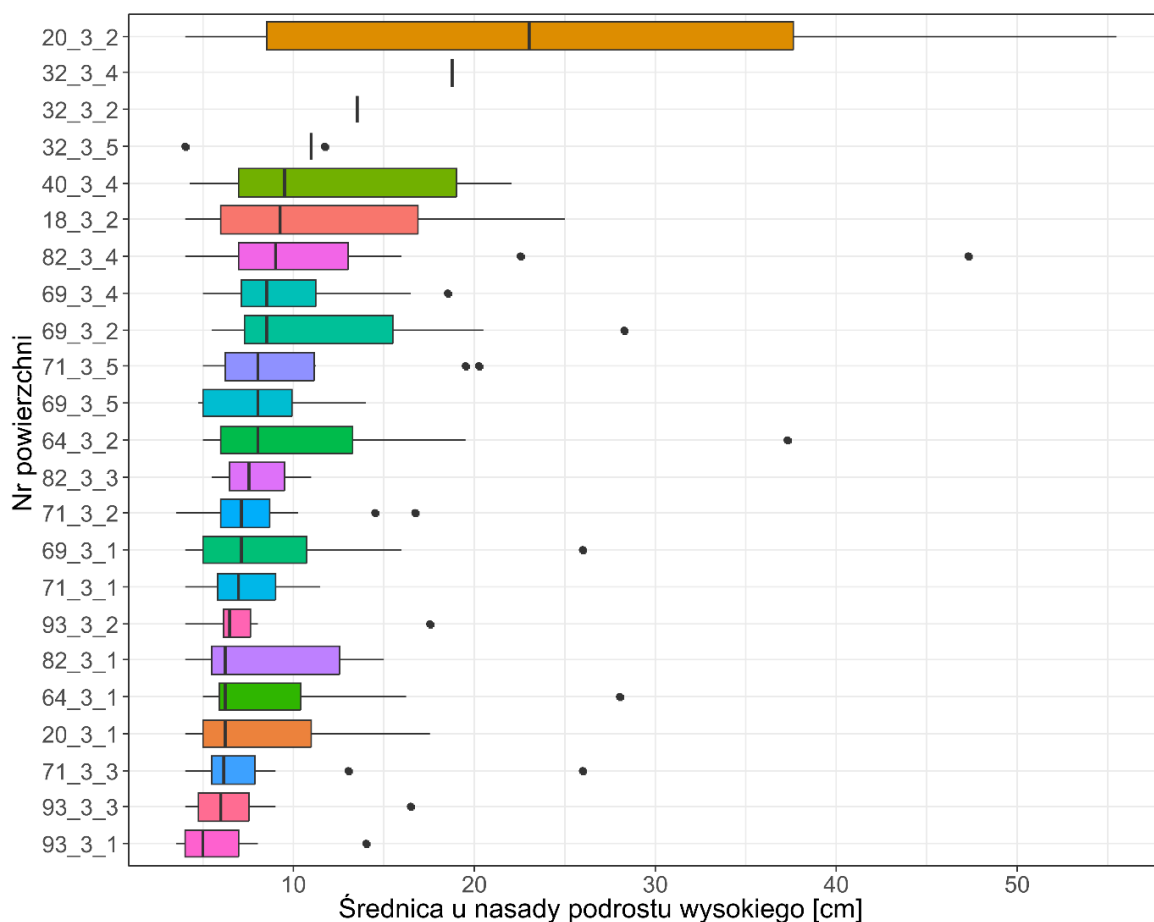
Rys. 24. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód u nasady (Rys. 25). Drzewa i krzewy z III fazy rozwojowej miały obwód u nasady w zakresie 10 – 183 cm (średnio $35,26 \pm 26,8$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 18 do 80 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu u nasady były m.in.: 20_3_1, 20_3_2 i 69_3_2. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_2, 71_3_2 i 71_3_3).



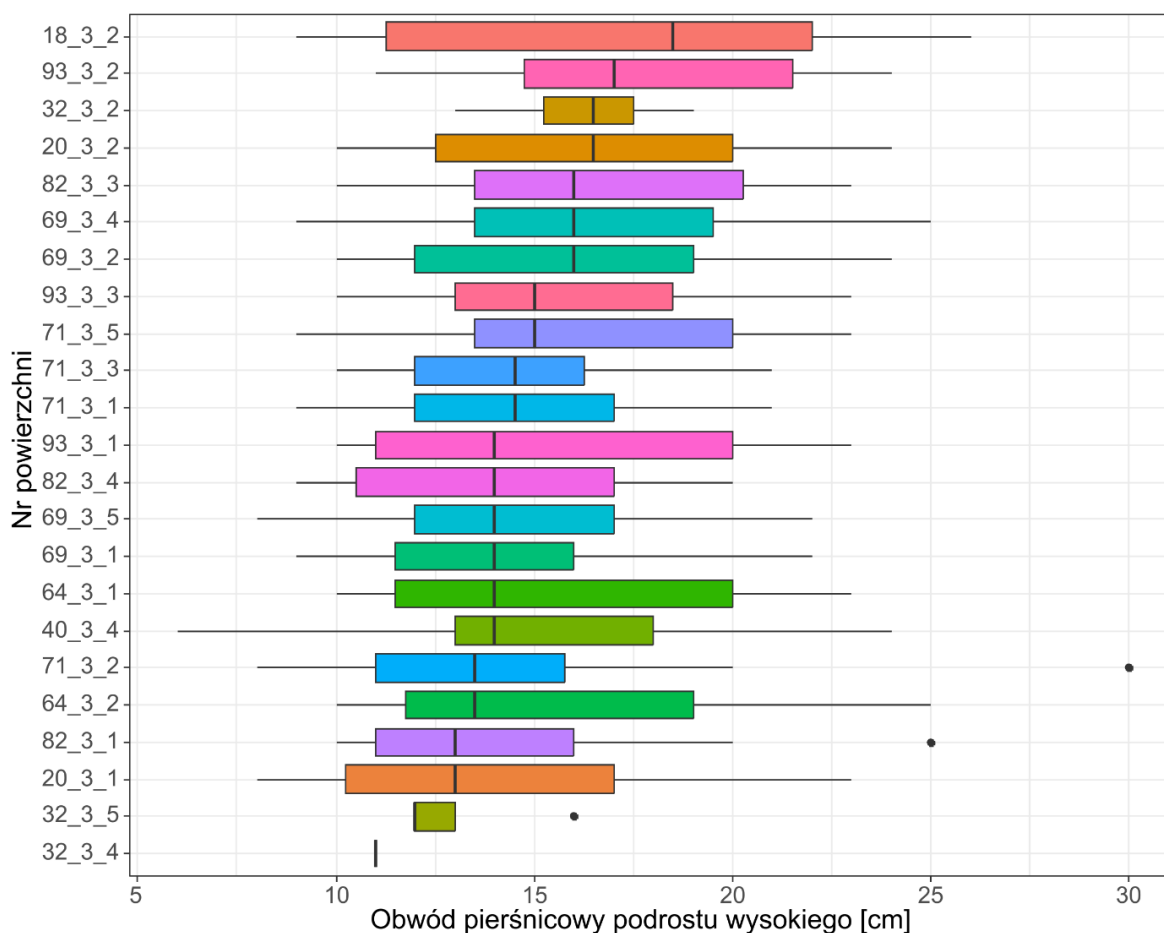
Rys. 25. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu u nasady podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym parametrem metrycznym była średnica u nasady podrostu wysokiego (Rys. 26). Drzewa i krzewy z tej fazy rozwojowej miały średnicę u nasady w zakresie 3,5 – 55,5 cm (średnio $10,31 \pm 7,7$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 5 do 23 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu średnicy u nasady były m.in.: 18_3_2, 20_3_2 i 40_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 32_3_5, 71_3_5 i 82_3_4).



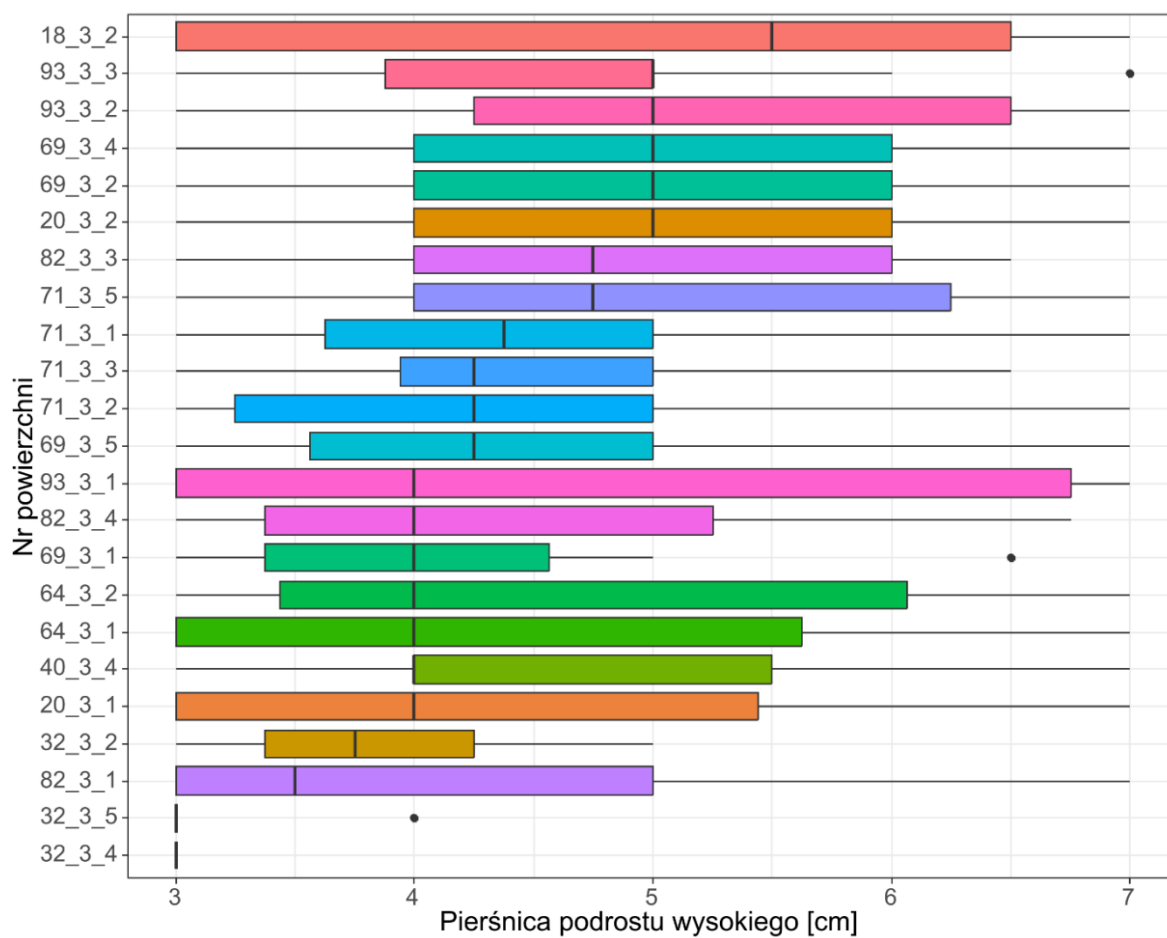
Rys. 26. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy u nasady podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód pierśnicowy (Rys. 27). Drzewa i krzewy z III fazy rozwojowej miały obwód pierśnicowy w zakresie 6 – 30 cm (średnio $15,45 \pm 4,4$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 11 do 18,5 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu pierśnicowego były m.in.: 18_3_2, 40_3_4 i 69_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (32_3_5, 71_3_2 i 82_3_1).



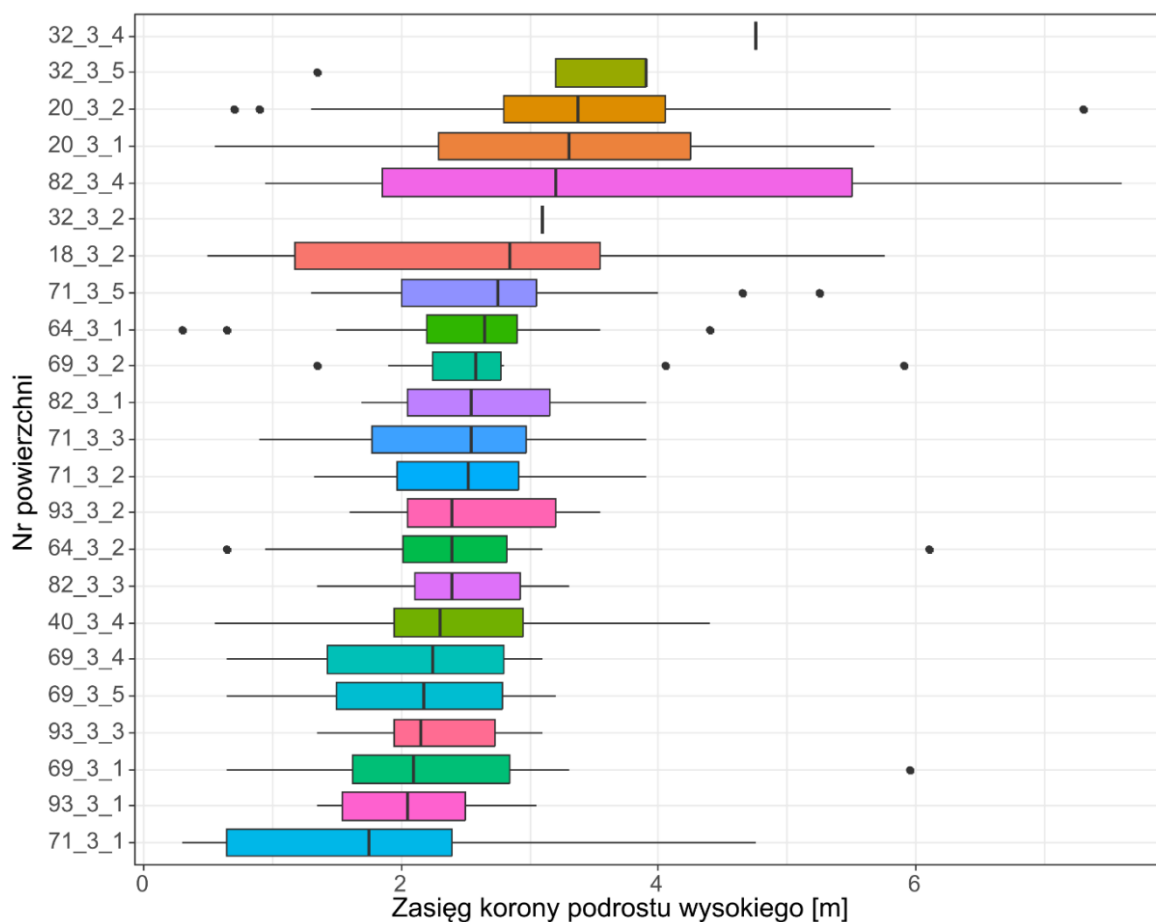
Rys. 27. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym parametrem metrycznym wziętym do analizy była pierśnica (Rys. 28). Drzewa i krzewy z III fazy rozwojowej miały pierśnicę w zakresie 3 – 7 cm ($\text{średnio } 4,63 \pm 1,3$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 3,0 do 5,5 cm. Zróżnicowanie pierśnicy było stosunkowo nieduże między powierzchniami, ale pojawiały się takie z obserwacjami odstającymi (np. 32_3_5, 69_3_1 i 93_3_3).



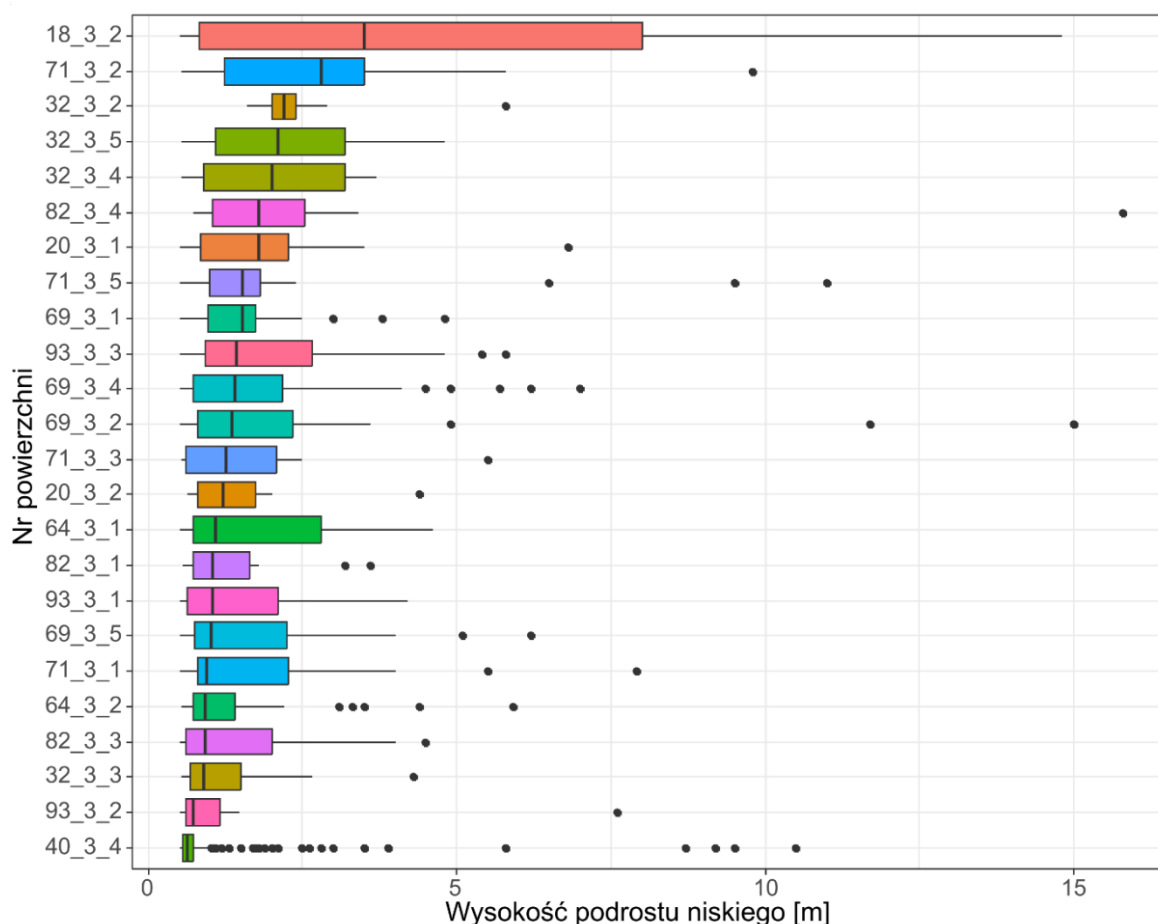
Rys. 28. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Ostatnim parametrem metrycznym omawianym dla III fazy rozwojowej badanych okazów na zwałowiskach pokopalnianych był zasięg korony (Rys. 29). Drzewa i krzewy podrostu wysokiego miały zasięg korony w zakresie 0,3 – 7,6 m (średnio $2,53 \pm 1,2$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 1,75 do 4,75 m. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu zasięgu korony były m.in: 18_3_2, 20_3_1 i 82_3_4. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 20_3_2, 64_3_1 i 69_3_2).



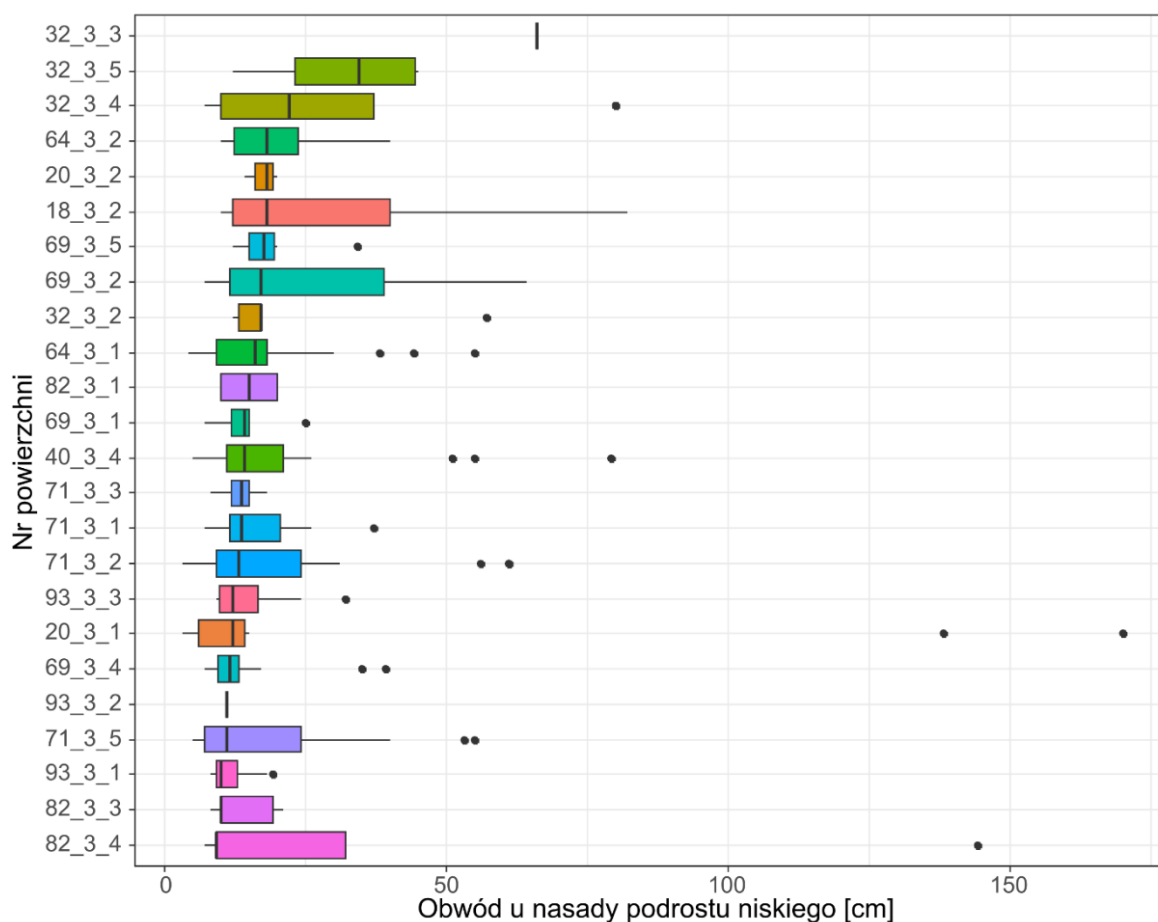
Rys. 29. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Podrost niski charakteryzował się odpowiednio niższymi wartościami parametrów dendrometrycznych niż podrost wysoki (Rys. 30 do 34). Drzewa i krzewy podrostu niskiego miały wysokości w zakresie 0,51 – 15,8 m (średnio $1,69 \pm 1,9$, Rys. 30). Mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 0,63 do 3,50 m. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu wysokości były m.in.: 18_3_2, 71_3_2 i 93_3_3. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 40_3_4, 64_3_2 i 69_3_4).



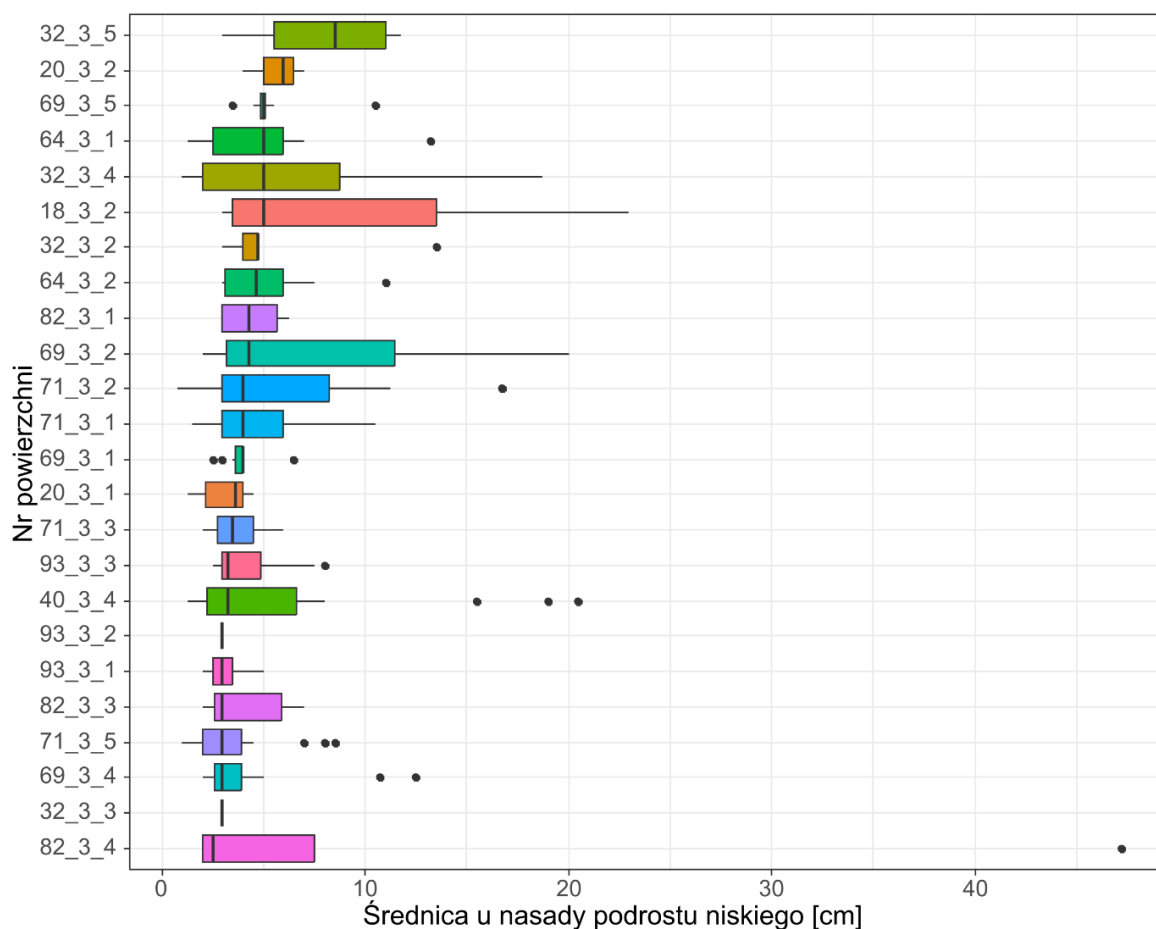
Rys. 30. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód u nasady (Rys. 31). Drzewa i krzewy z II fazy rozwojowej miały obwód u nasady w zakresie 3 – 170 cm (średnio $21,33 \pm 21,1$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 9 do 66 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu u nasady były m.in.: 18_3_2, 69_3_2 i 71_3_5. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 20_3_1, 40_3_4 i 64_3_1).



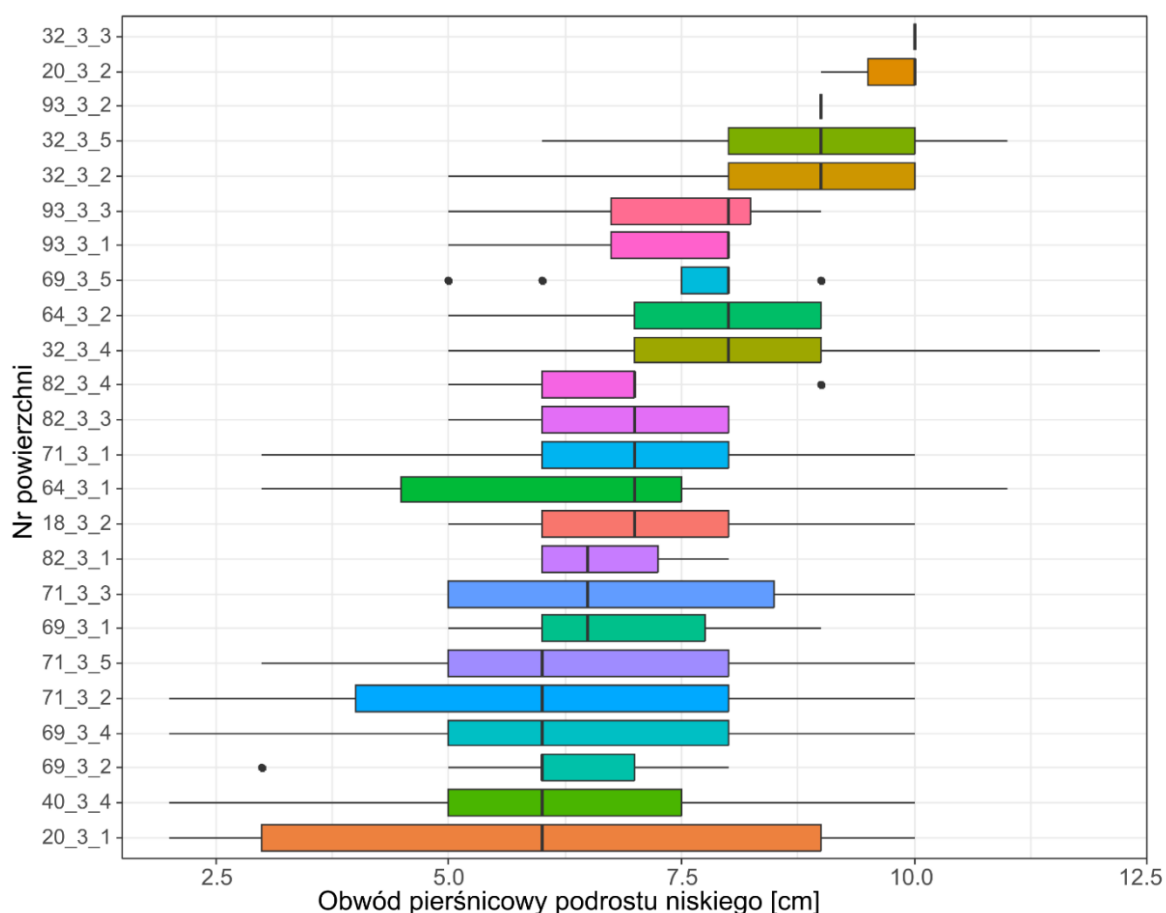
Rys. 31. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu u nasady podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym parametrem metrycznym była średnica u nasady podrostu niskiego (Rys. 32). Drzewa i krzewy z II fazy rozwojowej miały średnicę u nasady w zakresie 0,75 – 47,25 cm (średnio $5,56 \pm 5,1$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 2,5 do 8,5 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu średnicy u nasady były m.in.: 18_3_2, 32_3_4 i 69_3_2. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 40_3_4, 69_3_4 i 71_3_5).



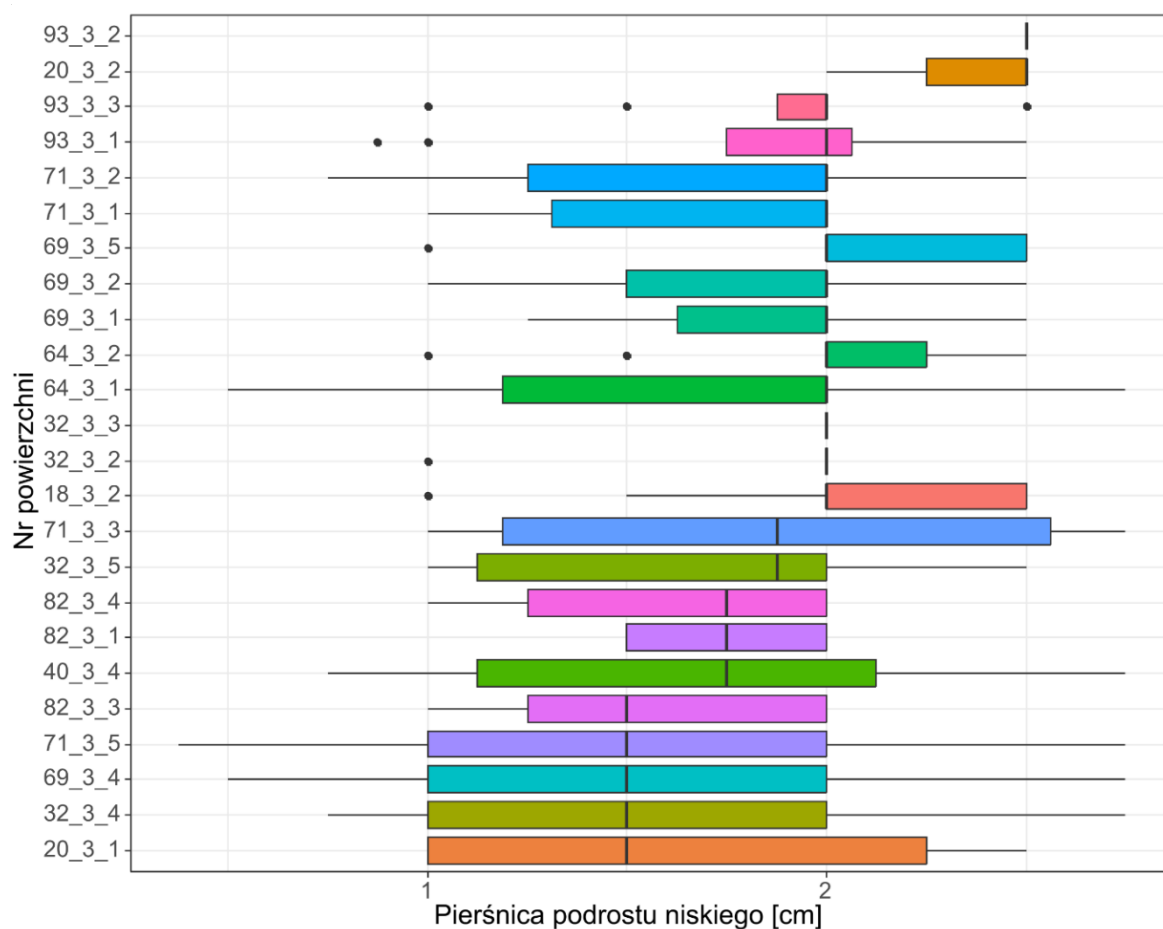
Rys. 32. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy u nasady podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Następnym parametrem metrycznym był obwód pierśnicowy (Rys. 33). Drzewa i krzewy z II fazy rozwojowej miały obwód pierśnicowy w zakresie 2 – 12 cm (średnio $6,88 \pm 2,0$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 6 do 10 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu obwodu pierśnicowego były m.in.: 20_3_1, 69_3_4 i 71_3_2. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku powierzchni: 69_3_2, 69_3_5 i 82_3_4.



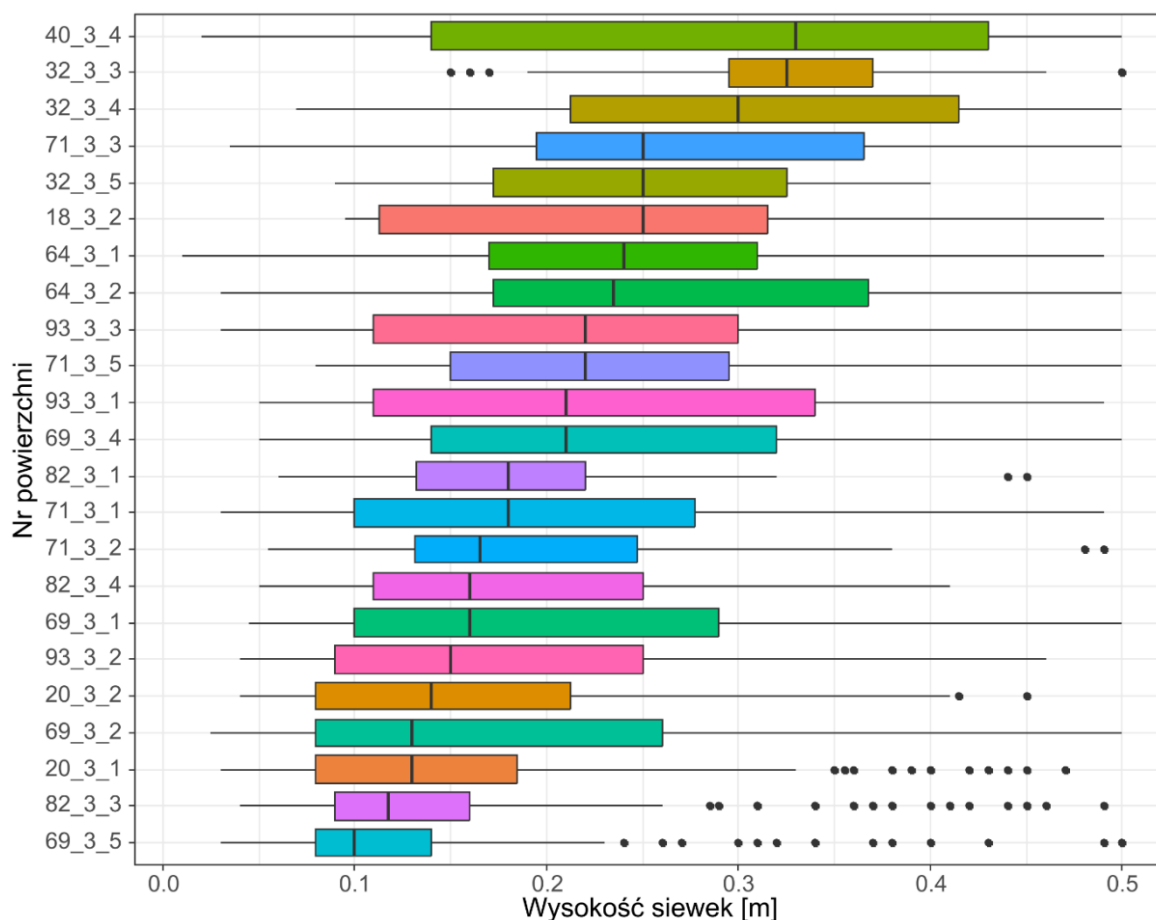
Rys. 33. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach

Kolejnym parametrem metrycznym była pierśnica (Rys. 34). Drzewa i krzewy z II fazy rozwojowej miały pierśnicę w zakresie 0,375 – 2,75 cm (średnio $1,72 \pm 0,6$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 1,5 do 2,5 cm. Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu pierśnicy były m.in.: 64_3_1, 69_3_4 i 71_3_5. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 64_3_2, 93_3_1 i 93_3_3).



Rys. 34. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach

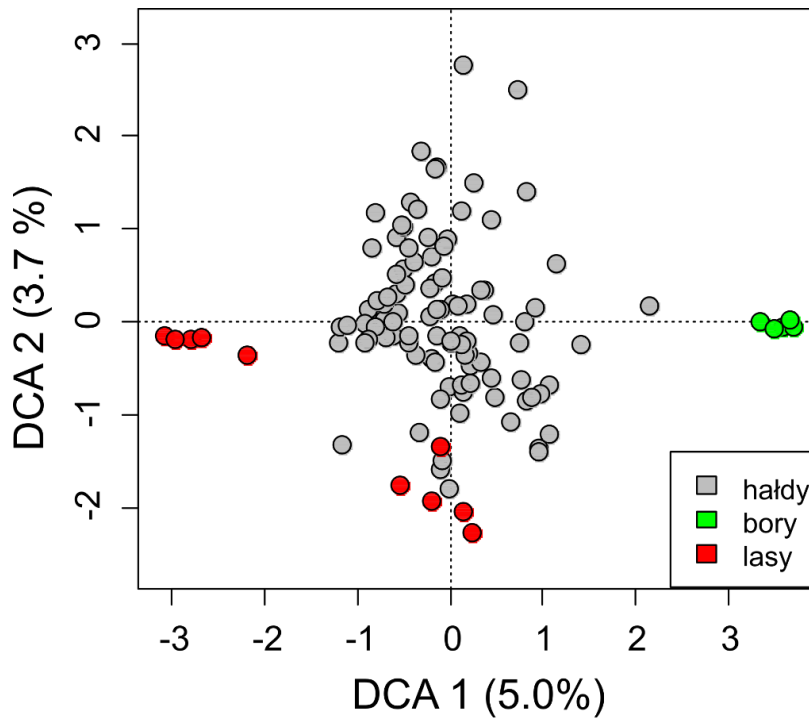
Dla siewek jedynym mierzonym parametrem była ich wysokość. Okazy w I fazie rozwojowej miały wysokości w zakresie 0,01 – 0,50 m (średnio $0,21 \pm 0,1$). Na wykresie ukazano, że mediana analizowanego parametru na powierzchniach badawczych mieściła się w przedziale od 0,10 do 0,33 m (Rys. 35). Powierzchniami o stosunkowo dużym zróżnicowaniu wysokości były m.in.: 40_3_4, 64_3_1 i 69_3_2. Z kolei obserwacje odstające pojawiły się w przypadku kilku powierzchni (np. 20_3_1, 69_3_5 i 82_3_3).



Rys. 35. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wysokości siewek (nalotu) na powierzchniach badawczych na hałdach

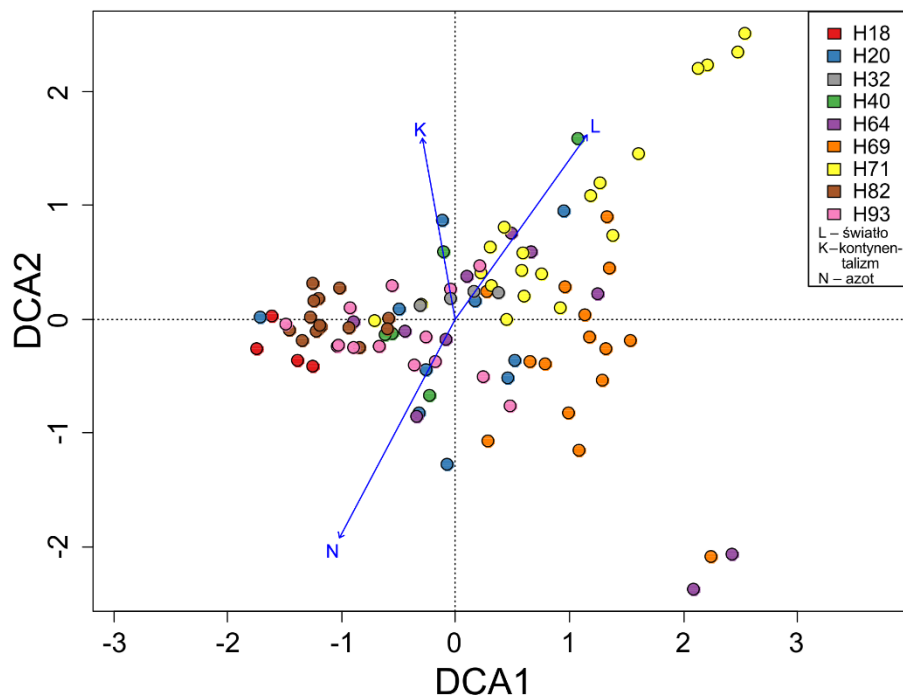
3.3 Opis roślinności

Analiza DCA wykazała, że roślinność hałd i kontroli (lasu liściastego i boru) różni się w sposób istotny w składzie gatunkowym między typem siedliska (hałda, lasy i bory, PERMANOVA, pseudo-F = 6,944, $p = 0,001$). Różnice są widoczne wzdłuż pierwszej osi ordynacyjnej tłumaczącej więcej zmienności niż oś druga (Rys. 36). Lasy liściaste z kontroli są bardziej zróżnicowane niż bór mieszany i uporządkowane wzdłuż pierwszej, jak i drugiej osi DCA. Poletka borowe są skoncentrowane w jednym miejscu. Natomiast pozostałe poletka reprezentujące hałdy rozmieszczone są równolegle do obu osi DCA.



Rys. 36. Uporządkowanie poletek badawczych na hałdach i w kontroli (lasy, bory) wzdłuż pierwszych dwóch osi nietendycyjnej analizy zgodności DCA

Ważone liczby Ellenberga dla światła, kontynentalizmu gatunków oraz azotu tłumaczą istotnie kierunki zmienności gatunków (Rys. 37). Różnice są widoczne przede wszystkim między poletkami niż samymi hałdami, lecz efekt przynależności do danej hałdy też okazał się istotny (Tab. 6). Pozostałe liczby Ellenberga dla temperatury, wilgotności i kwasowości okazały się nieistotne.



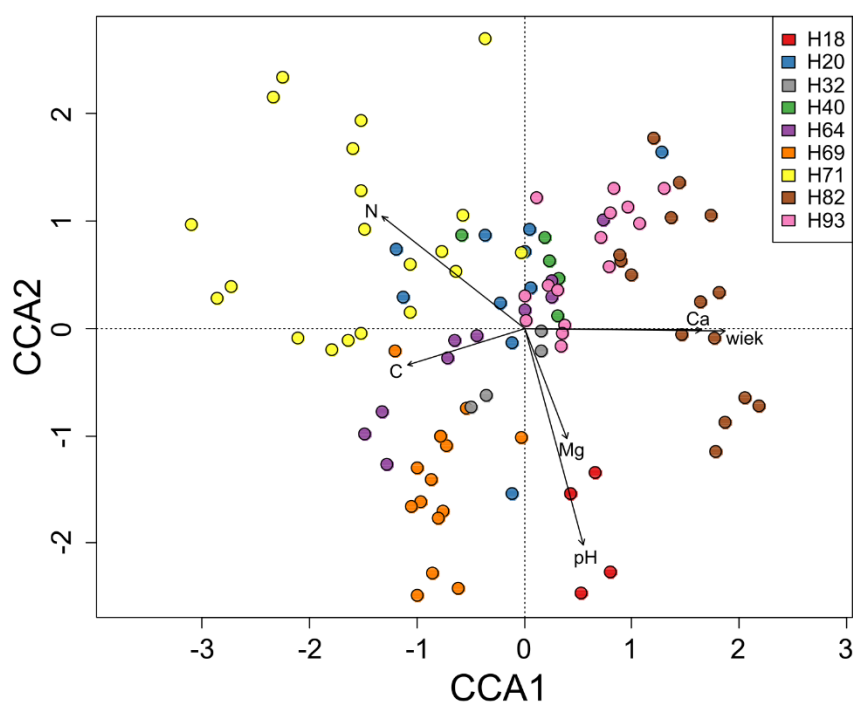
Rys. 37. Pasywne dopasowanie ważonych liczb Ellenberga poletek badawczych na hałdach w przestrzeni ordynacyjnej wzdłuż dwóch pierwszych osi nietendycyjnej analizy zgodności DCA

Tab. 6. Podsumowanie pasywnego dopasowania ważonych liczb Ellenberga w przestrzeni ordynacyjnej

Zmienna objaśniająca	DCA1	DCA2	r ²	P-value
Hałda			0,5456	0,0001
L – światło	0,58271	0,81268	0,3332	0,001
T – temperatura	-0,21802	-0,97594	0,052	NS
K – kontynentalizm	-0,18069	0,98354	0,2205	0,001
F – wilgotność	0,05984	-0,99821	0,0002	NS
R – kwasowość	-0,24974	-0,96831	0,0583	NS
N – azot	-0,47001	-0,88266	0,4004	0,001

Objaśnienia: NS – nieistotny statystycznie

Spośród dziewięciu czynników siedliskowych (ośmiu zmiennych fizykochemicznych podłoża i wieku hałdy) łącznie sześć parametrów miało istotny wpływ na kształtowanie się kompozycji gatunkowych w kanonicznej analizie korespondencji (Rys. 38, Tab. 7). Wpływ czynników siedliskowych manifestuje się głównie w gradientach zmienności składu gatunkowego względem pierwszej osi CCA. Poletka z hałdy H71 skupiają się przy dużych wartościach azotu. Z większym wiekiem i wyższą zawartością wapnia są związane poletka hałdy H82. Większe pH, czyli bardziej zasadowe podłoże cechuje poletka hałdy H18. Średnie wartości analizowanych parametrów reprezentują hałdy H32, H64 i H69 – ułożone pomiędzy pH a węglem lub między większą zawartością wapnia a azotu – poletka hałdy H40 i H93 (Rys. 38). Takie czynniki siedliskowe jak zawartość fosforu i sodu nie wykazały istotnego wpływu na zróżnicowanie analizowanej roślinności (Tab. 7).



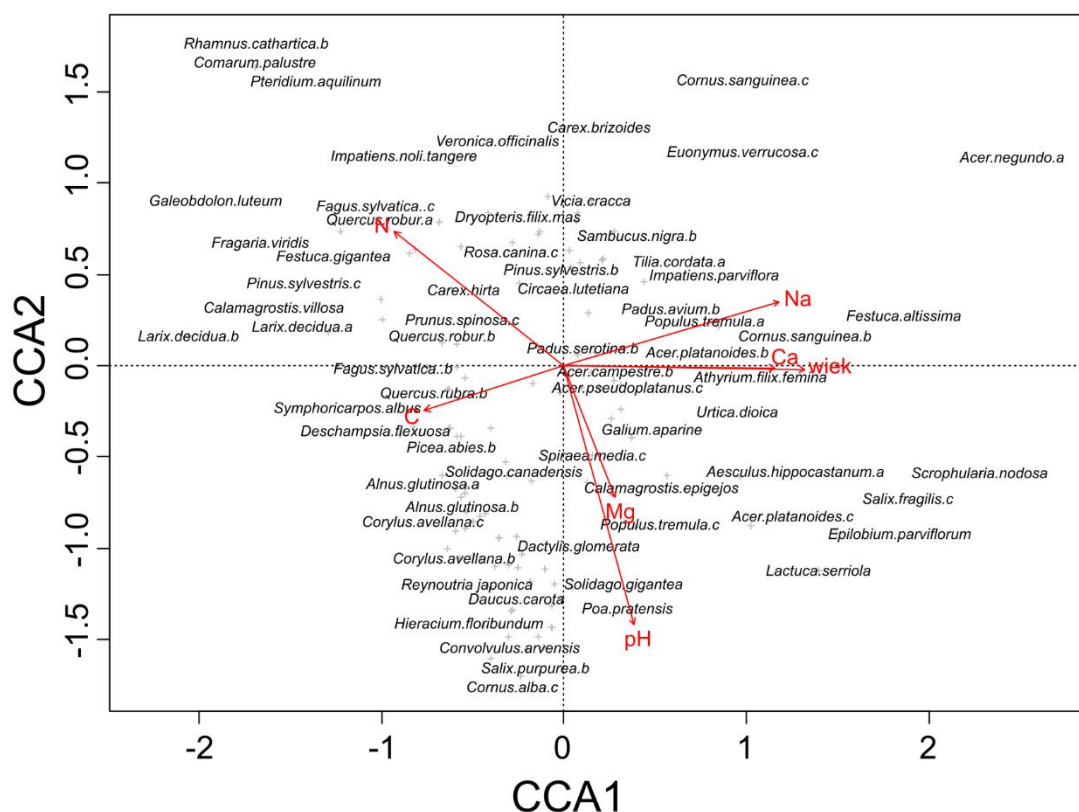
Rys. 38. Uporządkowanie poletek badawczych wzdłuż pierwszych dwóch osi kanonicznej analizy korespondencji CCA ukazujący wpływ czynników siedliskowych i wieku na zróżnicowanie florystyczne roślinności na hałdach

Tab. 7. Wyniki kanonicznej analizy korespondencji CCA wskazujące czynniki podłoża i wiek hałdy wpływające istotnie statystycznie na skład gatunkowy roślinności na hałdach

Zmienna	Chi-Square	Pseudo-F	Pr(>F)
K	0,1329	1,1406	NS
Mg	0,1988	1,7062	0,002
Ca	0,2655	2,2783	0,001
Na	0,1630	1,3993	NS
P	0,1621	1,3914	NS
N	0,2244	1,9262	0,001
C	0,2100	1,8023	0,005
pH	0,2093	1,7963	0,001
wiek	0,2262	1,9412	0,001
Reszty	10,2532		

Objaśnienia: NS – nieistotny statystycznie

Biorąc pod uwagę reakcje indywidualnych gatunków to wizualizację uporządkowania w przestrzeni ordynacyjnej kanonicznej analizy korespondencji najczęściej występujących i znaczących gatunków przedstawiono na rysunku (Rys. 39). Wśród najbardziej pospolitych gatunków na hałdach i będących zależnych od czynników podłoża i wieku hałdy jest dużo gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia. Przykładowo dąb czerwony *Quercus rubra* w warstwie krzewów i małych drzew wraz z siewkami śnieguliczki białej *Symphoricarpos albus* najczęściej występuje na podłożu o dużej zawartości węgla. Z kolei nawłóć olbrzymia *Solidago gigantea* i rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica* na siedliskach o wysokim pH. Z magnezem związana jest nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis* i kasztanowiec zwyczajny *Aesculus hippocastanum*. Z dużą zawartością sodu, wapnia i w mniejszym stopniu wieku hałd związany jest niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*. Gatunki takie jak czeremcha amerykańska *Padus serotina* i robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* zależą od zbyt wielu czynników stąd albo są w środku wykresu lub nie są wyszczególnione na wykresie (Rys. 39).



Rys. 39. Uporządkowanie najczęściej występujących gatunków wzdłuż pierwszych dwóch osi kanonicznej analizy korespondencji CCA ukazujący wpływ czynników siedliskowych i wieku na zróżnicowanie florystyczne roślinności na hałdach

3.4 Charakterystyka siedliskowa badanych obiektów

Na wybranych do badań zwalówiskach pokopalnianych przeprowadzono analizy fizykochemiczne próbek glebowych. Oznaczenie zawartości pierwiastków takich jak: C_{org} , N, P, K, Na, Ca i Mg, a także pH miało pozwolić na scharakteryzowanie właściwości siedliskowych podłoża badanych obiektów. Dodatkowo oznaczono również pojemność wodną i zawartość procentową części ziemistych w substracie glebowym (cząstki o średnicy < 2 mm). Zaprezentowano uzyskane średnie wyniki dla poszczególnych zwalówisk pokopalnianych (hałdy H18–H93) oraz powierzchni kontrolnych (L1, L2, B3).

W przypadku hałd, średnie zawartości węgla organicznego w podłożu mieściły się w zakresie od 4,78 (H40) do 22,26% (H64). Pięć obiektów uzyskało średnią wartość procentową węgla niższą niż 10. Dużą zmiennością udziału węgla w podłożu w stosunku do średniej odznaczała się hałda H20, a niską H93. W wartościach procentowych podano również zawartość azotu ogólnego. Dla wszystkich obiektów średni udział azotu był niższy niż 1%. Dokładniej mieścił się w przedziale od 0,27% (H18 i H40) do 0,78% (H71). Stosunkowo wysoką zmienność zawartości azotu wykazywały hałdy H71 i H82 w porównaniu z innymi.

Zawartości pierwiastków takich jak Ca, K, Mg, Na i P w glebie podano w mg/kg. Najwięcej w badanych próbkach glebowych było wapnia. Zawartość wapnia w podłożu zmieniała się

między hałdami od ubogich w ten pierwiastek jak H40 (315,66 mg/kg) do najbardziej zasobnych jak H82 (4322,40 mg/kg). Zwałowiskiem o wysokim rozproszeniu zawartości wapnia wokół średniej w ogólnym zestawieniu była H82, a o najmniejszym – H40. Jeżeli chodzi o zawartość potasu w glebie to mieściła się ona w granicach między 150,02 mg/kg (H93) a 306,00 (H64). Największą zmienność zawartości tego pierwiastka obserwowano w przypadku hałdy H69, a najmniejszą dla H93. Z kolei magnez w glebie na zwałowiskach występował w przedziale od 93,10 (H40) do 208,98 mg/kg (H82). Wysoką jego zmienność odnotowano dla H82, a niską dla H40. Średnia zawartość sodu w glebie nie przekraczała 38 mg/kg, kształtując się w zakresie od 15,72 (H71) do 37,55 mg/kg (H82). Najmniejsza zmienność względem średniej cechowała hałdy H20 i H32, a największa hałdę H69. Ostatnim z analizowanych pierwiastków był fosfor. Najniższa zawartość tego pierwiastka wystąpiła na poletkach hałdy H69 (27,04 mg/kg). Natomiast najwyższą równą 47,46 mg/kg odnotowano dla hałdy H18.

Kolejnym parametrem fizykochemicznym podłoża było pH. Uzyskane wartości występowały w zakresie od 5,30 do 6,91. Do oceny gleb zastosowano podział według Mocka (2015) wyróżniający pięć zakresów. Podłoże hałd: H20, H40, H64, H71 i H93 cechowało się pH w zakresie 5,1–6,0, czyli odczynem kwaśnym. Z kolei gleby na hałdach H32, H69, H82 miały wyższe pH (w przedziale 6,1–6,7) i zaliczały się do gleb o odczynie lekko kwaśnym. Natomiast hałda H18 odznaczała się odczynem obojętnym (pH w przedziale 6,8–7,4).

Uzyskane wyniki pojemności wodnej gleby dla badanych zwałowisk mieściły się w zakresie od 27,51 (H40) do 38,22 % (H20). Z kolei udział części ziemistych na ogół nie przekraczał 50% (poza H93). Zmieniał się od 26,35 (H69) do 59,63% (H93).

Biorąc pod uwagę wyniki uzyskane dla powierzchni kontrolnych można zauważyć, że zawartość węgla mieściła się w zakresie od 4,31 do 10,77%, a azotu między 0,14 a 0,52%. Zawartość pierwiastków takich jak: Ca, K i Mg w kontroli była na ogół niższa niż dla hałd. Sód (17,75–26,51 mg/kg) i fosfor (28,82–35,69 mg/kg) występowały na podobnym poziomie jak w przypadku zwałowisk. Gleby na wszystkich powierzchniach kontrolnych charakteryzowały się odczynem bardzo kwaśnym (< 5,0). Z kolei WHC zmieniała się od 30,00 do 38,08%, a udział części ziemistych mieścił się w zakresie 36,34 – 53,70%.

Tab. 8. Warunki fizykochemiczne podłoża na hałdach i w kontroli (średnia $\pm$ SD, mediana $\pm$ IQR**)

Oznaczenie hałdy*	Parametry fizykochemiczne									
	C _{org} (%)	Ca (mg/kg)	K (mg/kg)	Mg (mg/kg)	N (%)	Na (mg/kg)	P (mg/kg)	pH _{H₂O} **	WHC (%)	Części ziemiste (%)
H18	6,42 $\pm$ 3,1	2015,06 $\pm$ 624,8	219,78 $\pm$ 90,9	149,77 $\pm$ 46,7	0,27 $\pm$ 0,1	25,14 $\pm$ 6,7	47,46 $\pm$ 17,8	6,91	29,87 $\pm$ 9,2	36,34 $\pm$ 14,3
H20	17,87 $\pm$ 15,4	1607,55 $\pm$ 323,2	252,48 $\pm$ 62,3	187,73 $\pm$ 50,8	0,52 $\pm$ 0,2	22,89 $\pm$ 2,6	32,87 $\pm$ 8,1	5,61	38,22 $\pm$ 6,4	36,33 $\pm$ 14,5
H32	9,46 $\pm$ 7,2	1647,57 $\pm$ 358,4	290,89 $\pm$ 38,7	204,38 $\pm$ 46,1	0,43 $\pm$ 0,2	21,92 $\pm$ 2,6	28,96 $\pm$ 7,5	6,25	NA	NA
H40	4,78 $\pm$ 2,4	315,66 $\pm$ 150,6	156,57 $\pm$ 37,3	93,10 $\pm$ 30,7	0,27 $\pm$ 0,1	19,00 $\pm$ 5,0	28,76 $\pm$ 2,5	5,30	27,51 $\pm$ 6,4	44,22 $\pm$ 20,6
H64	22,26 $\pm$ 10,9	1682,58 $\pm$ 1045,5	306,00 $\pm$ 63,9	183,83 $\pm$ 52,6	0,54 $\pm$ 0,1	22,00 $\pm$ 3,0	29,93 $\pm$ 10,0	5,88 $\pm$ 0,3	36,31 $\pm$ 3,8	28,98 $\pm$ 4,9
H69	13,31 $\pm$ 4,6	1545,49 $\pm$ 525,5	290,72 $\pm$ 353,8	198,40 $\pm$ 68,8	0,47 $\pm$ 0,1	20,31 $\pm$ 21,6	27,04 $\pm$ 2,0	6,16 $\pm$ 0,8	34,15 $\pm$ 6,0	26,35 $\pm$ 11,0
H71	13,08 $\pm$ 5,9	1220,02 $\pm$ 465,4	178,67 $\pm$ 51,4	153,99 $\pm$ 77,3	0,78 $\pm$ 0,3	15,72 $\pm$ 3,4	27,44 $\pm$ 3,0	5,49 $\pm$ 0,4	37,31 $\pm$ 5,5	28,49 $\pm$ 8,8
H82	8,29 $\pm$ 5,5	4322,40 $\pm$ 2253,0	280,68 $\pm$ 72,5	208,98 $\pm$ 120,8	0,45 $\pm$ 0,3	37,55 $\pm$ 13,4	40,86 $\pm$ 10,2	6,28 $\pm$ 1,6	36,16 $\pm$ 10,8	49,39 $\pm$ 18,9
H93	5,83 $\pm$ 2,1	4144,01 $\pm$ 1345,8	150,02 $\pm$ 31,8	143,24 $\pm$ 35,3	0,40 $\pm$ 0,1	23,26 $\pm$ 3,2	28,93 $\pm$ 4,8	5,64 $\pm$ 0,5	32,76 $\pm$ 3,8	59,63 $\pm$ 17,2
L1	10,36 $\pm$ 4,0	770,23 $\pm$ 716,95	184,90 $\pm$ 53,4	69,33 $\pm$ 42,7	0,50 $\pm$ 0,1	23,06 $\pm$ 8,2	35,69 $\pm$ 14,3	3,89	38,08 $\pm$ 8,9	52,40 $\pm$ 12,0
L2	10,77 $\pm$ 4,7	566,95 $\pm$ 829,0	161,04 $\pm$ 78,8	68,35 $\pm$ 59,7	0,52 $\pm$ 0,2	17,75 $\pm$ 3,3	30,85 $\pm$ 7,2	3,69	42,51 $\pm$ 4,3	36,34 $\pm$ 9,6
B3	4,31	584,57	70,54	80,16	0,14	26,51	28,82	4,01	30,00 $\pm$ 4,4	53,70 $\pm$ 16,5

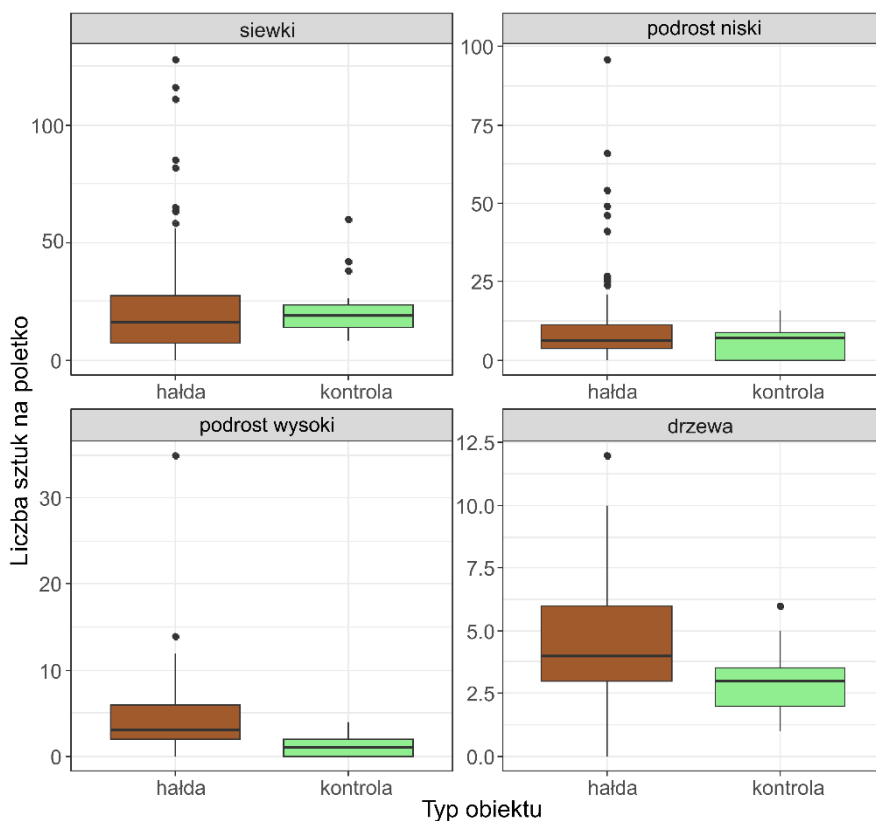
Objaśnienia: * oznaczenie hałd zgodnie z tabelą (Tab. 2); ** wartość pH podano jako medianę $\pm$ rozstęp międzykwartylowy (IQR);

NA – brak danych; pojedyncze wyniki świadczą o wykonaniu tylko jednego pomiaru

3.5 Porównanie roślinności drzewiastej między zwałowiskami a naturalnymi lasami oraz borami

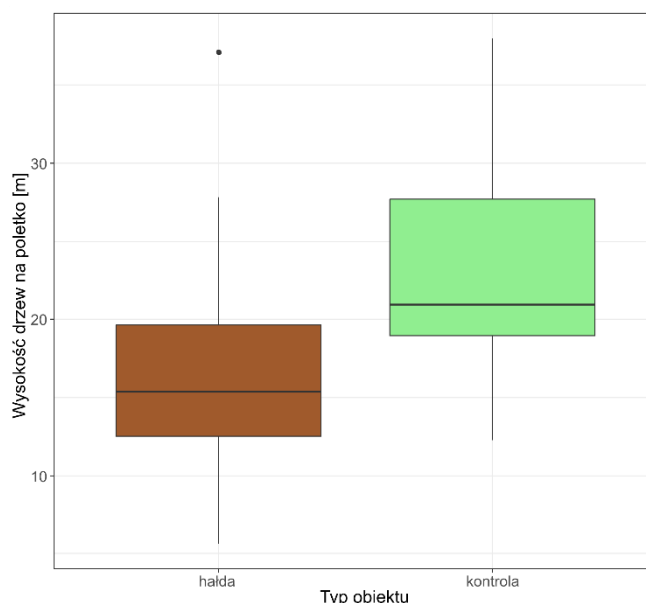
W badaniach uwzględniono łącznie 27 powierzchni badawczych z czego 24 założono na zwałowiskach pokopalnianych a trzy na terenie lasów liściastych i borów mieszanych. Podstawą do porównania różnic między badanymi powierzchniami były pomiary dendrometryczne. Na rysunkach o numeracji 40 do 47 porównano hałdy i kontrolę kolejno pod względem mediany: liczby sztuk okazów (w danej fazie rozwojowej) notowanych na poletko, wysokości drzew, obwodu u nasady i obwodu pierśnicowego, średnicy u nasady i pierśnicy, zasięgu korony. Porównano również stan sanitarny drzew. Natomiast rysunek 48 ukazuje zależność między poszczególnymi parametrami dendrometrycznymi badanych drzew i krzewów.

Porównując siedlisko hałdy i kontrolę (las liściasty i bór mieszany) nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic w przeciętnej liczebności nalu (Test Wilcoxona sumy rang $W = 645,5$; $p = 0,283$) ani pod względem podrostu niskiego ($W = 894,5$; $p = 0,3603$). Zestawiono medianę liczby sztuk w danej fazie rozwojowej przypadającą na poletko dla hałd i kontroli (Rys. 40). Mediana liczby okazów drzewiastych na hałdach w pierwszej formie wzrostu była w okolicach 16 sztuk na poletko, a w przypadku podrostu niskiego – 6. Natomiast w kategorii podrostu wysokiego ($W = 1253,5$; $p = 0,0001357$) i drzew ($W = 1126,5$; $p = 0,00509$) na hałdach zaobserwowano średnio więcej sztuk okazów drzewiastych w tych formach wzrostu. Dokładniej, na zwałowiskach mediana liczby sztuk wyniosła odpowiednio 3 dla podrostu wysokiego i 4 dla drzew.



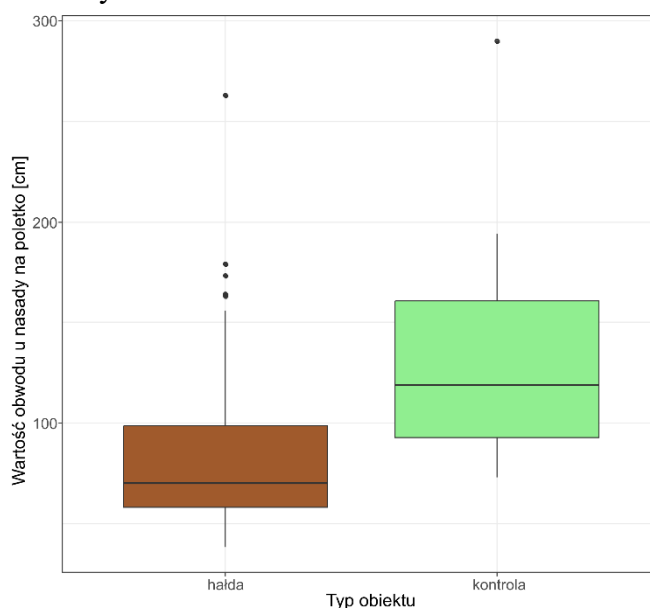
Rys. 40. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) liczebności faz rozwojowych gatunków drzewiastych między hałdami a kontrolą

Okazy drzewiaste porastające zwałowiska pokopalniane różniły się od okazów notowanych w kontroli uzyskiwanymi wartościami parametrów metrycznych. Drzewa na hałdach osiągały średnio niższą wysokość niż drzewa w kontroli (Test Wilcoxona sum rang, $W = 332$; $p = 0,0003783$; Rys. 41). Mediana wysokości drzew na hałdach wyniosła ok. 15,4 m. Natomiast w kontroli drzewa były wyższe, a mediana kształtowała się na poziomie ok. 21 m.



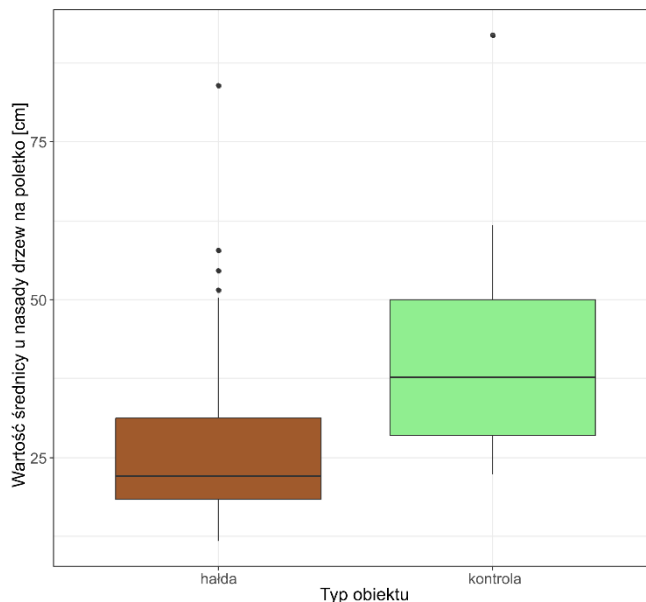
Rys. 41. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wysokości drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang, $W = 332$; $p = 0,0003783$)

Następnym notowanym parametrem dendrometrycznym był obwód u nasady (Rys. 42). Wartość środkowa obwodu była większa dla drzew i krzewów rosnących w kontroli niż dla tych występujących na hałdach ($W = 277,5$; $p < 0,0001$). Gatunki drzewiaste na zwałowiskach pokopalnianych osiągały medianę obwodu równą ok. 70 cm. Natomiast dla tych w kontroli mediana wyniosła 119 cm.



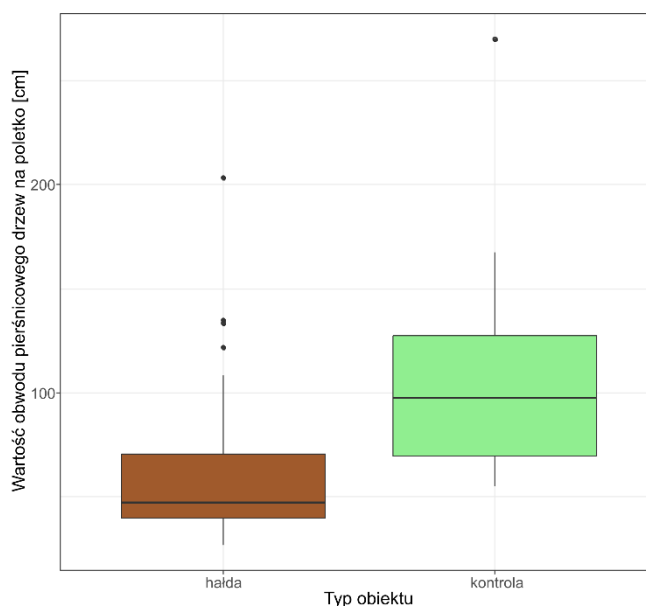
Rys. 42. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów u nasady między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang $W = 277,5$; $p < 0,0001$)

Kolejną cechą metryczną była średnica u nasady, której średnią wartość przedstawiano używając median (Rys. 43). Wartość środkowa średnicy drzew i krzewów była większa dla okazów w kontroli niż dla tych występujących na hałdach ($W = 290$; $p < 0,0001$). Gatunki drzewiaste na zwałowiskach pokopalnianych osiągały medianę średnicy równą 22 cm. Natomiast dla drzew w kontroli mediana wyniosła 37,8 cm.



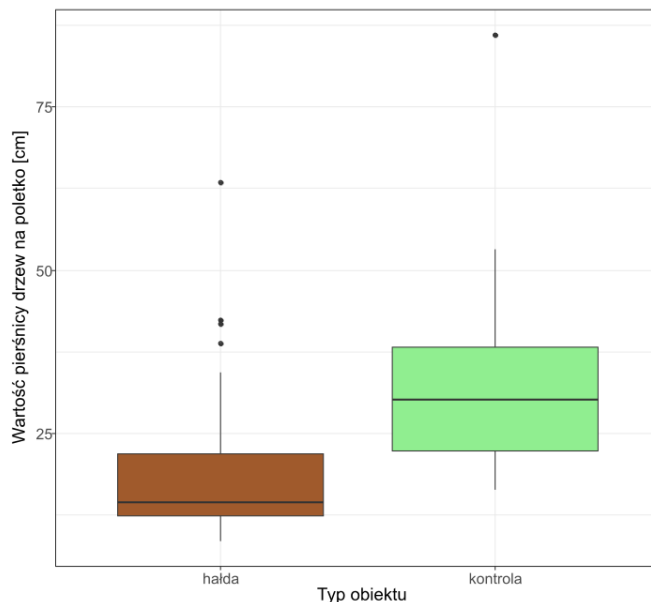
Rys. 43. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości średnicy drzew i krzewów u nasady między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang $W = 290$; $p < 0,0001$)

Średni obwód pierśnicowy również wykazywał istotne różnice (Rys. 44). Drzewa i krzewy w kontroli miały wyższą średnią wartość obwodu pierśnicowego niż te na hałdach ($W = 232$; $p < 0,0001$). Mediana obwodu pierśnicowego dla gatunków drzewiastych występujących na zwałowiskach pokopalnianych wyniosła ok. 48 cm. Natomiast mediana obwodu dla okazów w kontroli była większa i równała się ok. 98 cm.



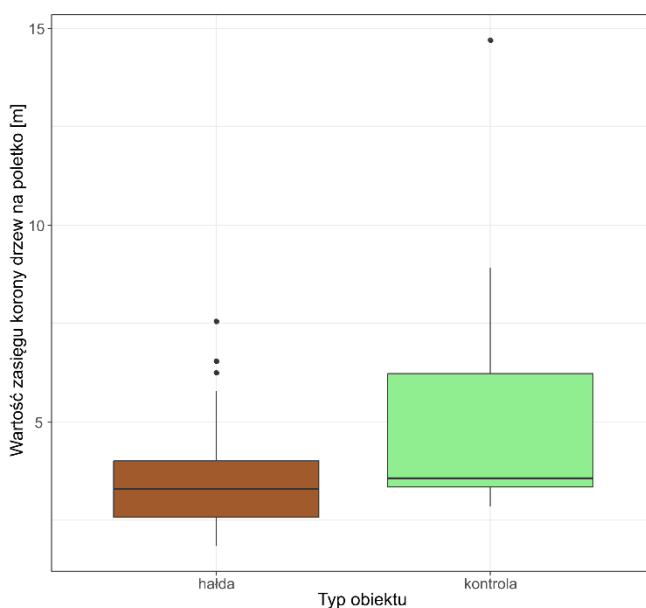
Rys. 44. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang $W = 232$; $p < 0,0001$)

Kolejną cechą metryczną była pierśnica tj. średnica pnia na wysokości 1,3 m. Medianę wartość pierśnicy prezentuje rysunek (Rys. 45). Drzewa i krzewy w kontroli miały wyższą średnią wartość pierśnicy niż te na hałdach ($W = 236,5$; $p < 0,0001$). Mediana pierśnicy dla gatunków drzewiastych występujących na zwałowiskach pokopalnianych wyniosła 14,5 cm. Natomiast mediana dla okazów w kontroli była równa 30,3 cm.



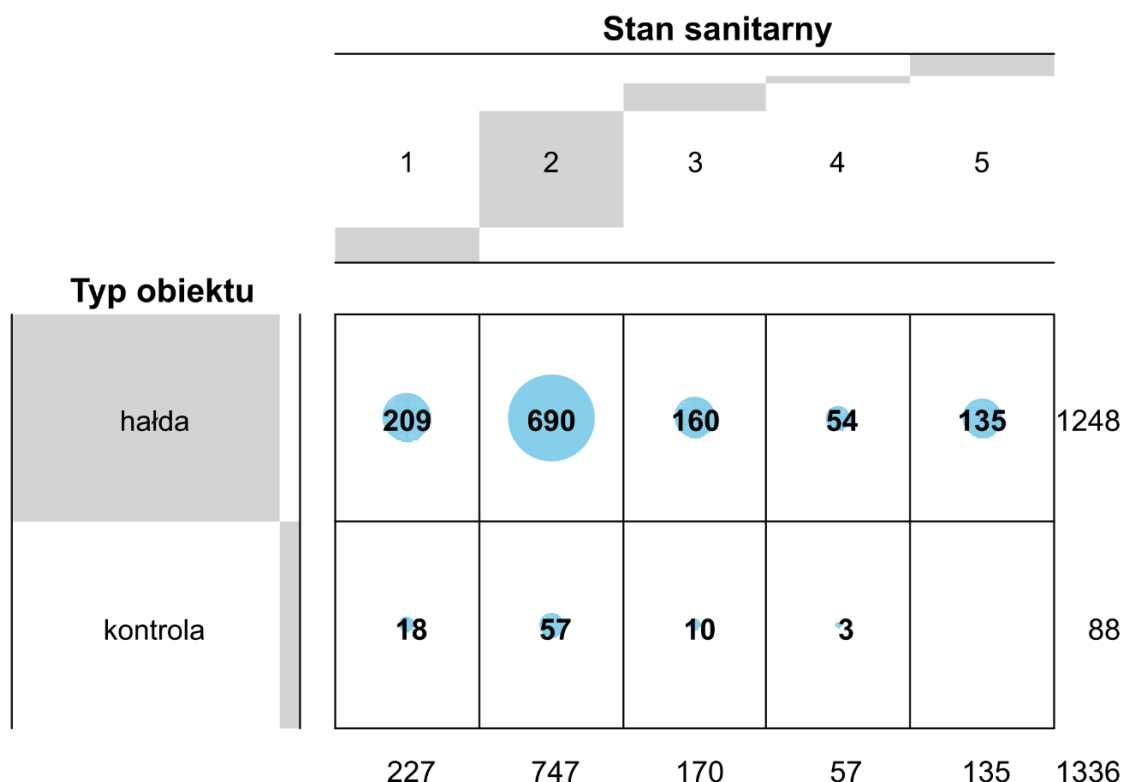
Rys. 45. Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang $W = 236,5$; $p < 0,001$)

Ostatnim parametrem dendrometrycznym był zasięg korony drzew i krzewów. Porównanie wartości zasięgu korony między hałdami a kontrolą także było statystycznie istotne (Rys. 46). Zasięg korony był większy dla okazów rosnących w kontroli ($W = 415$; $p = 0,01972$). Mediana zasięgu korony dla gatunków drzewiastych na zwałowiskach pokopalnianych wyniosła 3,3 m. Natomiast w przypadku kontroli mediana była niewiele większa i równa 3,6 m.



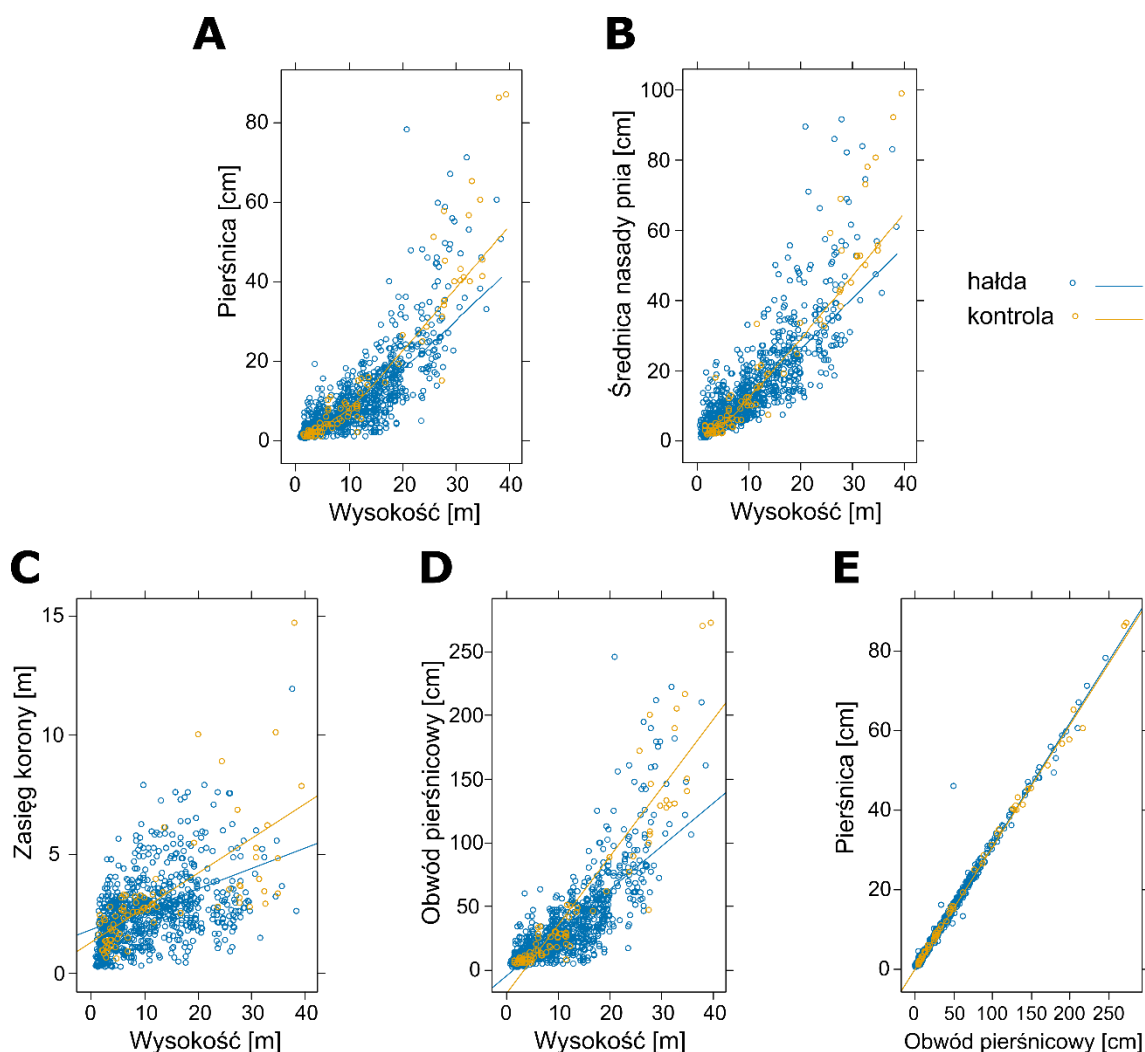
Rys. 46. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang $W = 415$; $p = 0,01972$)

Stan zdrowotny drzew porastających zwałowiska pokopalniane i kontrolę różnił się istotnie między obydwoma typami siedlisk (Test G, Rys. 47). Wyróżniono 5 klas stanu sanitarnego, od 1 – bardzo dobrej aż do 5 – krytycznej. Najwięcej okazów drzewiastych (57 w kontroli i 690 na hałdach, łącznie 747 rekordów) miało dobry stan zdrowotny (klasa 2). Drzew martwych i zamierających nie odnotowano w kontroli. Udział drzew o stanie sanitarnym poniżej dobrego wyniósł około 28% na zwałowiskach i ok. 15% dla w kontroli. Wskazuje to na lepszą kondycję zdrowotną gatunków drzewiastych w kontroli.



Rys. 47. Porównanie stanu sanitarnego okazów (w skali 1–5) między hałdami i kontrolą (Test G, $G = 20,602$; $df = 4$; $p = 0,0003797$)

Sprawdzono zależności allometryczne między wybranymi parametrami drzew i podrostu na hałdach i w kontroli. Ze względu na duże różnice w wielkościach prób nie zaprezentowano wyników analizy statystycznej, jedynie wizualizację (Rys. 48.) Porównując krzywe regresji, to w przypadku zależności między wysokością a: pierśnicą (Rys. 48A), średnicą u nasady pnia (Rys. 48B), zasięgiem korony (Rys 48C) i obwodem pierśnicowym (Rys. 48D) nachylenie krzywej u hałd było mniejsze a większe w kontroli. Może to wynikać z większych parametrów u drzew w kontroli. Wszędzie zależności były oczywiście dodatnie i liniowe. Bardzo silną zależność prezentuje związek między pierśnicą a obwodem pierśniowym (Rys 48E). Generalnie różnice między okazami drzewiastymi między zwałowiskami pokopalnianymi a kontrolą były niewielkie. Największe różnice można zaobserwować w przypadku relacji obwodu i wysokości (Rys. 48D), natomiast najmniejsze między pierśnicą a obwodem pierśnicowym (linie praktycznie się pokrywają).



Rys. 48. Zależność między parametrami dendrometrycznymi gatunków drzewiastych na hałdach i w kontroli

3.6 Zależność między strukturą i odnawianiem się roślinności drzewiastej a warunkami siedliskowymi

W ramach przeprowadzonych badań, przeanalizowano wpływ warunków fizykochemicznych podłoża i wieku zwałowisk na roślinność drzewiastą. Na początku rozpatrzono zależności dotyczące wpływu ośmiu zmiennych siedliskowych (K, Mg, Ca, Na, P, C, N, pH) i wieku hałdy na roślinność (Tab. 9–15, Rys. 49–59). Uwzględniono również parametry fizyczne (Tab. 16 i 17, Rys. 60 i 61) jak: pojemność wodna podłoża i udział części ziemistych, których z uwagi na ograniczenia wynikające z braków w danych, nie można było analizować wspólnie ze zmiennymi siedliskowymi przywołanymi wcześniej. Wyznaczono oddziaływania wspomnianych zmiennych na cechy roślinności takie jak: liczba pni drzew zaliczanych do II, III i IV fazy rozwojowej, liczba siewek, liczba gatunków, wskaźniki różnorodności taksonomicznej (wskaźnik Shannona-Wienera – H, wskaźnik równomierności gatunkowej – E i wskaźnik dominacji Simpsona – D) i miąższość drzewostanu na poletkach badawczych. Pozwoliło to na określenie wpływu czynników

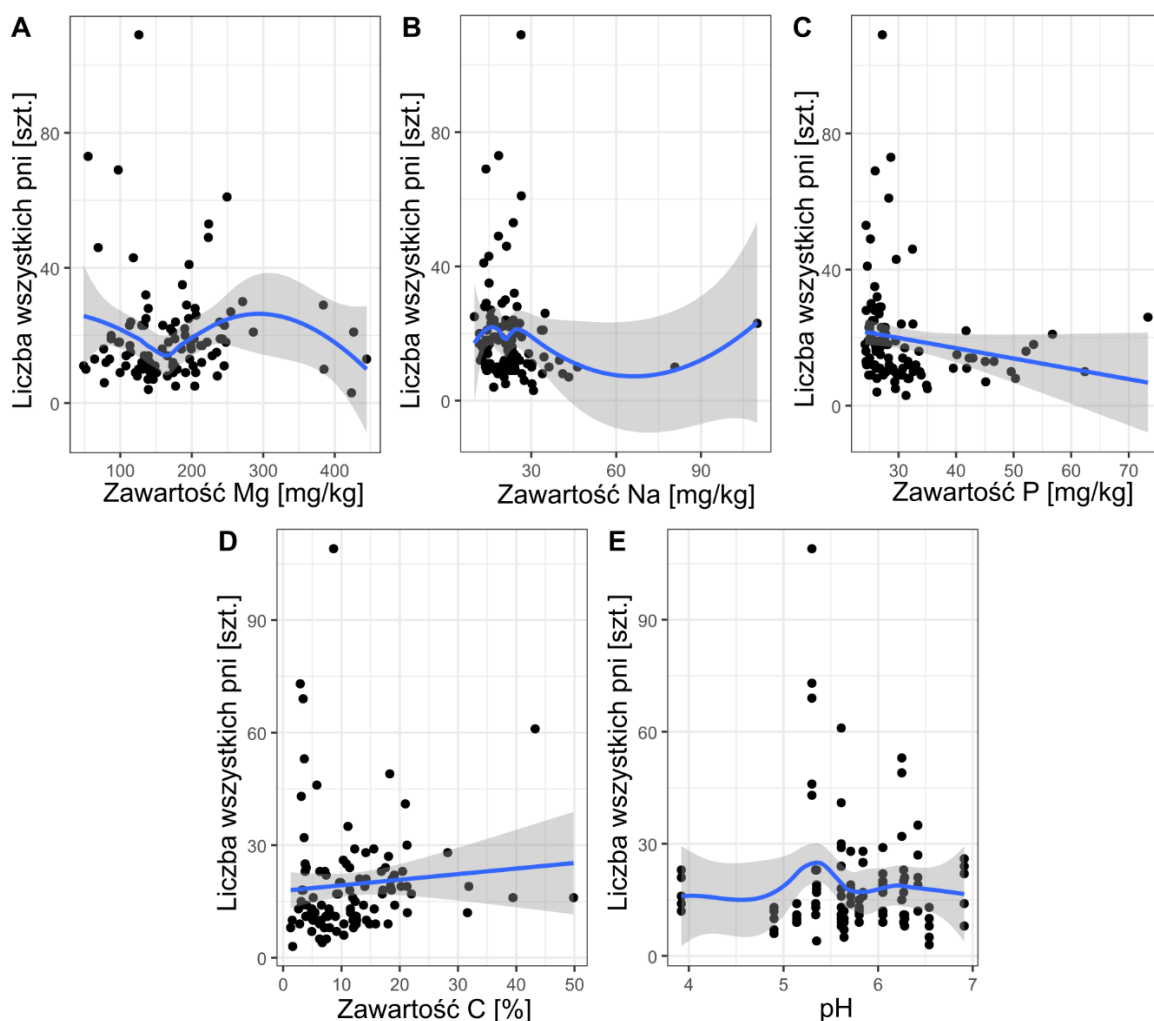
siedliskowych na strukturę roślinności drzewiastej jak również jej odnawianie się. Ponadto przyjęte cechy drzew i krzewów porównywano między hałdami (dla zmiennych poza WHC i udziałem części ziemistych) aby sprawdzić czy występują między nimi statystycznie istotne różnice.

Na początku zbadano zależność liczby pni okazów drzew i krzewów zaliczanych do podrostu niskiego i wysokiego oraz drzew od wytypowanych zmiennych siedliskowych. Analiza przy użyciu modeli statystycznych GLMM i testu Walda (szczegóły w rozdziale 2.3.6.) wykazała, że na liczbę pni w sposób istotny wpływa pięć zmiennych fizykochemicznych podłoża (Tab. 9, Rys. 49). Dokładniej chodzi o zawartość w podłożu czterech pierwiastków magnezu, sodu, fosforu i węgla organicznego oraz wartość pH gleby. Ponadto, wyniki testu Walda wskazały, że między badanymi zwałowiskami występowały różnice w liczbie wszystkich pni.

Tab. 9. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

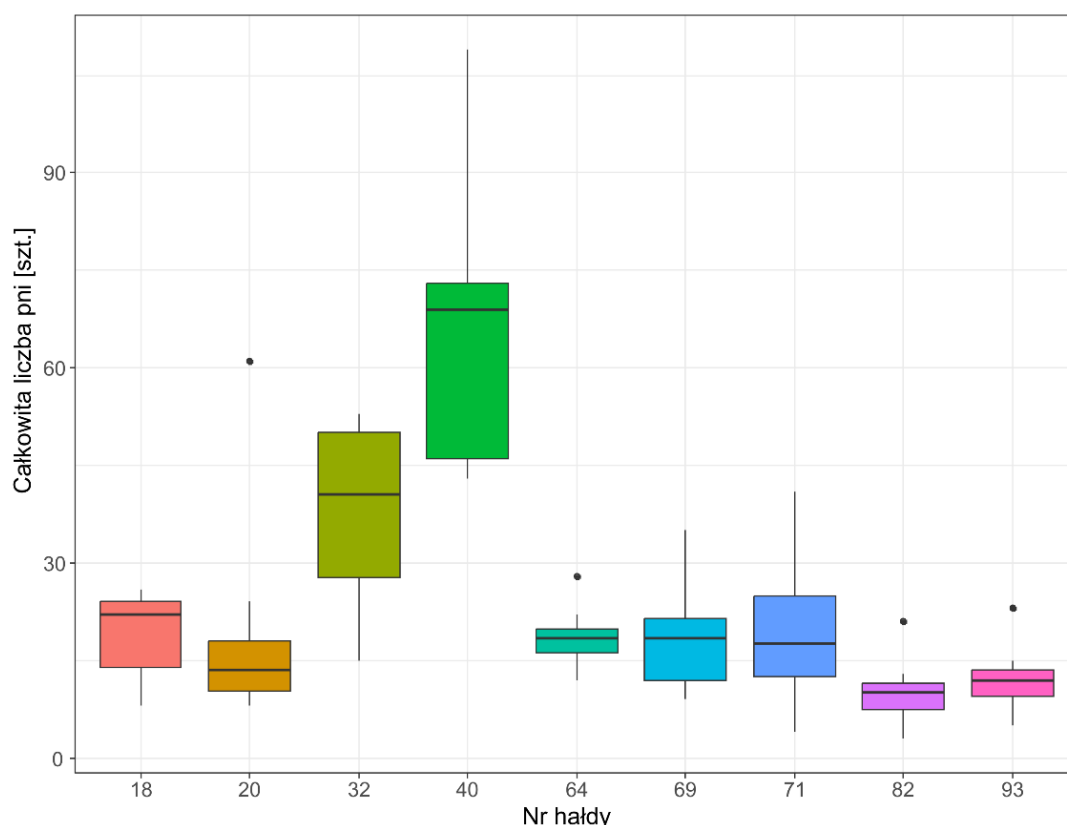
Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	3,513	0,863	4,071	<0,0001	-	-
K	0,036	0,032	1,111	0,266619	1,234	0,266619
Mg	0,110	0,032	3,469	0,000522	12,034	0,000522
Ca	-0,099	0,055	-1,796	0,072551	3,224	0,072551
Na	0,119	0,030	4,017	<0,0001	16,137	<0,0001
P	-0,093	0,034	-2,754	0,005888	7,584	0,005888
N	-0,030	0,042	-0,716	0,474158	0,512	0,474158
C	0,174	0,035	4,921	<0,000001	24,212	<0,000001
pH	0,099	0,038	2,626	0,008652	6,893	0,008652
wiek	-0,021	0,032	-0,639	0,522917	0,408	0,522917
hałda20	-0,137	0,212	-0,648	0,517022	df=8, 405,202	<0,000001
hałda32	0,696	0,348	1,996	0,045887		
hałda40	1,703	0,404	4,219	<0,0001		
hałda64	-0,235	0,302	-0,777	0,437076		
hałda69	0,073	0,468	0,157	0,875318		
hałda71	0,053	0,175	0,300	0,764016		
hałda82	-0,027	0,993	-0,027	0,978162		
hałda93	0,072	0,424	0,171	0,864427		

Wpływ istotnych statystycznie zmiennych fizykochemicznych podłoża przedstawiono na rysunku (Rys. 49). Można zauważyć, że wraz ze wzrostem zawartości fosforu liczba wszystkich pni malała. Odwrotnie było w przypadku węgla – wraz z wzrostem jego zawartości, liczba pni rosła. Bardziej złożone tendencje można zauważyć dla magnezu i sodu oraz wartości pH. Generalnie wspomniane warunki fizykochemiczne charakteryzowały się trendem rosnącym, aczkolwiek był on niewielki.



Rys. 49. Zależność między liczbą wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) a warunkami fizykochemicznymi podłoża

Na kolejnym wykresie (Rys. 50) ukazano średnią łączną liczbę pni z trzech faz rozwojowych (podrost niski i wysoki oraz drzewa) dla poszczególnych zwałowisk pokopalnianych. Generalnie, dla większości hałd mediany łącznej liczby pni nie przekraczały 30 sztuk. Najniższą wartość środkową liczby pni uzyskała hałda nr 82 (10 pni). Zwałowiskami, które zdecydowanie dominowały były te o nr 32 i 40. W przypadku hałdy o numerze 40 mediana wyniosła 69 sztuk. Natomiast hałda nr 32 miała medianę równą ok. 41.



Rys. 50. Mediana ($M \pm IQR$) całkowitej liczby wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) na hałdach

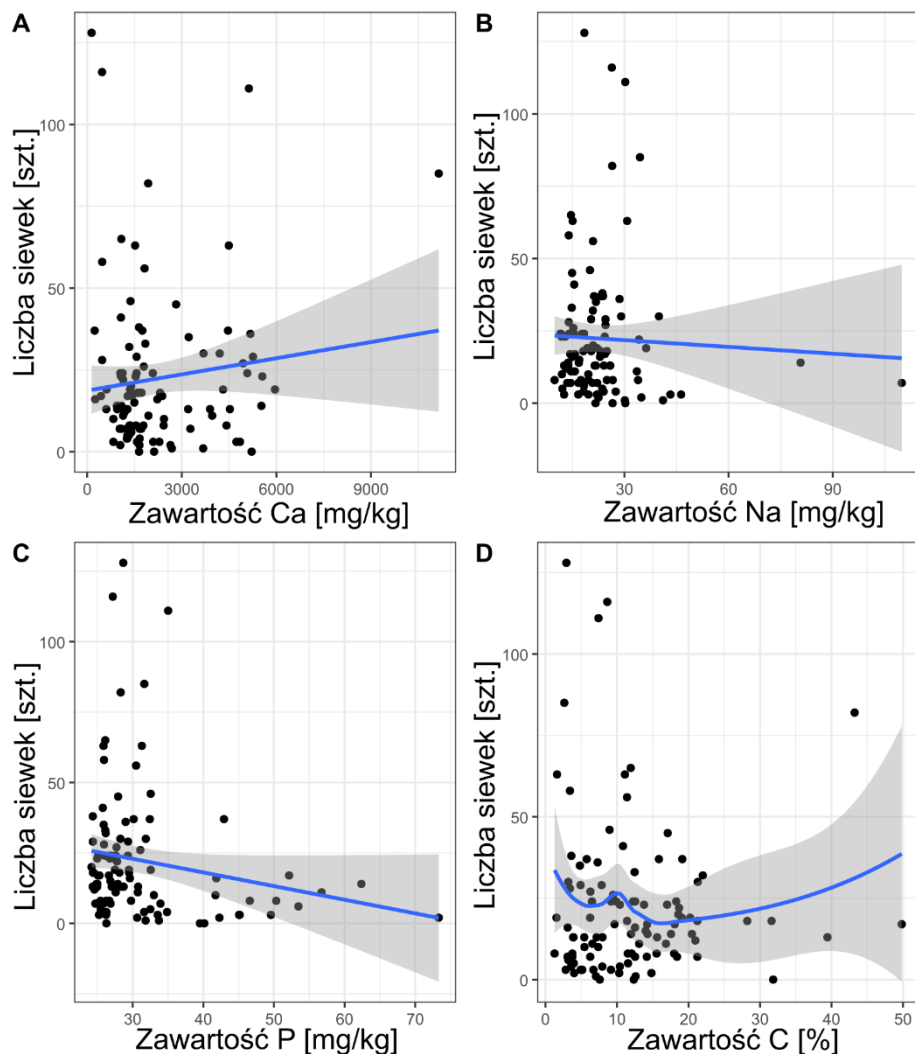
Następną zależnością była relacja między liczbą siewek (I faza rozwojowa) a zmiennymi siedliskowymi. Spośród dziewięciu zmiennych, łącznie cztery parametry miały istotny wpływ na liczebność nalotu na badanych zwałowiskach pokopalnianych (Tab. 10). Dokładniej chodzi o zawartość w podłożu pierwiastków takich jak wapń, sód, fosfor i węgiel organiczny. Ponadto, wyniki testu Walda wskazały, że między badanymi zwałowiskami występowały różnice w liczbie siewek.

Tab. 10. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą siewek a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	2,521	0,716	3,519	0,000433	-	-
K	-0,005	0,029	-0,181	0,856341	0,033	0,856341
Mg	0,022	0,030	0,728	0,466341	0,531	0,466341
Ca	0,325	0,034	9,597	<0,00001	92,104	<0,00001
Na	-0,098	0,036	-2,722	0,006479	7,412	0,006479
P	-0,373	0,041	-9,180	<0,00001	84,267	<0,00001
N	-0,055	0,041	-1,357	0,174748	1,842	0,174748
C	0,134	0,035	3,844	0,000121	14,778	0,000121
pH	-0,034	0,031	-1,097	0,272675	1,203	0,272675
wiek	-0,015	0,026	-0,576	0,564948	0,331	0,564948

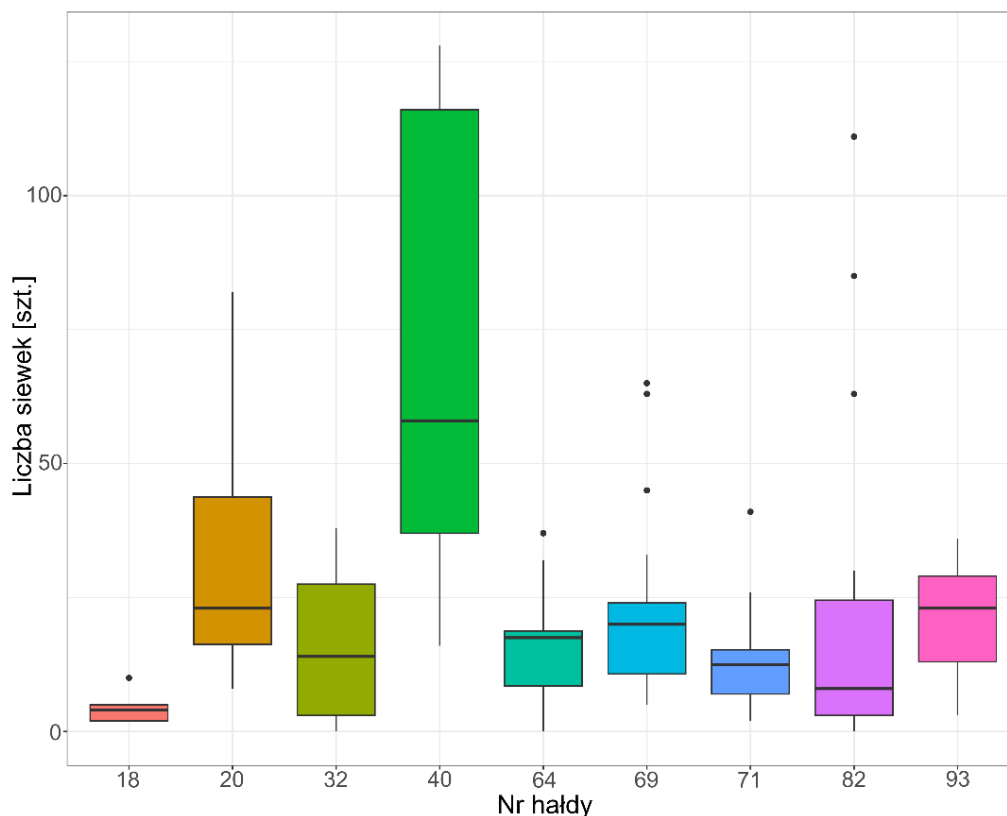
Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
hałda20	1,456	0,257	5,670	<0,00001	df=8, 583,887	<0,00001
hałda32	0,840	0,354	2,371	0,017743		
hałda40	2,587	0,371	6,979	<0,00001		
hałda64	0,617	0,317	1,946	0,051711		
hałda69	1,088	0,421	2,585	0,009738		
hałda71	0,478	0,244	1,959	0,050065		
hałda82	1,401	0,812	1,726	0,084393		
hałda93	0,608	0,380	1,601	0,109419		

Wybrane zmienne fizykochemiczne podłoża miały istotny wpływ na liczbę siewek (Rys. 51). Można zauważyć, że wraz ze wzrostem zawartości wapnia w podłożu liczba nalotu rosla. Podobnie, główny trend wskazuje, że wraz ze zwiększaniem się udziału węgla w glebie liczba siewek wzrasta. Z kolei wraz ze wzrostem zawartości sodu i fosforu liczba okazów w pierwszej fazie rozwojowej spada (tendencja malejąca).



Rys. 51. Zależność między liczbą nalotu a warunkami fizykochemicznymi podłoża na hałdach

Liczba siewek na poszczególnych zwałowiskach była dość zróżnicowana (Rys. 52.). Generalnie, dla większości hałd mediany liczby nalotu nie przekraczały 25 sztuk. Najniższą wartość środkową, równą 4 sztuki, uzyskała hałda nr 18. Zwałowiskiem, które zdecydowanie dominowało było to o nr 40. Mediana liczby siewek w tym przypadku wyniosła 58 sztuk.



Rys. 52. Różnice w przeciętnej ($M \pm IQR$) liczbie siewek między hałdami

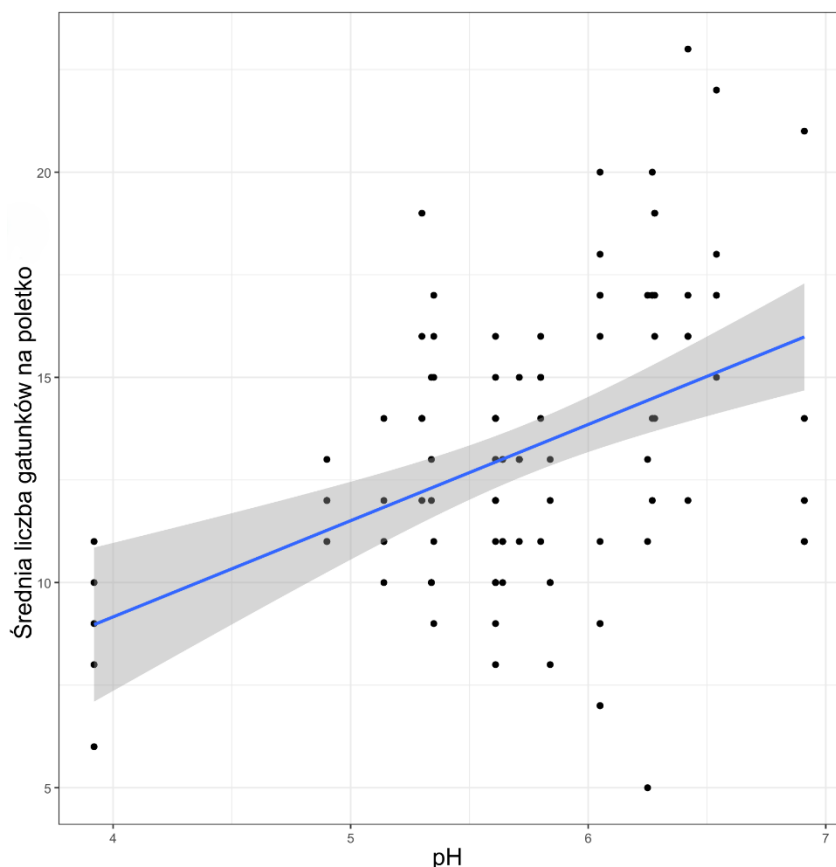
Następnie zbadano oddziaływanie czynników siedliskowych na liczbę gatunków notowanych na zwałowiskach pokopalnianych. Przeprowadzone analizy statyczne (Tab. 11) wykazały, że w sposób istotny na liczbę gatunków wpływa wartość pH gleby. Nie zaobserwowano znaczących różnic w liczbie gatunków między badanymi zwałowiskami.

Tab. 11. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą gatunków a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	1,764	0,861	2,050	0,040411	-	-
K	0,001	0,037	0,038	0,969884	0,001	0,969884
Mg	0,011	0,036	0,302	0,762391	0,091	0,762391
Ca	0,016	0,050	0,313	0,754485	0,098	0,754485
Na	0,016	0,037	0,434	0,664642	0,188	0,664642
P	-0,006	0,037	-0,171	0,864073	0,029	0,864073
N	-0,002	0,050	-0,049	0,960608	0,002	0,960609
C	0,020	0,048	0,411	0,681331	0,169	0,681331

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
pH	0,145	0,042	3,472	0,000516	12,055	0,000516
wiek	0,024	0,032	0,735	0,462238	0,541	0,462238
hałda20	0,010	0,237	0,044	0,965295	df=8, 12,732	0,121405
hałda32	-0,289	0,374	-0,772	0,440114		
hałda40	0,187	0,419	0,446	0,655387		
hałda64	-0,246	0,318	-0,774	0,439075		
hałda69	-0,028	0,472	-0,059	0,952671		
hałda71	0,129	0,192	0,672	0,501616		
hałda82	-0,435	0,988	-0,440	0,659877		
hałda93	-0,103	0,423	-0,244	0,806867		

Wartość pH badanych hałd wskazywała na ogół na odczyn kwaśny (co opisano w rozdziale 3.3). Poletka badawcze miały pH w zakresie 3,92 – 6,91 (mediana 5,71 ± IQR 0,9). Z kolei liczba gatunków zmieniała się od 5 do 23 między poletkami badawczymi. Zależność średniej liczby gatunków przypadających na poletko od wartości pH była istotna statystycznie. Wzrost pH w kierunku odczynu obojętnego generalnie prowadził do zwiększenia liczby gatunków drzewiastych porastających hałdy (Rys. 53).



Rys. 53. Wpływ pH na liczbę gatunków na hałdach

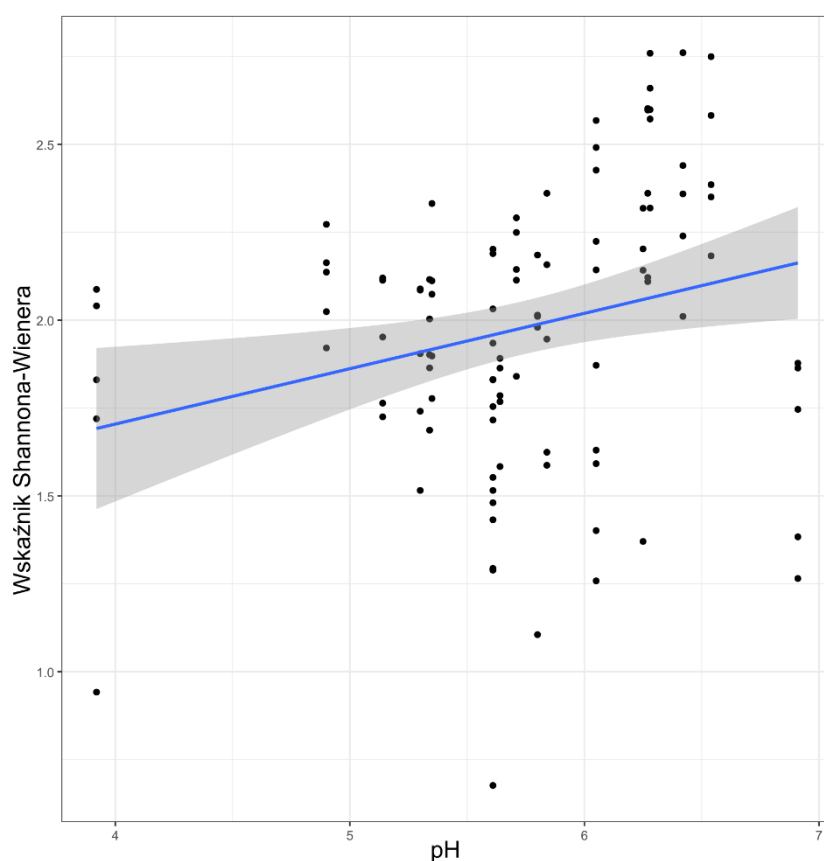
Kolejną zależnością, którą analizowano był wpływ warunków fizykochemicznych podłoża i wieku hałd na wartość wskaźnika Shannona-Wienera (wskaźnika różnorodności

gatunkowej – H). Zauważono, że podobnie jak było to w przypadku liczby gatunków, na wskaźnik H oddziałuje w sposób istotny pH (Tab. 12). Ponadto, wyniki testu Walda wskazały, że między badanymi zwałowiskami występowały różnice w wartościach wskaźnika Shannona-Wienera.

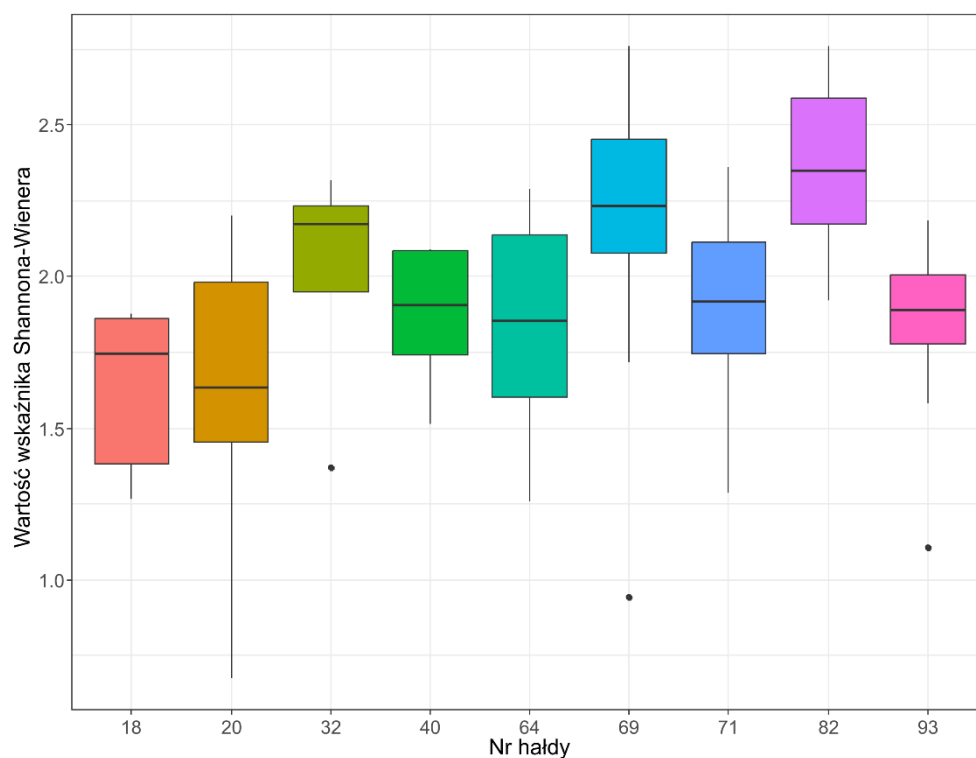
Tab. 12. Podsumowanie współczynników modelu LMM zależności między wartością wskaźnika Shannona-Wienera a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	t value	Pr(> t)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	1,208	0,514	2,349	0,02072	-	-
K	0,030	0,034	0,900	0,37035	0,810	0,368267
Mg	-0,026	0,03893	-0,654	0,51465	0,428	0,513207
Ca	0,052	0,056	0,929	0,35506	0,863	0,352907
Na	0,043	0,037	1,182	0,23986	1,397	0,237162
P	0,014	0,039	0,366	0,71499	0,134	0,714247
N	-0,024	0,051	-0,473	0,63723	0,224	0,636235
C	0,038	0,048	0,785	0,43417	0,616	0,432385
pH	0,151	0,040	3,740	0,00030	13,991	0,000184
wiek	-0,034	0,355	-0,097	0,92311	0,009	0,922927
hałda20	0,437	0,299	1,459	0,14747	df=8, 25,50	0.0012777
hałda32	0,702	0,487	1,441	0,15250		
hałda40	0,835	0,545	1,53	0,12894		
hałda64	0,555	0,415	1,335	0,18466		
hałda69	1,048	0,620	1,689	0,09427		
hałda71	0,794	0,239	3,316	0,00126		
hałda82	1,085	1,241	0,875	0,38379		
hałda93	0,644	0,548	1,174	0,24296		

Wskaźnik H dla poszczególnych poletek badawczych przyjmował wartości w zakresie 0,68 – 2,76 (średnio $1,98 \pm 0,4$). Jego wartości rosły wraz ze wzrostem pH (Rys. 54). Na ogół różnorodność gatunkowa badanych zwałowisk pokopalnianych zwiększała się wraz z podnoszeniem się pH w kierunku odczynu obojętnego.



Rys. 54. Zależność między wartością wskaźnika Shannona-Wienera a pH podłoża
Średnie wartości wskaźnika różnorodności gatunkowej dla poszczególnych zwałowisk pokopalnianych różniły się znacząco (Rys. 55). Mediana tego wskaźnika mieściła się w zakresie od 1,63 (dla hałdy o numerze 20) do 2,35 (hałda nr 82).



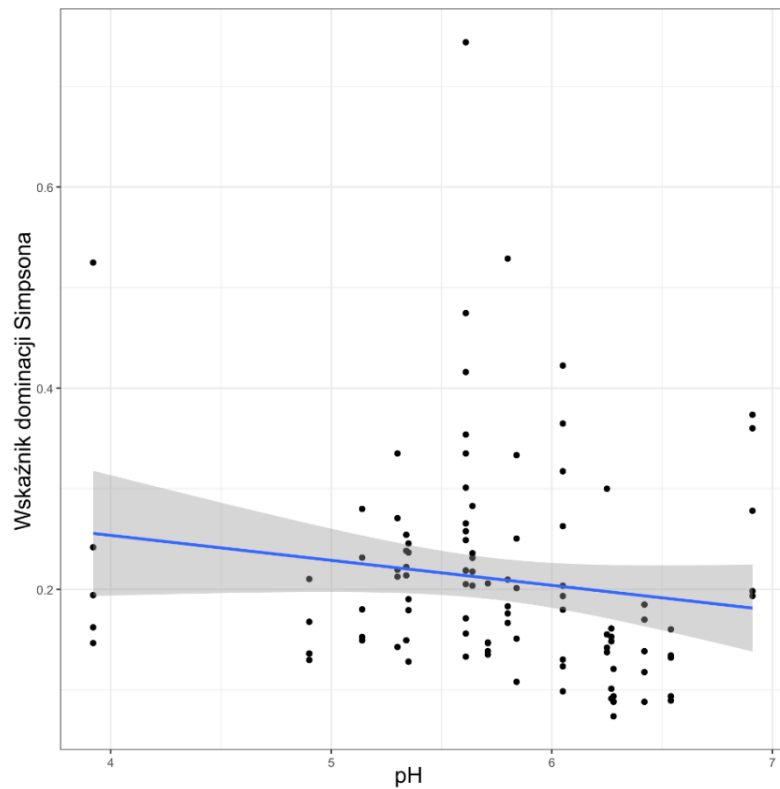
Rys. 55. Mediana ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika Shannona-Wienera na hałdach

Następną zależnością była relacja między wartością wskaźnika Simpsona (wskaźnik dominacji – D) a warunkami fizykochemicznymi podłoża. Spośród dziewięciu zmiennych, na wartość wskaźnika D wpływała w sposób istotny wartość pH (Tab. 13). Ponadto, wyniki testu Walda wskazały, że między badanymi zwałowiskami występowały różnice w wartościach wskaźnika Simpsona.

Tab. 13. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między wartością wskaźnika Simpsona a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

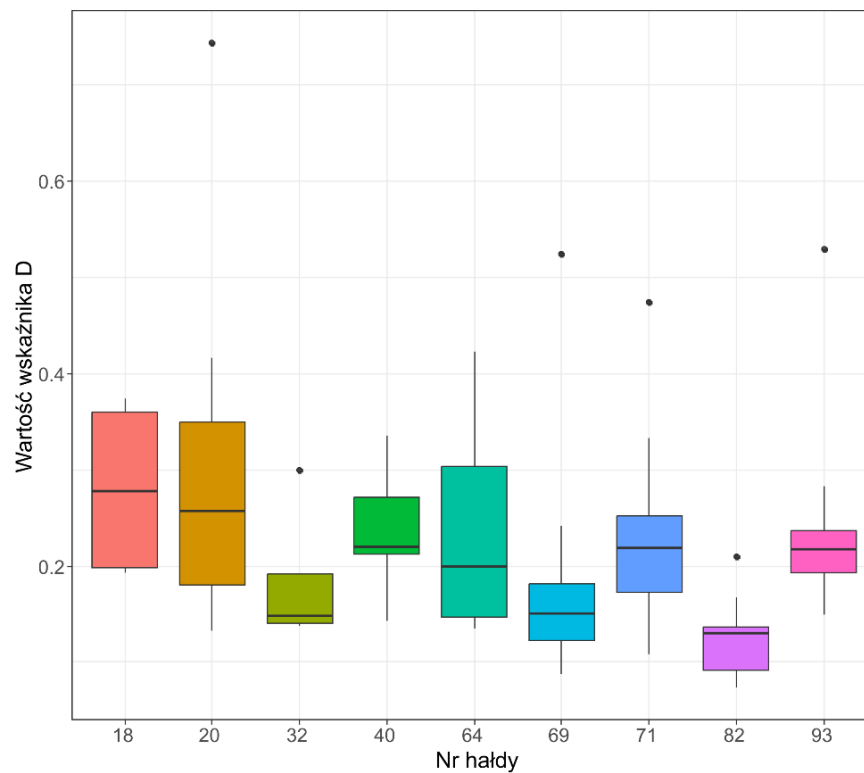
Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	-0,166	0,875	-0,189	0,84993	-	-
K	-0,048	0,037	-1,306	0,19143	1,707	0,191427
Mg	0,048	0,047	1,037	0,29956	1,076	0,299563
Ca	-0,073	0,067	-1,091	0,27519	1,191	0,275187
Na	-0,055	0,043	-1,283	0,19943	1,647	0,199432
P	-0,039	0,045	-0,867	0,38583	0,752	0,385832
N	0,039	0,060	0,643	0,52054	0,413	0,52054
C	-0,066	0,058	-1,126	0,26020	1,268	0,260201
pH	-0,140	0,046	-3,066	0,00217	9,398	0,002172
wiek	-0,030	0,033	-0,913	0,36128	0,834	0,361277
hałda20	-0,125	0,278	-0,451	0,65178	df=8, 21,541	0,005842
hałda32	-0,369	0,416	-0,886	0,37560		
hałda40	-0,329	0,463	-0,712	0,47659		
hałda64	-0,180	0,359	-0,501	0,61632		
hałda69	-0,511	0,512	-0,998	0,31852		
hałda71	-0,665	0,245	-2,712	0,00669		
hałda82	-0,055	1,027	-0,053	0,95734		
hałda93	-0,131	0,466	-0,280	0,77935		

Wskaźnik D dla poszczególnych poletek badawczych przyjmował wartości w zakresie 0,07 – 0,74 (średnio $0,21 \pm 0,1$). Jego wartości malały wraz ze wzrostem pH, co obrazuje rysunek (Rys. 56). Na ogół wskaźnik dominacji badanych zwałowisk pokopalnianych obniżał się wraz z podnoszeniem się pH w kierunku odczynu obojętnego.



Rys. 56. Zależność między wartością wskaźnika Simpsona D a pH podłoża

Zwałowiska pokopalniane były zróżnicowane także pod kątem współczynnika dominacji gatunków (Rys. 57). Badane hałdy istotnie różniły się między sobą wartościami wskaźnika Simpsona. Mediana tego wskaźnika mieściła się w zakresie od 0,13 (dla hałdy o numerze 82) do 0,28 (hałda nr 18).



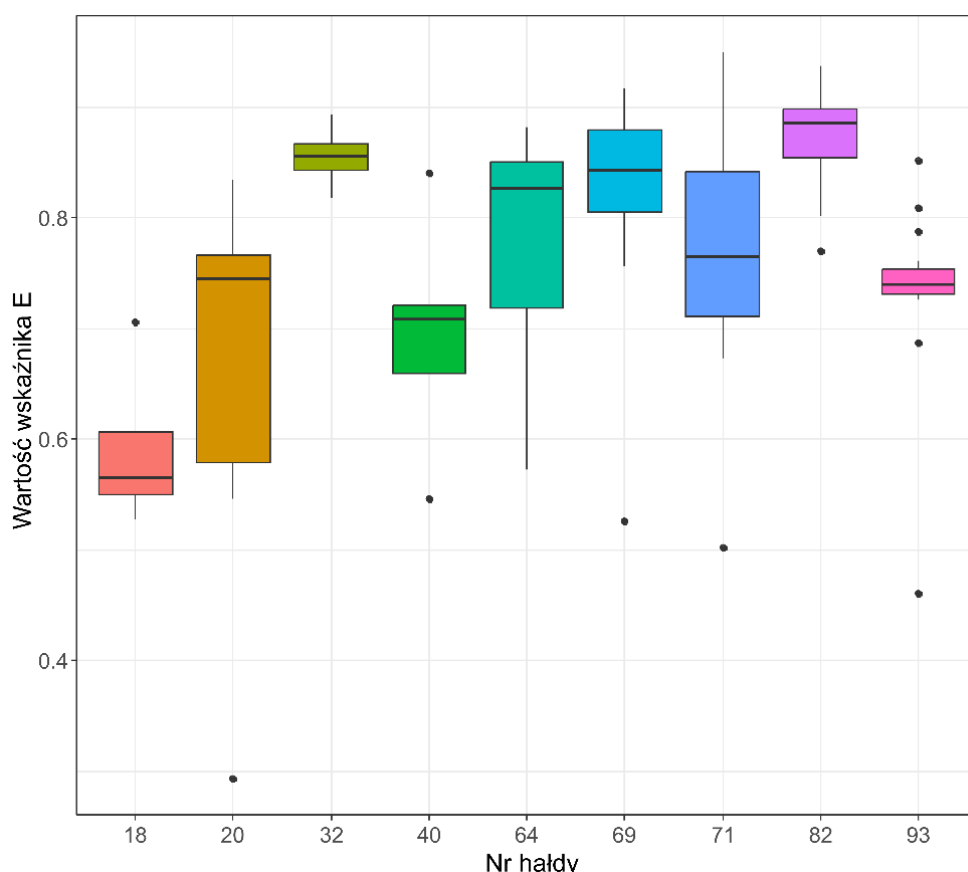
Rys. 57. Różnice w przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika Simpsona D między hałdami

Kolejna zależność dotyczyła wskaźnika równomierności gatunkowej – E i czynników siedliskowych na hałdach (Tab. 14). Spośród dziewięciu zmiennych siedliskowych żadna nie wpływała w sposób istotny na wartość wskaźnika E. Z kolei, wyniki testu Walda podsumowującego GLMM wskazały, że między badanymi zwałowiskami występowały różnice w wartościach wskaźnika różnorodności gatunkowej.

Tab. 14. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między wartością wskaźnika równomierności gatunkowej E a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	-0,553	0,237	-2,334	0,01960	-	-
K	0,020	0,016	1,251	0,21082	1,566	0,210824
Mg	-0,017	0,018	-0,955	0,3394	0,913	0,339404
Ca	0,018	0,026	0,708	0,47897	0,501	0,478973
Na	0,014	0,017	0,841	0,40023	0,708	0,400232
P	0,005	0,018	0,290	0,77196	0,084	0,771961
N	-0,008	0,024	-0,352	0,72477	0,124	0,724766
C	0,015	0,022	0,670	0,50304	0,449	0,503040
pH	0,018	0,020	0,929	0,35282	0,863	0,352824
wiek	0,002	0,009	0,224	0,82299	0,050	0,822987
hałda20	0,087	0,095	0,917	0,35902	df=8, 22,387	0,004247
hałda32	0,324	0,127	2,553	0,01069		
hałda40	0,150	0,139	1,077	0,28163		
hałda64	0,220	0,110	1,999	0,04557		
hałda69	0,297	0,142	2,091	0,03650		
hałda71	0,273	0,090	3,017	0,00255		
hałda82	0,266	0,270	0,989	0,32286		
hałda93	0,164	0,138	1,189	0,23450		

Wskaźnik E dla poszczególnych poletek badawczych przyjmował wartości w zakresie 0,29 – 0,95 (średnio $0,77 \pm 0,1$). Na rysunku (Rys. 58) zaprezentowano średnie wartości wskaźnika równomierności gatunkowej E dla poszczególnych zwałowisk pokopalnianych. Badane hałdy różniły się między sobą wartościami wskaźnika E. Mediana tego wskaźnika mieściła się w zakresie od 0,57 (dla hałdy o numerze 18) do 0,89 (hałda nr 82).



Rys. 58. Mediana ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika równomierności gatunkowej E na łałach

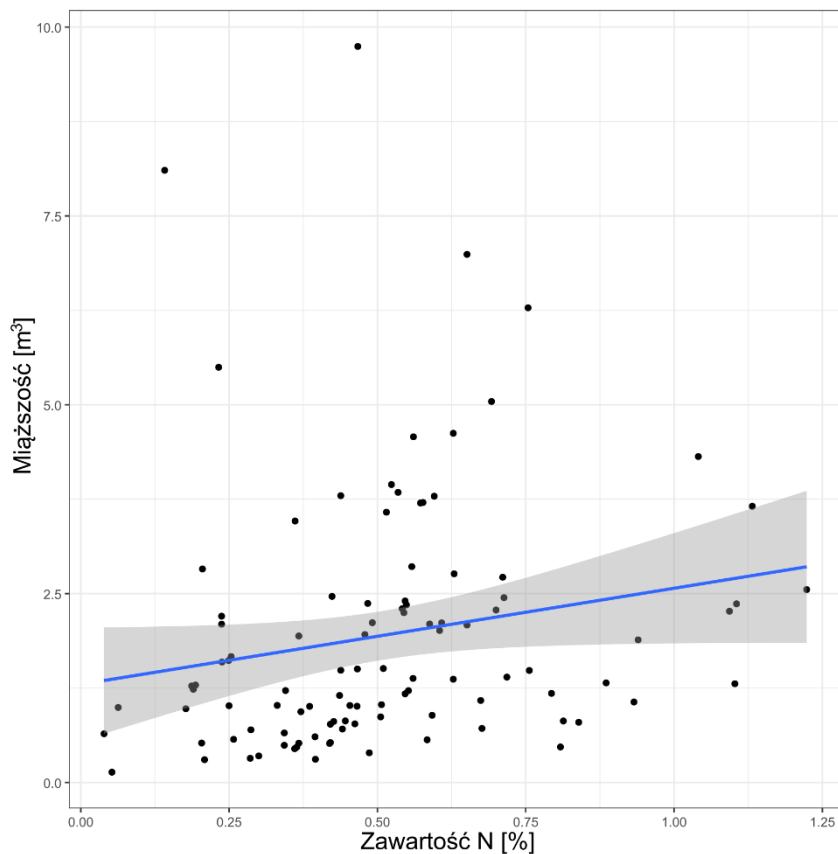
Kolejna zależność dotyczyła miąższości drzewostanu i czynników siedliskowych (Tab. 15). Spośród dziewięciu zmiennych siedliskowych tylko zawartość azotu ogólnego w podłożu wpływała w sposób istotny na ten parametr. Pozostałe siedem zmiennych fizykochemicznych i wiek łały nie wykazały istotnego znaczenia. Natomiast badane zwałowiska, na ogół pod kątem miąższości nie odbiegały od siebie.

Tab. 15. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między miąższością drzewostanu a warunkami fizykochemicznymi podłoża łał i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / łała	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	-0,944	3,334	-0,283	0,77719	-	-
K	0,040	0,121	0,332	0,74007	0,110	0,740067
Mg	-0,038	0,123	-0,313	0,75434	0,098	0,754340
Ca	0,000	0,214	0,000	0,99956	0,000	0,999562
Na	-0,008	0,113	-0,072	0,94269	0,005	0,942691
P	-0,102	0,141	-0,726	0,46806	0,527	0,468057
N	0,606	0,193	3,148	0,00165	9,908	0,001645
C	-0,356	0,187	-1,903	0,05705	3,621	0,057049
pH	0,089	0,153	0,583	0,56007	0,340	0,560070
wiek	-0,012	0,124	-0,094	0,92536	0,009	0,925363

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
hałda20	0,287	0,823	0,349	0,72732	df=8, 5,928	0,65528
hałda32	-0,045	1,368	-0,033	0,97391		
hałda40	0,202	1,568	0,129	0,89736		
hałda64	0,588	1,153	0,510	0,60978		
hałda69	0,005	1,762	0,003	0,99783		
hałda71	-0,480	0,701	-0,685	0,49317		
hałda82	1,304	3,742	0,348	0,72760		
hałda93	0,117	1,591	0,074	0,94141		

Miąższość drzewostanu na poletkach badawczych zmieniała się w zakresie $0,14 - 9,74 \text{ m}^3$ (średnio $1,95 \pm 1,7$). Z kolei zawartość azotu w glebie przyjmowała wartości od 0,04 do 1,22%. Miąższość rosła wraz ze wzrostem zawartości azotu w podłożu (Rys. 59). Na ogół im wyższy udział procentowy azotu tym wartość miąższości drzew na danym poletku była większa.

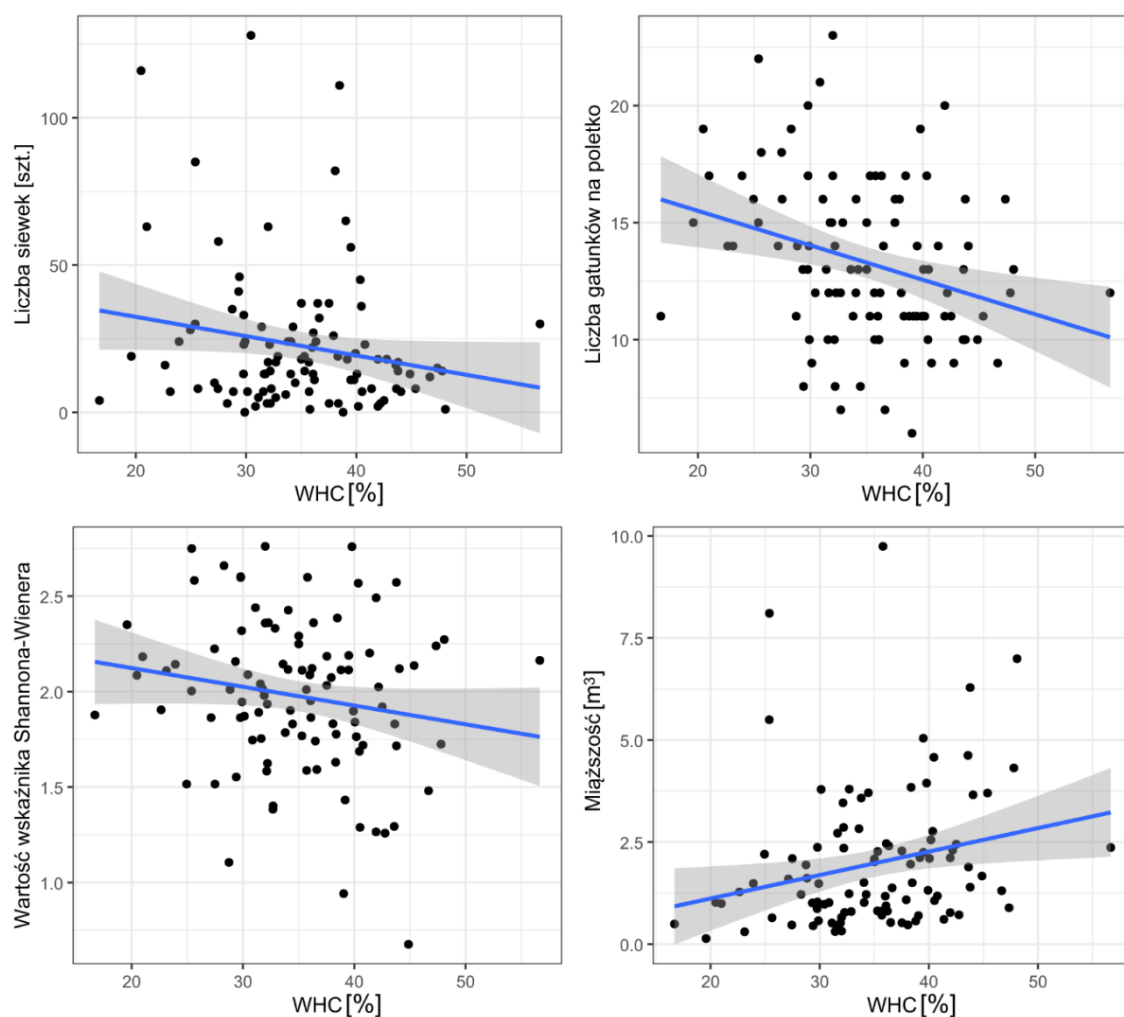


Rys. 59. Zależność między miąższością drzewostanu na poletko a zawartością azotu

W przypadku pojemności wodnej (WHC) miała ona istotny ujemny wpływ na liczbę siewek na poletko, liczbę gatunków, wartość wskaźnika Shannona-Wienera (H) oraz dodatni na miąższość drzewostanu (Tab. 16, Rys. 60).

Tab. 16. Podsumowanie współczynników modeli GLMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między pojemnością wodną a niektórymi parametrami roślinności i drzewostanu

Zmienna zależna	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
Wyraz wolny	3,393	0,261	12,997	<0,0001	13,845	0,000199
Liczba siewek	-0,011	0,003	-3,721	0,000199		
Wyraz wolny	2,937	0,143	20,492	<0,0001	6,5976	0,01021
Liczba gatunków	-0,010	0,004	-2,569	0,0102		
Zmienna zależna	Oszacowanie	SE	T value	Pr(> t)	Chisq	Pr(>Chisq)
Wyraz wolny	2,318	0,189	74,264	12,266	5,6944	0,01702
Wskaźnik H	-0,012	0,005	95,598	-2,386		
Wyraz wolny	0,120	0,843	0,142	0,8873	5,0913	0,02405
Miąższość	0,053	0,023	2,256	0,0262		

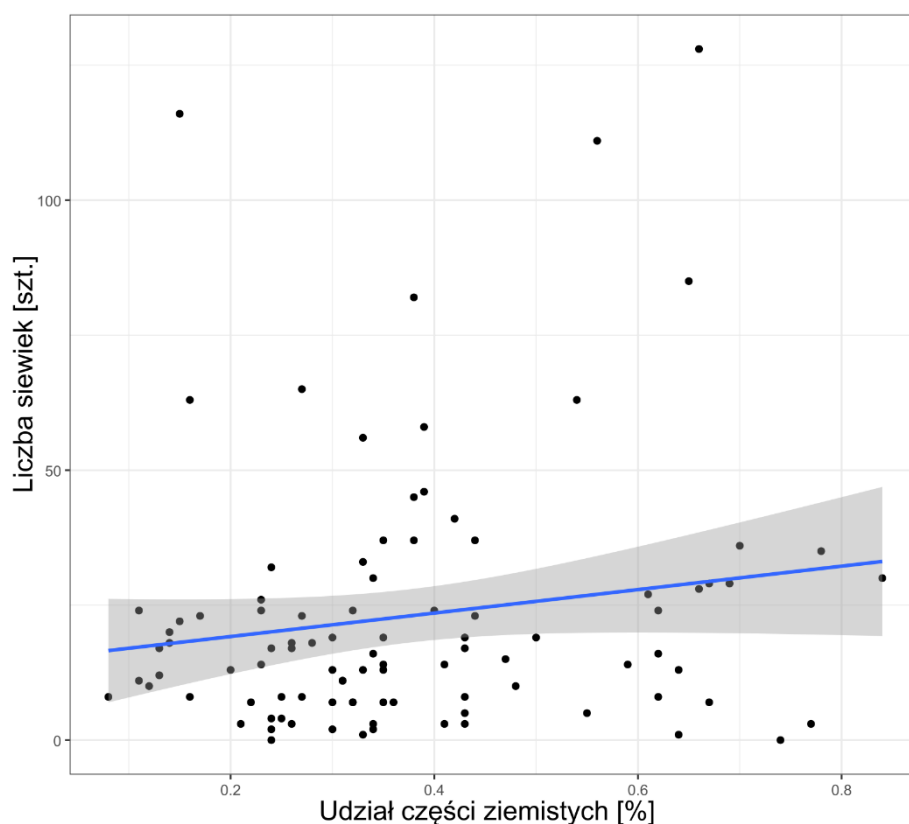


Rys. 60. Zależności między pojemnością wodną gleby (WHC) a niektórymi parametrami roślinności i drzewostanu

Kolejny parametr fizyczny podłoża, czyli procentowy udział części ziemistych miał istotny dodatni wpływ jedynie na liczbę siewek na poletko (Tab. 17). Wraz ze wzrostem zawartości części ziemistych, liczba siewek rosła (Rys. 61).

Tab. 17. Podsumowanie współczynników modelu GLMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między udziałem części ziemistych podłoża a liczbą siewek na hałdach

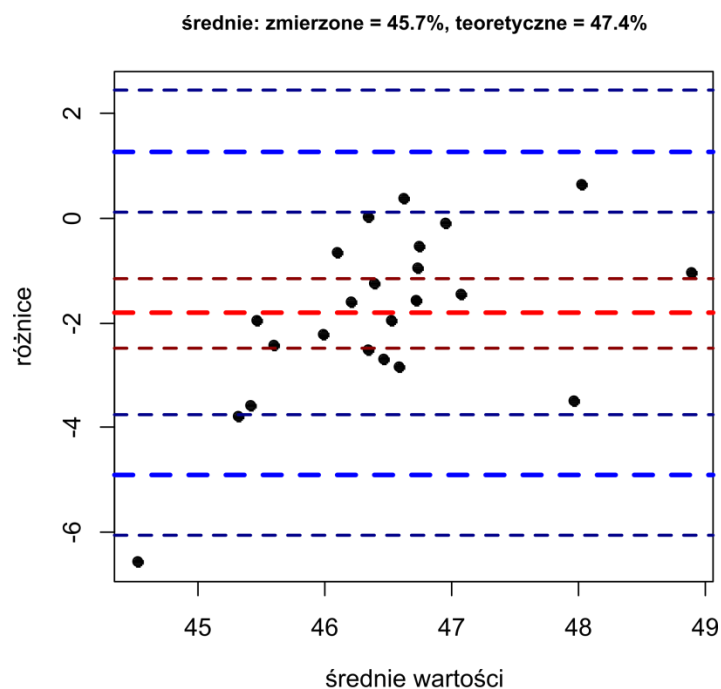
Czynnik siedliskowy	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
Wyraz wolny	2,712	0,248	10,955	<0,0001	26,707	<0,0001
Udział części ziemistych	0,778	0,151	5,168	<0,0001		



Rys. 61. Zależności między procentowym udziałem części ziemistych podłoża a liczbą siewek

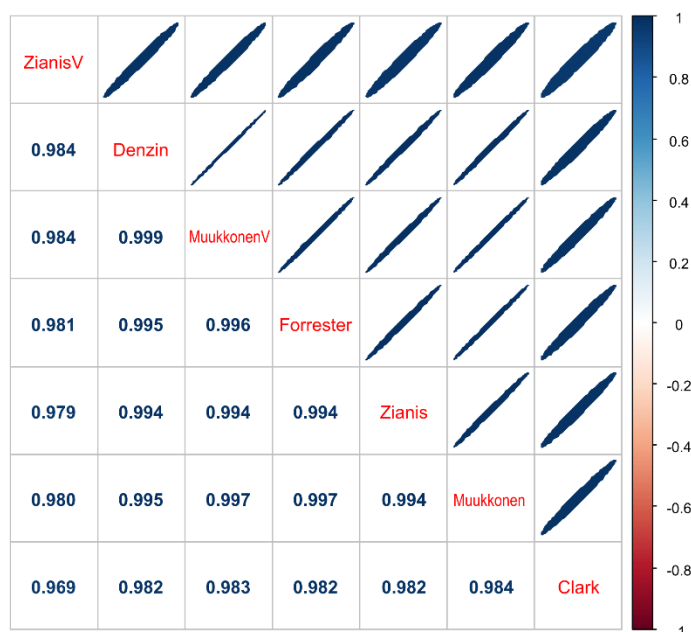
3.7 Sekwestracja węgla przez rośliny na zwałowiskach pokopalnianych

Średnia procentowa zawartość węgla zmierzonych 29 próbek drewna drzew porastających zwałowiska pokopalniane (szczegóły w rozdziale 2.3.4) wyniosła 45,7%. Była ona niższa o 1,7% niż wartości teoretyczne zawartości węgla w drewnie (47,4%) co przedstawiono na wykresie Bland-Altmana (Rys. 62). Zestawiono tutaj średnią wartość z dwóch sparowanych ze sobą wyników (wartość teoretyczną i wartość zmierzoną dla danego gatunku) z odchyleniami (różnicami) wartości teoretycznych względem wartości zaobserwowanych.



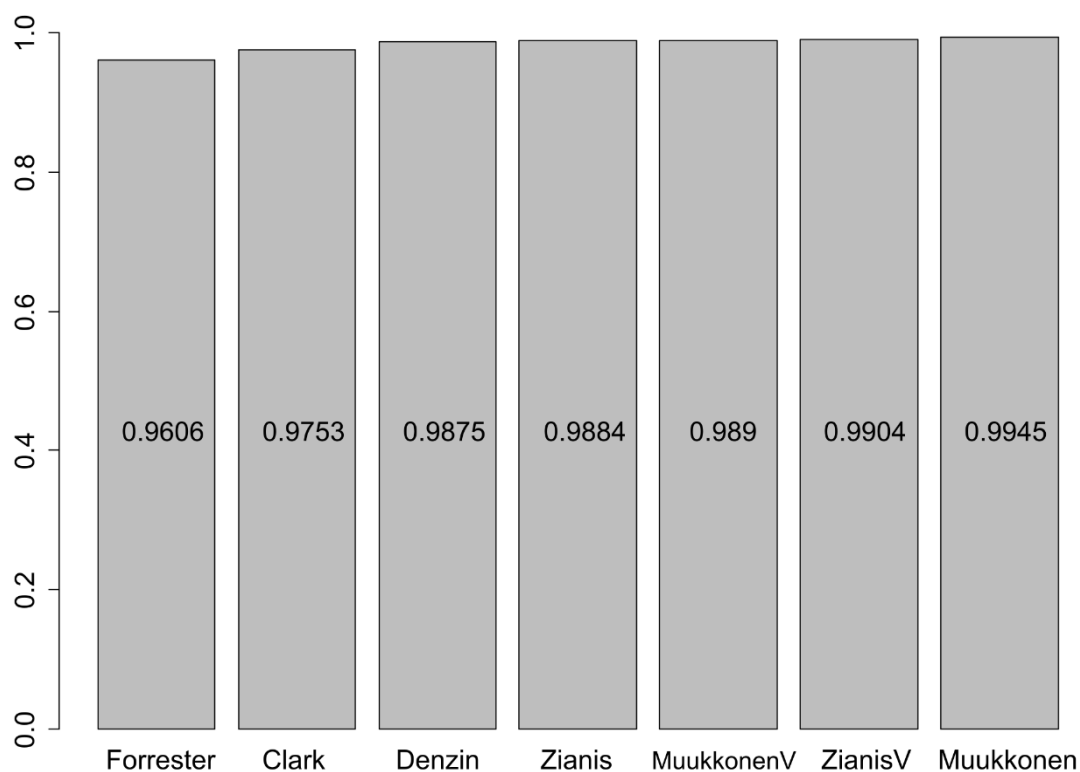
Rys. 62. Wykres Bland-Altmana pokazujący różnice między zmierzonymi wartościami węgla w drewnie a wartościami teoretycznymi dla wybranych 29 próbek różnych gatunków drzew na hałdach

Zbadano korelacje między wynikami zawartości węgla w dendromasie uzyskanymi z wykorzystaniem różnych równań w celu wyboru najbardziej optymalnej metody teoretycznego szacunku. Zależności między wynikami dla siedmiu różnych sposobów obliczeń wyrażono za pomocą macierzy korelacji Spearmana (Rys. 63). Wartości współczynników korelacji mieściły się w zakresie 0,969–0,999 i wskazywały na bardzo wyraźną zależność między wynikami. Ponadto wszystkie miały wysoką istotność poniżej $p < 0,001$.



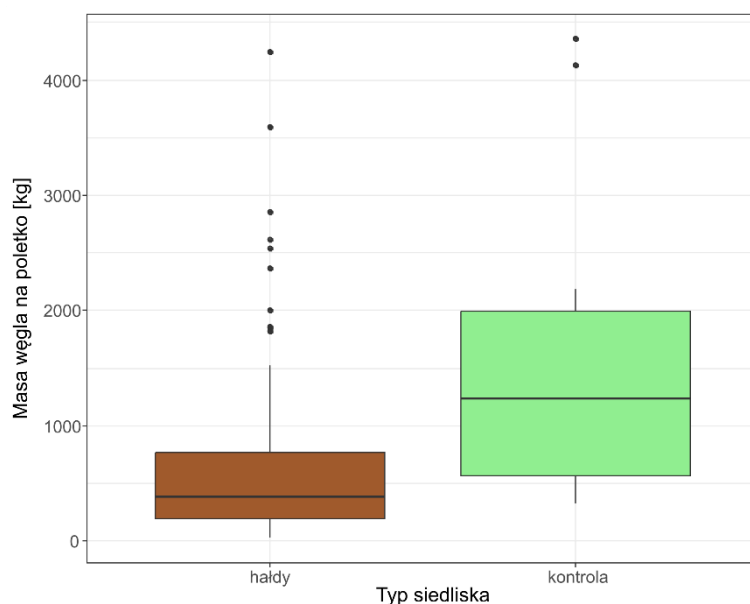
Rys. 63. Macierz korelacji Spearmana między wyliczonymi zawartościami węgla w biomasie na podstawie różnych równań allometrycznych

Aby wyznaczyć zawartość węgla w drzewostanie uwzględnianą w dalszych analizach skorzystano z korelacji wielorakiej (Rys. 64). Uzyskane wartości współczynnika determinacji były podobnie wysokie (powyżej 0,96). Spośród wyników uzyskanych w oparciu o siedem różnych sposobów obliczeń wybrano wyniki zawartości węgla oznaczone jako Muukkonen o najwyższej wartości współczynnika determinacji. Według tej analizy, ta metoda była najbardziej skorelowana z pozostałymi metodami co może wskazywać na najlepsze dopasowanie.



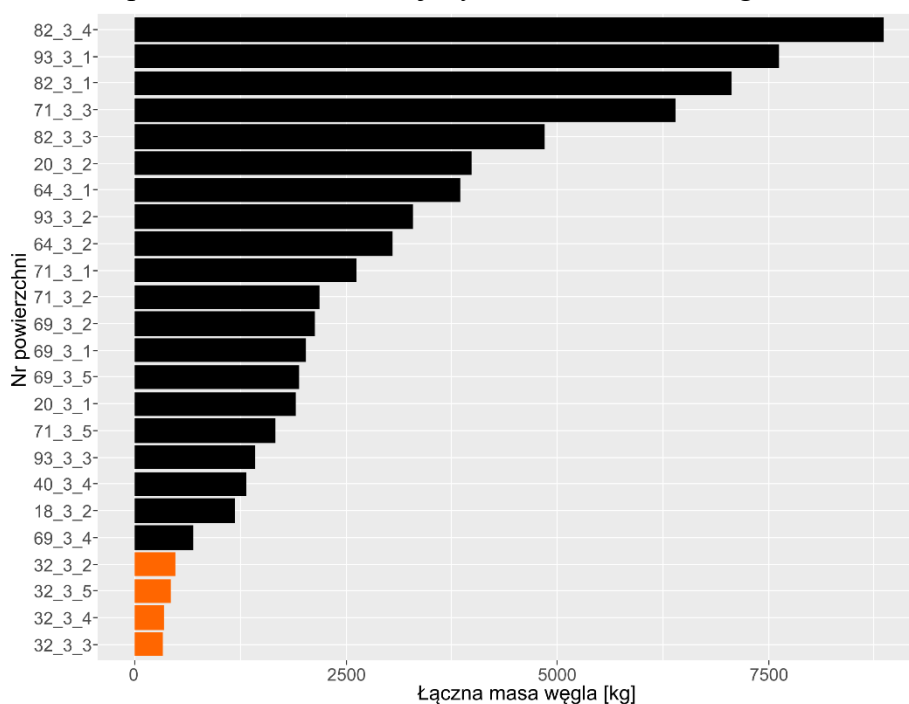
Rys. 64. Wartości korelacji wielorakiej między wyliczonymi zawartościami węgla na podstawie różnych równań allometrycznych

Wyniki zawartości węgla w biomasie uzyskane na podstawie równań allometrycznych na biomasę nadziemną według Muukkonen'a (2007) porównano między hałdami a kontrolą (Rys. 65). Drzewa w kontroli miały wyższą średnią zawartość węgla niż te na hałdach ($W = 347$; $p = 0,0005346$). Mediana masy węgla dla okazów drzewiastych występujących na zwałowiskach pokopalnianych wyniosła ok. 387 kg, natomiast dla tych w kontroli była większa i równała się ok. 1236 kg.



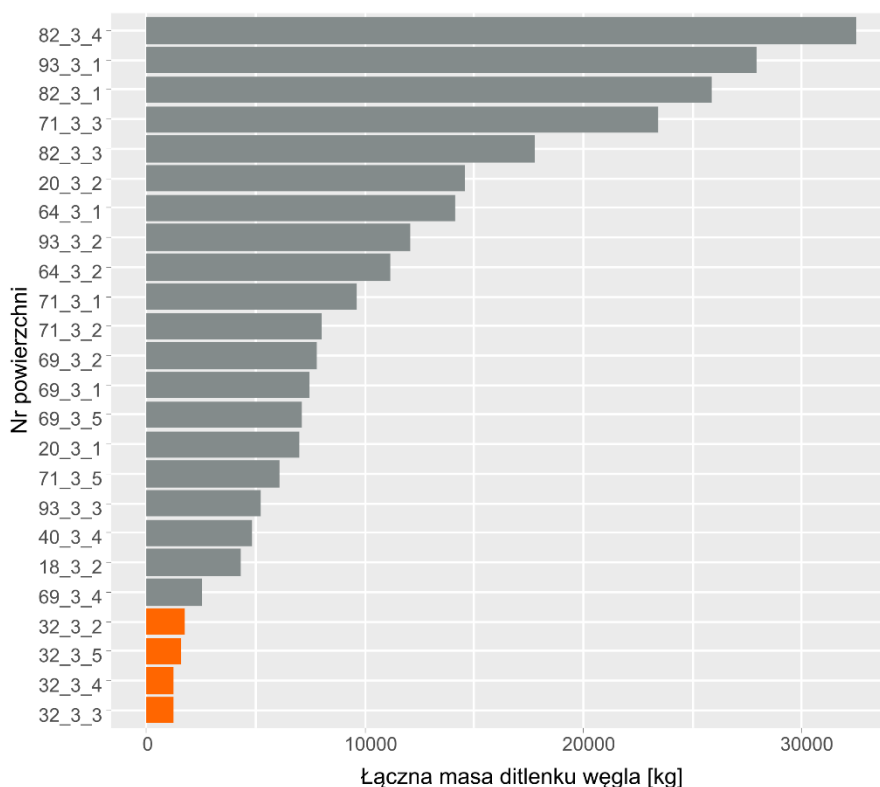
Rys. 65. Przeciętna ($M \pm IQR$) zawartość węgla w biomasie roślin drzewiastych na hałdach w porównaniu z kontrolą (Test Wilcoxon suma rang, $W = 347$; $p = 0,0005346$)

Uzyskane wyniki masy węgla w roślinności drzewiastej porównano między powierzchniami badawczymi założonymi na hałdach (Rys. 66). Powierzchnią o największej zawartości węgla w dendromasie była ta o numerze 82_3_4. Masa węgla w drzewostanie wyniosła ok. 8 863 kg. Następnymi powierzchniami o stosunkowo wysokiej zawartości węgla były: 93_3_1 (7 618 kg), 82_3_1 (7 065), 71_3_3 (6 394) i 82_3_3 (4 851). Z kolei najmniej węgla w biomasie odnotowano dla powierzchni: 69_3_4 (686), 18_3_2 (1 178), 40_3_4 (1 317), 93_3_3 (1 423) i 71_3_5 (1 663). Z analizy wyłączono powierzchnie jednopoletkowe założone na hałdzie nr 32 (zaznaczone na pomarańczowo). Średnia zawartość węgla w drzewostanie na powierzchni badawczej wynosiła około 3 160 kg.



Rys. 66. Porównanie łącznej masy węgla w drzewostanie między powierzchniami badawczymi

Masę węgla zgromadzonego w drzewostanie powierzchni badawczych można przeliczyć na zawartość ditlenku węgla, co opisano w Rozdz. 2.3.4. Uzyskane wyniki porównano między powierzchniami badawczymi (Rys. 67). Odpowiednio największą masę ditlenku węgla w drzewostanie odnotowano dla powierzchni 82_3_4 (32 475 kg), a najmniej ditlenku węgla w dendromasie (poza jednopoletkowymi powierzchniami hałdy nr 32) wystąpiło na powierzchni 69_3_4 (2 514 kg).



Rys. 67. Zestawienie łącznej masy ditlenku węgla w drzewostanie między powierzchniami badawczymi

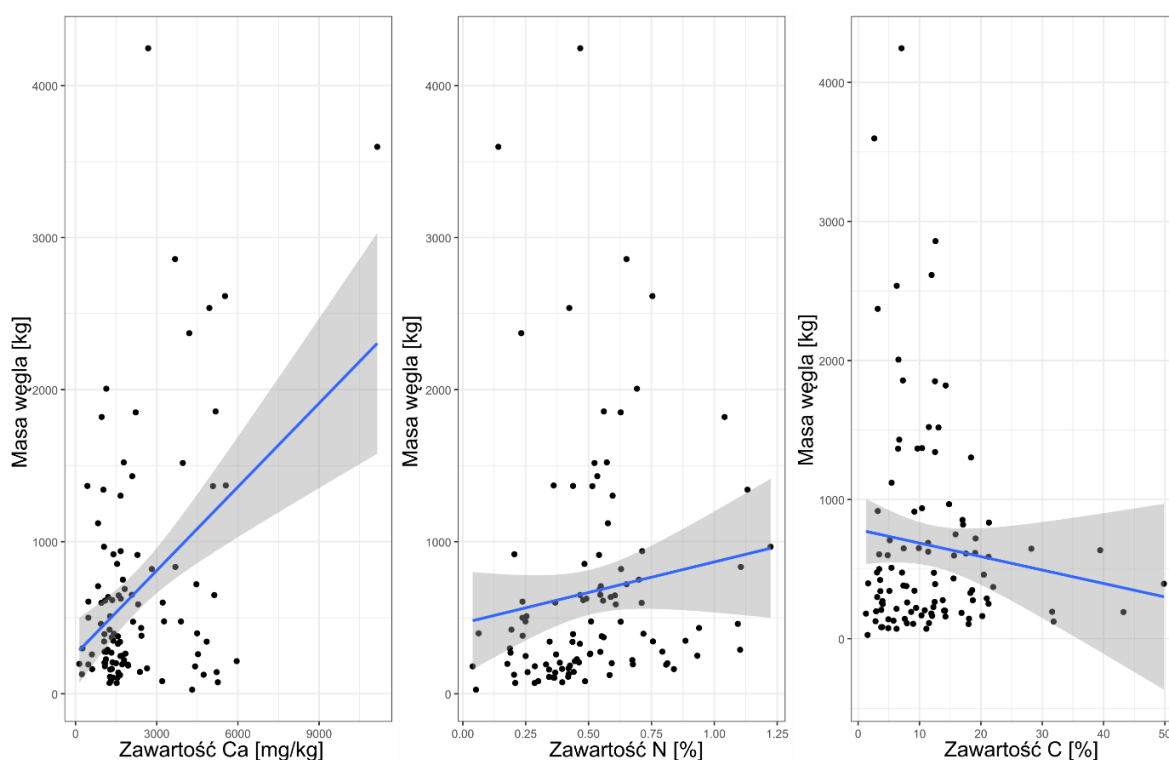
Zbadano również zależność masy węgla w drzewostanie od zmiennych siedliskowych. Analiza przy użyciu modeli statystycznych GLMM i testu Walda wykazała, że na masę węgla wpływają trzy zmienne fizykochemiczne podłoża tj. zawartość wapnia, azotu i węgla organicznego (Tab. 18). Ponadto, stwierdzono, że masa węgla w drzewostanie różni się między poszczególnymi zwałowiskami pokopalnianymi.

Tab. 18. Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między masą węgla w drzewostanie a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda

Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
(wyraz wolny)	6,319	2,152	2,937	0,00332	-	-
K	0,020	0,082	0,238	0,81168	0,057	0,811682
Mg	-0,078	0,111	-0,704	0,48125	0,496	0,481250
Ca	0,356	0,141	2,525	0,01158	6,374	0,011581
Na	-0,162	0,110	-1,468	0,14222	2,154	0,142216

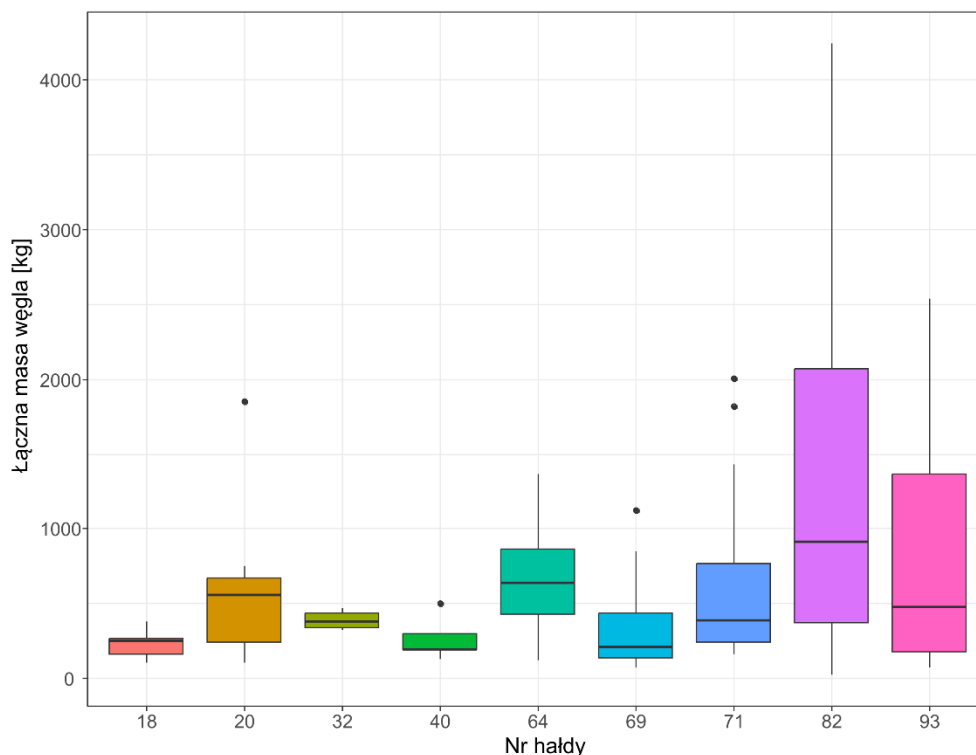
Czynnik siedliskowy / hałda	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	z	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
P	0,022	0,101	0,216	0,82869	0,047	0,828688
N	0,433	0,137	3,172	0,00151	10,062	0,001513
C	-0,315	0,112	-2,827	0,00470	7,993	0,004696
pH	-0,124	0,112	-1,114	0,26520	1,241	0,265202
wiek	-0,015	0,083	-0,181	0,85642	0,033	0,856424
hałda20	0,739	0,682	1,084	0,27825	df=8, 18,799	0,015974
hałda32	0,499	1,019	0,490	0,62440		
hałda40	0,191	1,137	0,168	0,86656		
hałda64	1,166	0,867	1,344	0,17882		
hałda69	0,221	1,294	0,171	0,86430		
hałda71	0,100	0,565	0,177	0,85942		
hałda82	1,480	2,600	0,569	0,56913		
hałda93	0,441	1,158	0,381	0,70349		

W przypadku wpływu zmiennych fizykochemicznych zaobserwowano, że wraz ze wzrostem zawartości wapnia jak i azotu w podłożu rosła zawartość węgla w drzewostanie (Rys. 68). Odwrotnie było w przypadku węgla – wraz ze wzrostem jego zawartości, zawartość węgla w dendromasie spadała.



Rys. 68. Zależność między masą węgla w drzewostanie a warunkami fizykochemicznymi podłoża

Jeśli chodzi o łączną masę węgla w drzewostanie dla poszczególnych zwałowisk pokopalnianych to na ogół, dla większości hałd mediany łącznej masy węgla w drzewostanie nie przekraczały 1 000 kg (Rys. 69). Najniższą wartość środkową masy węgla uzyskała hałda nr 40 (197 kg). Natomiast zwałowisko o nr 82 osiągnęło najwyższą wartość mediany (913 kg).

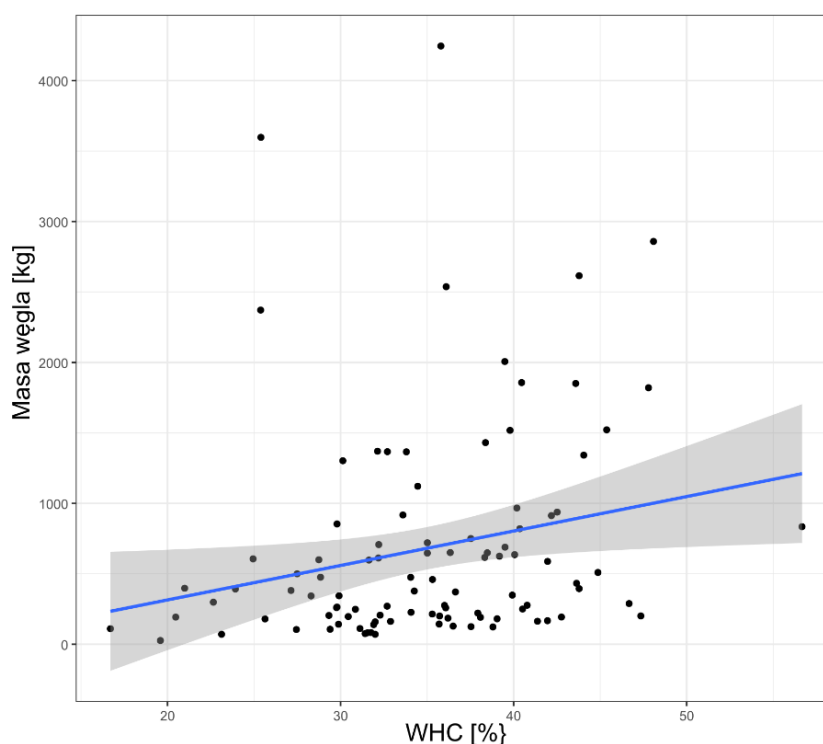


Rys. 69. Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) łącznej masy węgla w drzewostanie między hałdami

Stwierdzono także istotny wpływ pojemności wodnej podłoża (WHC) na masę węgla według liniowego modelu mieszanego LMM (Tab. 19). Zależność tą zobrazowano na rysunku 70. Skład granulometryczny mierzony udziałem części ziemistych w podłożu hałd nie miał istotnego wpływu na ten parametr.

Tab. 19. Podsumowanie współczynników modelu LMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między pojemnością wodną podłoża a masą węgla na hałdach

Czynnik siedliskowy	Współczynniki modelu				Test Walda	
	Oszacowanie	SE	T value	Pr(> z)	Chisq	Pr(>Chisq)
Wyraz wolny	-129,8	378,68	-0,343	0,7325	4,8198	0,02813
WHC	22,79	10,38	2,195	0,0305		



Rys. 70. Istotna zależność między pojemnością wodną podłoża (WHC) a masą węgla

3.8 Wpływ zwałowisk pokopalnianych na redukcję efektu miejskiej wyspy ciepła

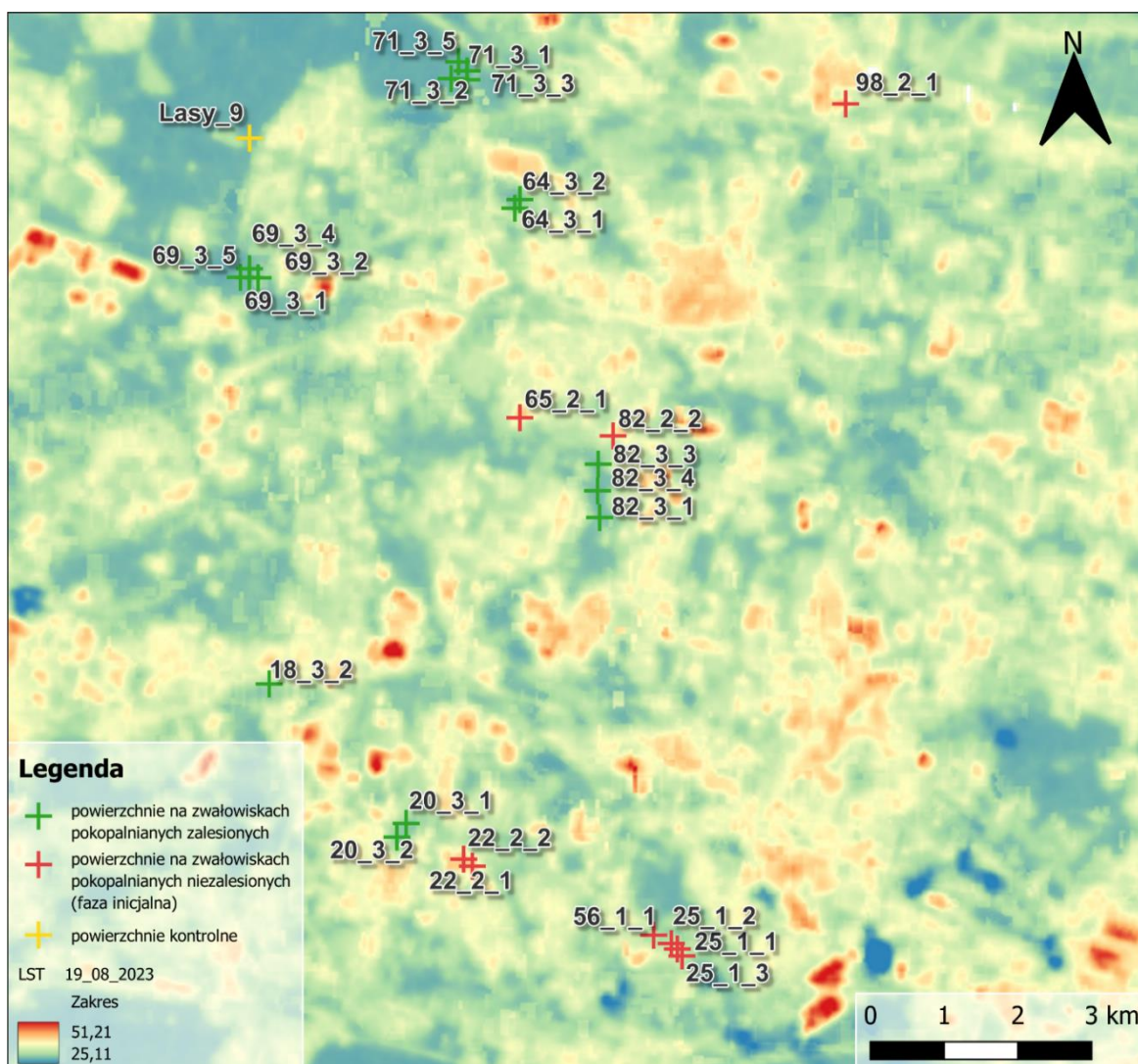
Uzyskane wyniki temperatury powierzchni ziemi (LST) pozwoliły na porównanie typów hałd (zalesionych i niezalesionych) i kontroli pod kątem warunków termicznych (Tab. 20). W zestawieniu podano wyniki dla 24.08.2019 i 19.08.2023 r. Na ogół temperatura na hałdach zalesionych (średnio $20,48 \pm 0,6^{\circ}\text{C}$ w 2019 r. i $29,43 \pm 1,0^{\circ}\text{C}$ w 2023 r.) była niższa niż na tych niezalesionych, czyli w tzw. fazie inicjalnej (średnio $26,09 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ w 2019 r. i $40,92 \pm 5,3^{\circ}\text{C}$ w 2023 r.). Niezależnie od daty, powierzchnie kontrolne odznaczały się najniższą średnią temperaturą powierzchni ziemi (średnio $19,45 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$ w 2019 r. i $28,63 \pm 1,0^{\circ}\text{C}$ w 2023 r.).

Tab. 20. Wyniki temperatury powierzchni ziemi (LST) na powierzchniach badawczych na hałdach zalesionych, niezalesionych i w kontroli

Lp.	Kod	Typ siedliska	Temperatura (LST) w dniu 24.08.2019 [°C]	Temperatura (LST) w dniu 19.08.2023 [°C]
1	18_3_2	hałda zalesiona	21,29	31,73
2	20_3_1	hałda zalesiona	20,73	30,34
3	20_3_2	hałda zalesiona	21,27	30,57
4	32_3_2	hałda zalesiona	20,31	28,46
5	32_3_3	hałda zalesiona	20,00	28,27
6	32_3_4	hałda zalesiona	21,81	29,48
7	32_3_5	hałda zalesiona	21,42	28,78
8	40_3_4	hałda zalesiona	20,74	30,83

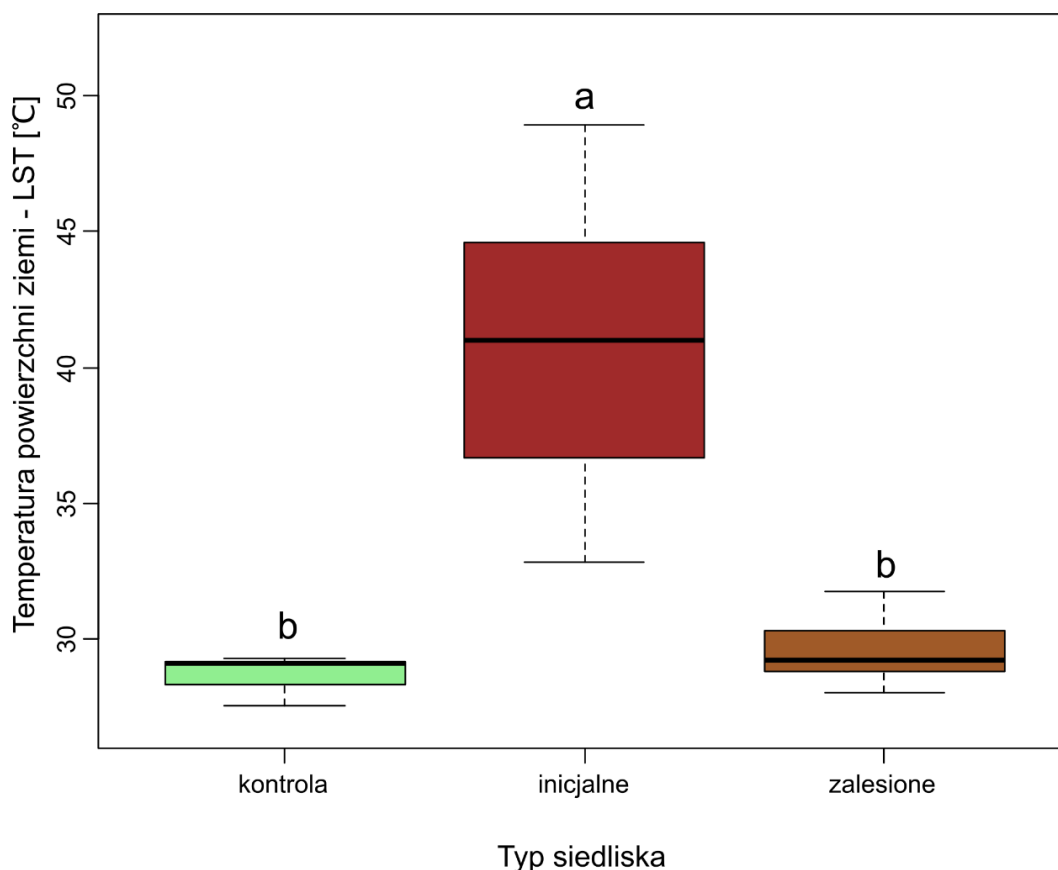
Lp.	Kod	Typ siedliska	Temperatura (LST) w dniu 24.08.2019 [°C]	Temperatura (LST) w dniu 19.08.2023 [°C]
9	64_3_1	hałda zalesiona	20,94	30,23
10	64_3_2	hałda zalesiona	20,71	30,33
11	69_3_1	hałda zalesiona	20,56	29,21
12	69_3_2	hałda zalesiona	20,68	30,96
13	69_3_4	hałda zalesiona	20,34	29,28
14	69_3_5	hałda zalesiona	20,59	29,23
15	71_3_1	hałda zalesiona	19,77	28,53
16	71_3_2	hałda zalesiona	19,76	28,84
17	71_3_3	hałda zalesiona	19,71	28,87
18	71_3_5	hałda zalesiona	19,83	28,76
19	82_3_1	hałda zalesiona	20,57	29,50
20	82_3_3	hałda zalesiona	20,78	29,87
21	82_3_4	hałda zalesiona	20,59	29,20
22	93_3_1	hałda zalesiona	19,65	28,01
23	93_3_2	hałda zalesiona	19,79	28,37
24	93_3_3	hałda zalesiona	19,72	28,80
25	101_2_2	hałda niezalesiona	25,55	44,46
26	101_2_3	hałda niezalesiona	25,16	42,91
27	101_2_4	hałda niezalesiona	25,96	44,76
28	102_2_1	hałda niezalesiona	27,60	48,83
29	102_2_2	hałda niezalesiona	27,07	47,42
30	102_2_3	hałda niezalesiona	27,37	48,44
31	102_2_4	hałda niezalesiona	27,22	48,95
32	22_2_1	hałda niezalesiona	27,33	40,99
33	22_2_2	hałda niezalesiona	26,97	42,51
34	25_1_1	hałda niezalesiona	25,19	35,62
35	25_1_2	hałda niezalesiona	24,08	33,68
36	25_1_3	hałda niezalesiona	25,39	35,27
37	49_2_1	hałda niezalesiona	22,82	34,17
38	49_2_2	hałda niezalesiona	26,05	37,75
39	49_2_3	hałda niezalesiona	26,90	38,57
40	56_1_1	hałda niezalesiona	24,20	32,81
41	65_2_1	hałda niezalesiona	27,93	40,69
42	82_2_2	hałda niezalesiona	26,23	38,62
43	98_2_1	hałda niezalesiona	26,75	41,11
44	Bory5	kontrola	19,07	29,08
45	Lasy9	kontrola	19,74	29,29
46	LasyR2	kontrola	19,53	27,53

Poniżej zaprezentowano rozmieszczenie analizowanych typów siedlisk w obrębie powierzchni badawczych, na tle mapy określającej temperaturę powierzchni terenu (LST), obliczonej na podstawie zdjęcia satelitarnego z 19.08.2023 r. (Rys. 71). Wartości LST analizowanego obszaru wykazywały zmienność w zakresie od 25,11 do 51,21°C. Powierzchnie założone na hałdach zalesionych oraz w kontroli na mapie występują w odcieniach zielonego, co wskazuje na niższą temperaturę niż na powierzchniach zlokalizowanych na hałdach w fazie inicjalnej (kolor od żółtego do pomarańczowego).



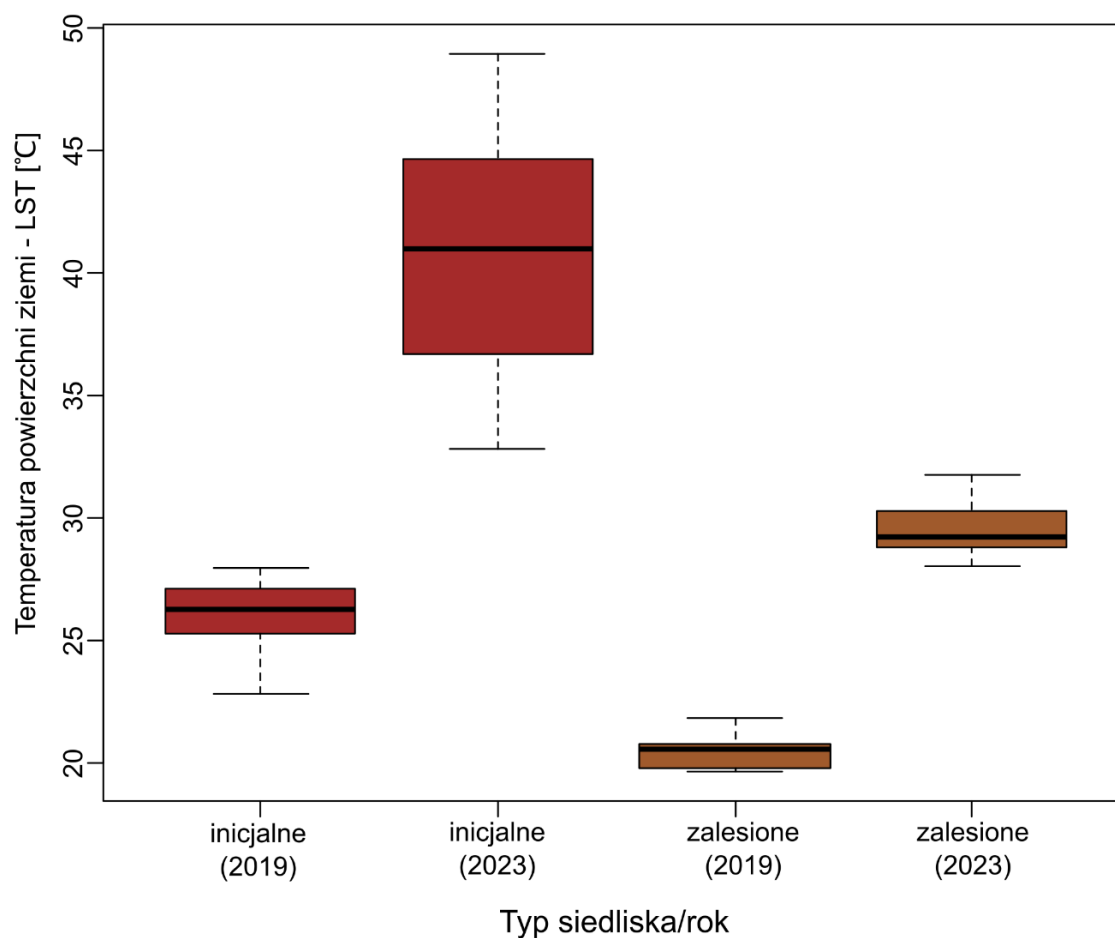
Rys. 71. Rozmieszczenie wybranych powierzchni badawczych na tle temperatury powierzchni ziemi (LST)

Na podstawie wyników z 19.08.2023 r. stwierdzono istotne różnice w wartościach temperatury powierzchni ziemi między poszczególnymi typami analizowanych siedlisk (Rys. 72). Najwyższymi wartościami temperatury charakteryzowały się powierzchnie założone na hałdach w fazie inicjalnej (mediana około 40°C). Powierzchnie założone na hałdach z wykształconą roślinnością drzewiastą uzyskały zdecydowanie niższe wartości temperatury (mediana poniżej 30°C), bliskie tym notowanym w kontroli (nie różniły się one istotnie od tej grupy).



Rys. 72. Porównanie temperatury LST (chi-kwadrat=33,04; $p < 0,0001$) między typami łąd i kontrolą. Różne litery nad pudełkami wskazują istotność różnic ($p < 0,05$) wg testu Conovera po teście Kruskala-Wallisa

Przeanalizowano również różnice w wartościach temperatury (LST) zaobserwowanych 24.08.2019 i 19.08.2023 r. w obrębie zwałowisk zalesionych i tych z roślinnością inicjalną (Rys. 73). W oparciu o dwuczynnikową analizę wariancji z interakcją typu siedliska (Tab. 21) można stwierdzić, że temperatura powierzchni ziemi różniła się istotnie między łąkami w fazie inicjalnej a łąkami zalesionymi. Wyższą temperaturę odnotowano dla łąk niezalesionych (mediana 26,23°C w 2019 r. i 40,99°C w 2023 r.). Przy czym dla zalesionych temperatura LST była niższa (odpowiednio 20,58 i 29,22°C). Ponadto wyniki z 2019 r. były niższe niż te z 2023 r. niezależnie od typu łąki. Uwzględniając łąki w fazie inicjalnej mediana temperatury w 2023 r. była większa o 14,76°C od mediany temperatury w 2019 r. Z kolei różnica w medianie między 2019 i 2023 r. dla łąk zalesionych wyniosła 8,64°C, co może wynikać przede wszystkim ze zróżnicowania warunków pogodowych w analizowanych dniach.



Rys. 73. Porównanie temperatury LST między hałdami inicjalnymi a zalesionymi w latach 2019 i 2023

Tab. 21. Wyniki dwuczynnikowej analizy wariancji z interakcją typu siedliska (zalesione i inicjalne) oraz roku (2019 i 2023)

Zmienna	F	P
typ siedliska	223,709	<0,001
rok	413,871	<0,001
typ × rok	26,426	<0,001

4. Dyskusja

4.1 Rola roślinności drzewiastej w utrzymywaniu różnorodności biologicznej zwałowisk pokopalnianych

Badania zrealizowane w okresie 2022–2023 dotyczące lasów wykształconych na terenie wybranych zwałowisk pogórnich pozwoliły na scharakteryzowanie roślinności drzewiastej i jej udziału w kształtowaniu różnorodności biologicznej. Uzyskane wyniki (Rozdz. 3.1–3.5) umożliwiły weryfikację hipotezy wskazującej, że drzewa i krzewy porastające hałdy różnią się w zakresie składu gatunkowego i struktury drzewostanu od lasów naturalnych.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że wybrane zwałowiska pokopalniane porośnięte roślinnością drzewiastą charakteryzują się większą liczbą gatunków drzew i krzewów niż powierzchnie kontrolne (58 gatunków wobec 19 w kontroli). Poszczególne zwałowiska różnią się między sobą liczbą gatunków jak i ich liczebnością. Drzewa i krzewy, a także runo budujące roślinność zwałowisk świadczą o postępie procesu sukcesji, którą z uwagi na inicjalny charakter można traktować jako sukcesję pierwotną, nawet pomimo antropogenicznego charakteru hałd. Jak już wspomniano we wstępie, sukcesji na zwałach pokopalnianych nie można traktować jak rekultywacji. Proces rozwoju roślinności na hałdach wpisuje się idealnie w koncepcję Clementa (1916 za Falińska 2004) gdzie pierwszy etap sukcesji naturalnej to tzw. nudacja, czyli odsłonięcie powierzchni, w tym wypadku są to naniesione zwały skały płonnej.

Wyniki dotyczące składu gatunkowego badanych zwałowisk pokopalnianych nie odbiegają od tych uzyskiwanych dla terenów przemysłowych i pogórnich [Rostański 2006, Skubała 2011, Woch i in. 2013, Rahmonov i in. 2020]. W przypadku hałd Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, Woźniak i in. (2003) podają, że wśród głównych gatunków drzewiastych wymienia się takie jak: *Betula pendula*, *Quercus robur*, *Pinus sylvestris* i *Populus tremula*. Z mniejszą częstością pojawiają się również gatunki: *Salix caprea*, *Tilia cordata*, *Sambucus nigra*, *Alnus glutinosa* i *Larix decidua*. Spośród podanych, wszystkie zostały stwierdzone podczas badań do niniejszej pracy, a trzy z nich (*Betula pendula*, *Sambucus nigra* i *Tilia cordata*) znalazły się w pierwszej dziesiątce najliczniej występujących gatunków. Co więcej, Woźniak i in. (2003) stwierdzają, że obok gatunków rodzimych na hałdach pojawiają się kenofity (zwane też neofitami w literaturze zachodniej – gatunki obce zadomowione po XV w., umownie po odkryciu Ameryki) [Tokarska-Guzik i in. 2011] jak: *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Padus serotina* i *Acer negundo*. Wskazane wyniki dotyczące składu drzewostanu Woźniak potwierdziła i rozszerzyła badając 112 zwałowisk Górnego Śląska [Woźniak 2010]. Wspomniała o gatunkach drzewiastych takich jak: *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*, *Acer platanoides*, *Sambucus racemosa*, *Rosa canina*, *Crataegus monogyna* i *Ribes uva-crispa*. Wśród neofitów stwierdziła nie tylko obecność gatunku *Padus serotina*, ale również *Populus x canadensis*. W większości, wymienione gatunki odnotowano także w czasie badań do niniejszej pracy. Na obce gatunki w strukturze flory hałd pokopalnianych zwracał uwagę również Rostański (1998, 2006) i Hańczaruk (2017). Co ciekawe hałdy innego rodzaju jak tzw. zroby pokopalniane rud żelaza [Podgórska 2019] lub hałdy

posodowe [Cohn i in. 2001] mają gatunków obcych niewiele, a jeszcze dodatkowo obfitują w gatunki rzadkie i chronione.

Podobieństwo uzyskanych wyników składu gatunkowego zauważono również z pracą Bzdęgi i in. (2003). Autorzy wskazują, że na terenie hałd Górnego Śląska (Jaworzno, Ruda Śląska i Mikołów) zadrzewienie jest zbudowane głównie z gatunków takich jak: *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Alnus incana*, *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Padus serotina*, *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Prunus avium*, *Quercus robur*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Salix acutifolia*, *Salix caprea*, *Sambucus nigra*, *Sorbus acuparia*, *Symphoricarpos albus*, *Tilia cordata* i *Tilia platyphyllos*. Większość wymienionych gatunków (poza trzema) występowało również na badanych hałdach H18–H93.

Wśród gatunków notowanych na hałdach obecne są zarówno gatunki rodzime jak i obce. Gatunki obce można rozpatrywać jako te zadomowione w polskich lasach, zgodnie z podziałem proponowanym przez Danielewicz i in. (2020). W zbiorze roślin drzewiastych stwierdzonych na zwałowiskach pokopalnianych znajdowało się 16 takich gatunków (ok. 27,6% wszystkich gatunków odnotowanych na hałdach). Były to gatunki: *Acer negundo*, *Aesculus hippocastanum*, *Amelanchier spicata*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Juglans regia*, *Malus domestica*, *Padus serotina*, *Physocarpus opulifolius*, *Populus nigra* L. 'Italica', *Populus x canadensis*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Spiraea alba*, *Spiraea chamaedryfolia*, *Symphoricarpos albus* i *Viburnum opulus*.

Zgodnie z publikacjami Tokarskiej Guzik i in. (2012, 2021) wszystkie wspomniane gatunki zadomowione w lasach w Polsce, zaliczane są do kenofitów, a siedem z nich ma status gatunku inwazyjnego (*Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Juglans regia*, *Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia*). Wspomnianym gatunkom zaliczonym do inwazyjnych nadano również kategorie określone punktowo i wyszczególnione w oparciu o ich cechy (grupa geograficzno-historyczna, zasięg w Polsce, wielkość lokalnej populacji, typ kolonizowanych siedlisk i tendencje dynamiczne) i rodzaj zagrożenia (ekologiczne, ekonomiczne i społeczne). Wśród badanych gatunków drzewiastych, pięć uzyskało kategorię IV (*Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia*) charakteryzującą gatunki mające istotne znaczenie w Polsce, czyli takie, które mają dużą liczbę stanowisk, wysoką liczebność osobników w płatach i tendencję do zwiększania zajmowanego obszaru. Pojawiło się również po jednym gatunku z kategorii III (*Fraxinus pennsylvanica*) i II (*Juglans regia*). Kategoria III odznacza gatunki, które mają niewiele stanowisk o wysokiej ilościowości lub wiele stanowisk o niewielkiej liczebności osobników, a II – gatunki o ujawnionych właściwościach inwazyjnych w niektórych regionach, które rozszerzają swój areał lub liczbę stanowisk [Tokarska-Guzik i in. 2012].

Według Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, wśród wymienionych powyżej gatunków trzy zaliczono do mało (*Acer negundo*, *Amelanchier spicata* i *Fraxinus pennsylvanica*) a trzy kolejne do średnio (*Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia*) inwazyjnych gatunków obcych szeroko rozprzestrzenionych w Polsce [GDOŚ 2024]. Biorąc pod uwagę łączną liczbę rekordów, udział inwazyjnych gatunków

obcych według GDOŚ na badanych hałdach wyniósł ok. 34,4%. W przypadku kontroli do inwazyjnych gatunków obcych zaliczono jedynie dwa gatunki (*Padus serotina* i *Quercus robur*), których udział był niemal dwukrotnie mniejszy niż na hałdach (ok. 17,4%).

Na badanych zwałowiskach najwięcej gatunków zaliczono do rodziny *Rosaceae* (w tym również część gatunków obcych). Tak wysoka liczebność różowatych może wynikać ze spontanicznego przenikania okazów z okolicznych terenów i ich stopniowego rozprzestrzeniania się na zwałowiskach lub celowego wprowadzania. Jak zaznaczają Danielewicz i in. (2020) uprawa obcych drzew i krzewów w lasach cieszy się dużym zainteresowaniem. Ponadto, wspomniani autorzy podają, że szczególnie intensywną ekspansję zauważa się w przypadku gatunków *Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia psuedoacacia*. Wskazują na to także niniejsze badania, gdyż wśród wyróżnionych gatunków obcego pochodzenia, właśnie te trzy są najliczniejsze.

Odnotowane okazy drzew i krzewów przypisywano do czterech faz rozwojowych. Siewki, podrost niski i wysoki oraz drzew oceniono pod względem liczebności gatunków, wyznaczono również powierzchnie badawcze o największej liczbie rekordów w danej fazie. Zarówno w przypadku hałd jak i kontroli najliczniejsze były siewki a najmniej liczny podrost wysoki. Różnice w udziałach poszczególnych faz między kontrolą i badanymi zwałowiskami były w zakresie do ok. 16%. Liczebność pni na poletkach badawczych w ramach danej fazy rozwojowej zmieniała się. Biorąc pod uwagę wszystkie formy wzrostu największa liczba pni cechowała powierzchnię 40_3_4, a najmniejsza – 82_3_4.

Liczebności III i IV fazy rozwojowej (Rys. 40) były większe dla hałd niż dla powierzchni kontrolnych. Może to świadczyć o tym, że drzewostan zwałowisk nie jest do końca ustabilizowany i stosunkowo młody (kształtowany od ustania działalności górniczej w okresie nie dłuższym niż 56 lat). Na powierzchniach badawczych założonych na hałdach licznie pojawiały się drzewa (IV faza) o niższych wartościach parametrów metrycznych niż te w kontroli (Rozdz. 3.5).

Dla stwierdzonych w czasie badań terenowych drzew i krzewów wykonano pomiary dendrometryczne. W literaturze brak jest prac traktujących na temat dokładnej metryki drzew porastających hałdy. Praca dostarcza informacji o strukturze dendrometrycznej drzew i krzewów porastających hałdy (Rozdz. 3.2).

Można wspomnieć, że źródłem danych o drzewach jest dostępna od 2021 r. dla terenu Polski Mapa Koron Drzew [Mapa Koron Drzew 2024]. Mapa ma pozwalać na pozyskiwanie szeregu informacji o drzewach, takich jak: gatunek, wysokość i pierśnica badanego okazu czy jego objętość. Aplikacja powstała w oparciu o dane pozyskane w latach 2011–2020 z lotniczego skanowania laserowego (pomiar zdalny). Jednak wykorzystanie Mapy Koron Drzew wiąże się z pewnymi ograniczeniami. Dla wybranego drzewa dostępne są takie dane jak: współrzędne, wysokość, powierzchnia i objętość. Dla zaznaczonej grupy drzew wyświetlany jest raport. Aktualność danych jest niska (często wyniki podawane dla 2011 lub 2012). Informacje o gatunkach, kondycji drzew i inne dane szczegółowe są dostępne jako dane lokalne (tylko dla wybranych obszarów w okolicy Warszawy). Wspomniane dane szczegółowe można uzyskać w wersji premium. Ponadto, wyniki analiz są dodatkowo płatne

po przekroczeniu limitu wynoszącego 1000 drzew w zaznaczonym obszarze. Bezpłatna wersja aplikacji może posłużyć do pozyskania przybliżonych danych o drzewach na hałdach.

Jak już wcześniej wykazano roślinność porastająca zwałowiska pokopalniane różniła się od tej występującej na powierzchniach kontrolnych. Istotność różnic uzyskano również za pomocą analizy DCA roślinności (Rozdz. 3.3). W oparciu o tę analizę można stwierdzić, że omawiane hałdy były bardziej zbliżone pod kątem składu gatunkowego do lasów liściastych z kontroli niż do borów mieszanych. Znajduje to wytłumaczenie powołując się na prace wcześniejsze [Rostański 2006, Woźniak 2010], że spontaniczna flora naczyniowa i roślinność hałd ma charakter liściasty, mieszany a bardzo rzadko iglasty.

Kształtowanie się roślinności na terenach pogórnicznych jest związane z zasiedlaniem terenów o podłożu charakteryzującym się odmiennymi w stosunku do gruntów rodzimych parametrami siedliskowymi. Z uwagi na to, skład fizykochemiczny gleby (obecność mikro- i makroskładników) wpływa istotnie na wzrost i rozwój roślinności obecnej na hałdach. Zbadano łącznie 10 parametrów fizykochemicznych podłoża (zawartość pierwiastków: K, Mg, Ca, Na, P, C i N, pH, WHC i udział części ziemistych), które różniły się między badanymi zwałowiskami (Rozdz. 3.4). Hałdą o stosunkowo wysokiej średniej zawartości analizowanych pierwiastków była ta o nr 82, a niskie wartości charakteryzowały hałdę nr 40. W składzie pierwiastkowym gleby dominował wapń, a następnie kolejno: potas, magnez, fosfor i sód. Pojemność wodna podłoża na hałdach nie przekraczała 40%, a udział części ziemistych na ogół był mniejszy niż 50%. Niski udział części ziemistych wskazuje to na przewagę utworów mocno szkieletowych (powyżej 35 do 60% części szkieletowych) i bardzo mocno szkieletowych (powyżej 60 do 90% części szkieletowych) [Polskie Towarzystwo Gleboznawcze 2008]. Badania Kompały-Bąby i in. (2019) wskazują, że zarówno pojemność wodna jak i udział części ziemistych są wskaźnikami, które nawzajem się uzupełniają i trochę inaczej wpływają na kształtowanie się kompozycji gatunkowych na hałdach powęglowych. Ich rola, a także udział części szkieletowych, jest większa dla hałd z inicjalną roślinnością. W sytuacji gdy spotyka się układy zbliżone do roślinności leśnej ich znaczenie się zmniejsza. Biorąc pod uwagę wyniki dotyczące pH podłoża, generalnie można stwierdzić, że środowisko glebowe hałd wykazywało odczyn kwaśny lub lekko kwaśny (jedna hałda miała odczyn obojętny).

Warto podkreślić, że pH jest związane z właściwościami fizykochemicznymi i biologicznymi gleby oraz wpływa na stosunki powietrzno-wodne. Jest więc jednym z kluczowych parametrów determinujących warunki rozwoju roślin [Gorlach i Mazur 2002, Mocek 2015]. Niskie wartości pH negatywnie wpływają na roślinność. Zakwaszenie podłoża glebowego może prowadzić m.in. do:

- wymywania niektórych składników pokarmowych (np. Mg i Ca),
- zmniejszania dostępności składników pokarmowych (np. P i Mo) wskutek ich przejścia w formy trudno przyswajalne,
- uwalniania do roztworu toksycznych dla roślin związków glinu,
- ograniczania aktywności różnych grup mikroorganizmów glebowych,
- wzrostu rozpuszczalności metali ciężkich,
- pogorszenia stosunków wodno-powietrznych gleby [Mercik 2002].

Biorąc pod uwagę powyższe negatywne skutki, korzystniejszy dla wzrostu roślin jest odczyn od słabo kwaśnego do obojętnego. Jak podają Bednarek i in. (2004), pH w zakresie 5,5–7,0 traktuje się jako optymalne pod kątem dostępności dla roślin pierwiastków pokarmowych, to jest: N, S, P, Ca, Mg, Fe, Mn, Mo, Cu, B i Zn. Wartości pH polskich gleb leśnych mieszczą się w przedziale 3,0–6,0 [Mocek 2015], co również wykazano w prowadzonych badaniach dla powierzchni kontrolnych. Podłoże większości badanych hałd (poza H18, H32, H69 i H82) zawiera się w tych granicach.

Analiza CCA (Rozdz. 3.3), która odnosiła się do ośmiu spośród 10 zmiennych siedliskowych (z uwagi na braki danych), wskazała, że skład gatunkowy badanych zwałowisk pokopalnianych był nie tylko zależny od wieku hałdy, ale uwarunkowany parametrami takimi jak: pH podłoża oraz zawartość w glebie pierwiastków: azotu, magnezu, wapnia i węgla. Ponadto przeprowadzone badania wskazują, że skład fizykochemiczny podłoża decyduje o liczebności okazów roślin drzewiastych, różnorodności biologicznej i miąższości drzewostanu badanych zwałowisk (Rozdz. 3.6). Wspomnianą różnorodność biologiczną określono na podstawie trzech wskaźników biorąc pod uwagę ogół roślinności występującej na danym poletku badawczym. Istotny wpływ na łączną liczbę pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) i liczbę siewek miały zawartość sodu, fosforu i węgla organicznego w podłożu. Poza wymienionymi, liczba pni zależała również od wartości pH i zawartości magnezu, a liczba siewek od zawartości wapnia. Oprócz tego, pH podłoża decydowało o liczbie gatunków drzewiastych, wartościach wskaźnika Shannona-Wienera (H) i wskaźnika dominacji Simpsona.

W badaniach zauważono, że różnorodność gatunkowa (wskaźnik Shannona-Wienera H) zwałowisk pokopalnianych rosła w miarę wzrostu wartości pH. Wysokie wartości wskaźnika H uzyskiwane na badanych poletkach świadczą o dużej liczbie gatunków, wśród których żaden nie jest dominujący ani pospolity. Współczynnik H, podobnie jak liczba gatunków, pośrednio mówi o bogactwie i różnorodności gatunkowej. W tym miejscu warto wspomnieć, że rzeczą powszechnie znaną i dobrze opisaną w literaturze jest fakt, że z pH bardziej zasadowym jest związane większe bogactwo gatunkowe. Wystarczy przywołać cały specjalny tom *Folia Geobotanica* poświęcony temu zagadnieniu [Herben i Chytrý 2003].

Odwrotnie natomiast było w przypadku wskaźnika dominacji – niskie pH jest związane z wyższymi wartościami wskaźnika D. Poza tym, kwaśny odczyn gleby na poletkach badawczych był związany z mniejszą liczbą gatunków. Wskaźnik dominacji Simpsona jest miarą odwrotną do wskaźnika Shannona-Wienera. Dzięki temu udało się potwierdzić ten w/w wynik innym sposobem. Co ciekawe, w przypadku wskaźnika równomierności (wskaźnik E) nie zaobserwowano istotnego wpływu żadnego z analizowanych parametrów fizykochemicznych. Odnotowano jedynie różnice między hałdami. Wskaźnik ten wskazuje na ujednolicanie się gatunków (zrównywanie liczebności gatunków) i wspomaga wskaźnik H. Przyczyny braku istotności wpływu badanych zmiennych na wskaźnik E, można upatrywać w skumulowanym oddziaływaniu wielu czynników fizykochemicznych na jego wartość jak i we wpływie konkurencji międzygatunkowej na równomierność.

Z kolei wzrost zawartości azotu ogólnego prowadził do wzrostu miąższości drzewostanu. Azot zaliczany jest do składników plonotwórczych odpowiedzialnych za przyrost biomasy

i pobieranie innych składników odżywczych [Mocek 2014]. Azot w podłożu występuje głównie w formie organicznej, natomiast jego łączna zawartość, jako azot całkowity, wynosi do ok. 3,5% [Bednarek i in. 2004]. Pojawiają się badania potwierdzające, że wzrost zawartości w podłożu azotu może skutkować większym przyrostem objętości drzewostanu [Zhu i in. 2017]. Przy tej okazji warto wspomnieć o liczbach Ellenberga, które zostały zastosowane w niniejszej pracy. Wykazano istotną zależność pomiędzy zawartością azotu w podłożu, a wartością liczby Ellenberga dla azotu obliczonej na podstawie preferencji stwierdzonych gatunków. Dla pozostałych parametrów fizykochemicznych podłoża nie wykazano istotnych zależności z odpowiadającymi im wartościami liczb Ellenberga. Jak dowiedli różni autorzy [Diekmann 2003, Dzwonko 2001, Szymura i in. 2014, Tichý i in. 2023] liczb Ellenberga należy używać do biocenoz naturalnych i zbliżonych do naturalnych. W tym przypadku walidacja lub kalibracja z danymi bezpośrednio zmierzonymi w środowisku wykazuje istotne zależności. W przypadku analizowanych zbiorowisk, parametry siedliskowe lepiej tłumaczą skład gatunkowy niż liczby Ellenberga. Wskazuje to na „nowatorski” skład i specyficzne zależności międzygatunkowe zbiorowisk roślinnych wykształconych spontanicznie na terenach przekształconych. Potwierdza to również założenia koncepcji, że zadrzewienia porastające zwałowiska pokopalniane różnią się od lasów naturalnych i powinny być traktowane jako nowe ekosystemy.

W odniesieniu do parametrów fizycznych pojemność wodna podłoża wpływała ujemnie na liczbę siewek, liczbę gatunków, wartość wskaźnika Shannona-Wienera i dodatkowo na miąższość drzewostanu (Rys. 60), z kolei wraz ze wzrostem udziału części ziemistych rosła liczba siewek (Rys. 61). Zdolność do zatrzymywania wody zależy od zawartości materii organicznej oraz struktury gleby i znacząco wpływa na wzrost roślinności [Bordoloi i in. 2018]. Dlatego wynik ten może być zaskakujący w odniesieniu do spadku bogactwa gatunkowego i siewek. Warto podkreślić, że znaczenie w tym zakresie mogło mieć zasolenie czy też inne parametry, których nie zbadano. Ponadto inaczej mogą kształtować się stosunki biotyczne. Wynika to z faktu, iż w warunkach zwiększonej ilości zasobów jest tendencja do większej konkurencji, przez co może też dojść do spadku liczby gatunków i dominacji kilku taksonów [Tilman 1986, Goldberg 1990]. Natomiast na siedliskach o dużym stresie środowiskowym relacje między gatunkami mogą kształtować się inaczej. Z punktu widzenia uzyskanych wyników szczególnie interesująca wydaje się wprost proporcjonalna zależność miąższości drzewostanu od WHC. Pojemność wodna generalnie wpływa na osiąganą przez drzewa biomasę, ale też może one sprzyjać zatrzymywaniu większej ilości wody w tkankach drzewnych. Negatywny wpływ WHC na wspomniane wcześniej cechy roślinności można by także wytłumaczyć mocniejszym oddziaływaniem pojemności wodnej na osobniki dojrzałe (drzewa i krzewy w IV fazie rozwojowej) i dominujące w danym zbiorowisku.

4.2 Potencjał roślinności drzewiastej do świadczenia usług ekosystemowych w krajobrazie przemysłowym

W ramach pracy skoncentrowano się na usługach regulacyjnych, a dokładniej tych związanych z regulacją klimatu tj. sekwestracja węgla i ograniczanie emisyjności termicznej powierzchni terenu. Przeanalizowano znaczenie roślinności drzewiastej badanych

zwałowisk pokopalnianych w pełnieniu usług ekosystemowych i zweryfikowano postawione w pracy hipotezy badawcze (Rozdz.1.4, hipotezy 2 i 3). Sekwestrację węgla (wyrażoną również w ekwiwalencie CO₂) w dendromasie określano korzystając z danych dendrometrycznych i równań na biomasę nadziemną i objętość pnia. W obliczeniach posłużono się również zawartościami procentowymi węgla wyznaczonymi dla próbek drewna drzew rosnących na hałdach. Z kolei wpływ roślinności drzewiastej na warunki termiczne określono na podstawie map satelitarnych i wyliczonej temperatury powierzchni czynnej ziemi (LST).

Przeprowadzone badania dendrometryczne pozwoliły na weryfikację hipotezy dotyczącej skuteczności sekwestracji ditlenku węgla przez drzewa na hałdach. W celu wyznaczenia zasobów węgla w roślinności drzewiastej na początku określono biomasę drzew. Wartości biomasy (jako biomasa nadziemna i biomasa korzeni) wyliczano korzystając z równań allometrycznych bazujących na cechach dendrometrycznych takich jak wysokość czy pierśnica (co opisano w Rozdz. 2.3.4 i Załączniku 1). Finalnie do analiz zawartości węgla wybrano biomasę obliczoną na podstawie pracy Muukkonen'a (2007). Warto zaznaczyć, że najdokładniejszą metodą określenia biomasy byłoby ścięcie drzew próbnych (metoda bezpośrednia), wykonanie na nich pomiarów suchej masy, a następnie ekstrapolacja wyników na osobniki występujące na badanym obszarze. Takie badania mimo ich czasochłonności i wysokich kosztów są z powodzeniem realizowane i pozwalają na tworzenie nowych modeli i równań allometrycznych do wyznaczania biomasy drzew różnych gatunków dostosowanych do lokalnych warunków [Zasada i in. 2008, Tabacchi i in. 2011, Ruiz-Peinando i in. 2012, Jagodziński i in. 2018, Jagodziński i in. 2019]. Równania allometryczne znajdują zastosowanie w ekologii, gospodarce leśnej czy w badaniach nad zmianami klimatu i są często wykorzystywane w ocenie biomasy i zasobów węgla [Suchanek i in. 2012, Yuen i in. 2016, Didion i in. 2019].

Uzyskane w pracy wyniki biomasy mogą w pewnym stopniu odbiegać od wartości rzeczywistych. Na dokładność wyników wpływają uproszczenia związane z przypisywaniem równań dla gatunków nieujętych we wspomnianej publikacji. O precyzjności uzyskanych wartości biomasy może również decydować specyfika warunków lokalnych rozwoju roślinności czy cechy strukturalne drzewostanu [Forrester i in. 2017]. Jak podaje Ochał i in. (2014), przypisywanie podobieństwa między drzewami należącymi do populacji badanej, a populacją, w ramach której wyznaczono modele na biomasę jest zadaniem trudnym, co jest związane z wpływem na alokację biomasy konkretnych okazów zarówno czynników środowiskowych jak i genetycznych (specyficznych dla danego miejsca czy regionu). Ponadto van Breugel i in. (2011) zwracają uwagę, że równania opracowywane względem drzew o wysokich wartościach średnic mogą przeszacowywać wyniki biomasy dla mniejszych okazów drzew.

Wartości biomasy drzew porastających poletka badawcze założone na terenie zwałowisk pogórnich w województwie śląskim zmieniały się w zakresie od 58 do 9 253 kg (średnio 1456±1661 kg) i na ogół były niższe niż w kontroli (662 – 8 802 kg, średnio 3084±2562 kg). Wartości biomasy w literaturze w celach porównawczych są zwykle przeliczane na ha. Aby uniknąć zawyżenia wyników wywołanego przyjętą w badaniach wielkością poletka, biomasę oszacowano korzystając z gęstości drzew na hektar. Na ogół zmniejsza się ona wraz

ze wzrostem wieku drzewostanu i wielkością okazów (wartościami wysokości i pierśnicy). Oddaje to ogólną tendencję wychwyconą w czasie badań – starszy drzewostan staje się bogaty w osobniki o wyższych parametrach pierśnicy i wysokości przy jednocześnie mniejszej ich liczebności w porównaniu z drzewostanem młodym. Do celów obliczeniowych wykorzystano średnią liczbą drzew na hektar odnotowaną w drzewostanach bukowych, dębowych i olchowych rosnących w Polsce [Jagodziński i in. 2016] interpolowaną względem średniej pierśnicy drzew na poletko. Średnia biomasa drzew (nadziemna i podziemna) na hałdach wyniosła około $272 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, a w kontroli była większa i równała się $336 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Wartości podane na hektar są jedynie wartościami orientacyjnymi i w celu dokładnego ich określenia należałoby przeprowadzić badania na większej powierzchni. Wskazuje się, że żywa biomasa lasów strefy umiarkowanej wynosi ok. $270 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [Houghton i in. 2009], a biomasa nadziemna dla Polski zwiera się średnio między $150 - 200 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [Avitabile i in. 2024]. Jak podają Bury i Dyderski (2024) biomasa nadziemna lasów zachodniej Polski (o wieku między 44 a 139 lat) mieściła się w zakresie $143,2 - 507,9 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Z kolei Jagodziński i in. (2019) przedstawiają, że dla drzewostanów *Abies alba* (o wieku 8–115 lat) biomasa nadziemna przyjmowała wartości w zakresie $0,3 - 277,6 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Uzyskane w pracy wyniki są zbliżone do prezentowanych w literaturze. Również sekwestracja węgla w dendromasie szacowana na poziomie $125 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla hałd i $165 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ w kontroli będzie porównywalna z wartościami przedstawionymi powyżej przeliczonymi na masę węgla. Wartości uzyskane dla zwałowisk pokopalnianych ponownie są niższe niż na powierzchniach kontrolnych.

W badaniach zawartość węgla w biomasie mieściła się w przedziale 41,23–49,50% suchej masy. Zawartość węgla w poszczególnych komponentach dendromasy (liście, gałęzie, kora, pień) jest bliska wartości 50% i na ogół jej przyjmowanie w szacowaniu zawartości biomasy węgla nie jest problematyczne. Wartości uzyskane w wyniku niniejszych badań są zbliżone do udziału 47% ($0,47 \text{ tC/t s.m.}$) często wykorzystywanego i podawanego jako wartość domyślna do przeliczeń udziału węgla w suchej masie według IPPC (2006). W przypadku danych uzyskanych dla próbek drewna zauważono, że zmierzone zawartości węgla różnią się od wartości teoretycznych (Rys. 62). Różnice mogą wynikać z charakteru pobieranych próbek – gałęzie, fragmenty kory, a także z różnego stopnia wysuszenia materiału lub być wynikiem innej sekwestracji węgla w odmiennych warunkach. Zagadnienie to powinno być dalej badane.

Uzyskane wyniki biomasy jak i akumulacji węgla w dendromasie pozwalają twierdzić, że roślinność drzewiasta na zwałowiskach różni się od lasów stanowiących kontrolę (podobnie jak wskazano w Rozdz. 4.1). Z uwagi na to zakres świadczonych usług, który zależy od charakteru roślinności, będzie w pewnym stopniu odbiegać od tego przypisywanego zbiorowiskom leśnym naturalnym i półnaturalnym. Zauważono, że średnia zawartość węgla w biomasie drzew (a tym samym również sekwestracja CO_2) na hałdach była niższa niż w kontroli (Rys. 65). Może to wynikać z faktu, iż nowe lasy kształtowały się na terenach pokrytych skałą płonną stanowiącą podłoże o właściwościach odmiennych od gleby rodzimej. Jak zwrócono uwagę w poprzednim rozdziale zmienne fizykochemiczne podłoża wpływają na różne parametry i charakterystyki roślinności, w tym również na masę węgla w drzewostanie (Rys. 68). Przeciętna zawartość węgla w drzewostanie zwałowisk zależy od

zawartości azotu, wapnia i węgla organicznego w glebie oraz od pojemności wodnej podłoża (która oddziałuje pozytywnie na miąższość drzewostanu), co również może się przekładać na różnice między hałdami a kontrolą. Co więcej, perspektywa czasowa nie jest bez znaczenia. Roślinność badanych zwałowisk jest stosunkowo młoda. Według dostępnych źródeł, formowała się w okresie do 56 lat od ustania aktywności zakładów górniczych na danym terenie. Z kolei wiek gatunków w kontroli to nawet 142 lata. Można więc zakładać, że wraz z upływem czasu, zdolność sekwestracji CO₂ przez roślinność zwałowisk pokopalnianych będzie dążyła do wartości zapewnianej przez naturalną roślinność leśną. Jednocześnie należy zwrócić uwagę, że zbiorowiska drzewiaste zwałowisk wykazują znaczne zróżnicowanie łącznej masy węgla w biomasy drzew pomiędzy poszczególnymi obiektami. Najwyższe notowane wartości węgla (i odpowiednio CO₂) w biomasy przyjmują poziom podobny do zbiorowisk naturalnych (powierzchnia 82_3_4, Rys 66 i 67). Oznacza to, że w sprzyjających uwarunkowaniach siedliskowych, zadrzewienia na hałdach posiadają zdolność do sekwestracji CO₂ nieodbiegającą od zbiorowisk naturalnych. Jednocześnie niektóre zadrzewienia charakteryzują się niewielkimi zdolnościami sekwestracji CO₂, które nie wynikają z niższej względem innych badanych zwałowisk zawartości węgla, azotu i wapnia w podłożu (m.in. powierzchnia 69_3_4). Prawdopodobnie jest to spowodowane innymi uwarunkowaniami siedliskowymi, których identyfikacja wymaga dalszych bardziej szczegółowych analiz (np. określenie poziomu zasolenia, metali ciężkich).

Ocena biomasy jak i sekwestracji węgla przez roślinność drzewiastą na terenie zwałowisk pokopalnianych wydaje się być wartościowym tematem szczególnie w kontekście usług ekosystemowych i obserwowanych zmian klimatycznych. Zagadnienie to poruszano w odniesieniu od obszarów pogórnich w różnych krajach Europy [Quinkenstein i in. 2012, Frouz i in. 2015, Xanthopoulos i in. 2023]. Sekwestracją węgla na terenach górniczych w Polsce zajmował się Pietrzykowski [Pietrzykowski i in. 2009, Pietrzykowski i Krzaklewski 2010, Pietrzykowski i Daniels 2014]. W ostatnim czasie ten temat był poruszany przez Woś i in. (2024).

Pietrzykowski i in. (2009) określili wartości biomasy nadziemnej drzewostanów sosnowych (12–17-letnich) na rekultywowanym zwałowisku KWB „Bełchatów” na poziomie 8,12–44,26 Mg·ha⁻¹, a akumulację węgla między 3,97–21,61 Mg·ha⁻¹. W starszym drzewostanie (do 30 lat) kopalni siarki Piaseczno wartości biomasy nadziemnej były większe, średnio do 129,98 Mg·ha⁻¹ [Pietrzykowski i Krzaklewski 2010]. W przypadku terenów Górnego Śląska, Woś i in. (2024) wyliczyli, że biomasa drzew (10–15-letnich) na hałdach po wydobyciu węgla kamiennego, które nie podlegały rekultywacji osiągała wartość średnio 38,93 Mg·ha⁻¹, a w przeliczeniu na węgiel 14,97 Mg·ha⁻¹. Co więcej autorzy zwracają uwagę na to, że roślinność rozwinięta w wyniku sukcesji ma wysoki potencjał do sekwestracji węgla i dodatkowo nie wymaga ponoszenia nakładów na rekultywację. Przedstawione w pracy wyniki są generalnie wyższe od tych prezentowanych w literaturze. Jest to głównie spowodowane wiekiem badanego drzewostanu (do 56 lat). Może też wynikać z dokładności wyznaczonych wartości biomasy. Warto również wspomnieć, że w przywołanych pracach autorzy łączą temat sekwestracji węgla w roślinności z badaniem zawartości węgla w glebie, oceną bioróżnorodności i porównują roślinność wykształconą

wskutek różnych zabiegów rekultywacji czy sukcesji. W oparciu o powyższe, można rozważyć kontynuację badań oraz rozszerzenie zakresu poruszanej tematyki.

Z kolei uzyskane wyniki dotyczące temperatury powierzchni czynnej ziemi (LST) pozwoliły na określenie wpływu roślinności drzewiastej porastającej zwałowiska skały karbońskiej na regulację temperatury w skali lokalnej. Różnice uchwycono w wybranych dniach w 2019 i 2023 r. między różnymi typami pokrycia zwałowisk roślinnością. W porównaniu ze zwałowiskami w fazie inicjalnej, hałdy z roślinnością drzewiastą w upalne dni uzyskiwały niższą temperaturę i były zbliżone do kontroli. Biorąc pod uwagę fakt, że badane zwałowiska występują na terenach miejskich, mogą one skutecznie wpływać na ograniczanie negatywnego zjawiska jakim jest miejska wyspa ciepła. Ich funkcja może sprowadzać się do utrzymywania niższej temperatury niż otaczające tereny o innym pokryciu (np. budynki, ulice, zabudowa przemysłowa). Ponadto, należy podkreślić, iż zwałowiska pozostawione bez roślinności, mogą nasilać działanie MWC.

Badania nad zjawiskiem miejskiej wyspy ciepła realizowane są zarówno w Polsce jak i za granicą [Ward i in. 2016, Chakraborty i in. 2020, Sachindra i in. 2023, Kuchcik i in. 2024]. Jak podaje Fortuniak (2019) MWC jest rozpatrywana najczęściej w dwóch postaciach. Pierwsza z nich to MWC wśród zabudowy miejskiej (ang. *canopy layer* UHI) określana na podstawie temperatury powietrza mierzonej na wysokości klatki meteorologicznej (ok. 2 m nad gruntem). Kolejna to powierzchniowa MWC (ang. *surface layer* UHI), wyznaczana na podstawie temperatury powierzchni ziemi (LST), którą można określić metodami teledetekcyjnymi i którą zastosowano w niniejszej pracy. W świetle ostatnich badań, w okresie 2000–2020 najczęściej wykorzystywanymi satelitami do pozyskania danych termicznych były satelity Landsat, a od 2016 r. obserwuje się znaczący wzrost publikacji wykorzystujących pomiary LST [Almeida i in. 2021].

W celu łagodzenia zjawiska jakim jest miejska wyspa ciepła proponuje się różne rodzaje działań i środków. Zalicza się do nich zmiany związane z konstrukcją budynków, w tym modyfikacje z wykorzystaniem zieleni [Aleksandrowicz i in. 2017, Jamei i in. 2021], stosowanie nawierzchni odbijających i przepuszczalnych – tzw. nawierzchni chłodnych (ang. *cooling pavements*) [Wang i in. 2021], wprowadzanie niebieskiej (w formie zbiorników wodnych, jezior) i zielonej infrastruktury (tereny pokryte roślinnością) [Aflaki i in. 2017, Balany i in. 2020, Lin i in. 2020, Jandaghian 2024]. Liczne publikacje wskazują na znaczący wpływ terenów zielonych na łagodzenie MWC [Venhari i in. 2017, Nastran i in. 2019, Wong i in. 2021, Marando i in. 2022, Ciapa i Śliwka 2023]. Jak podaje Shishegar (2014) za niższą temperaturę wspomnianych obszarów odpowiada nie tylko zacienianie powierzchni przez roślinność, ale głównie ewapotranspiracja, która obejmuje parowanie z gruntu (ewaporacja) i transpirację roślin. Za ograniczanie zjawiska MWC mogą odpowiadać drzewa przydrożne (w tym aleje i zadrzewienia), parki miejskie, zielen na dachach i ścianach budynków. Jak wykazały przeprowadzone badania, omawiana w pracy roślinność drzewiasta hałd pogórnich występująca na terenach zurbanizowanych również może pełnić taką rolę.

Warto również zwrócić uwagę na zjawisko określane efektem chłodzenia zieleni miejskiej (ang. *urban green space cooling effect*) [Rakoto i in. 2021]. Szczególne znaczenie w tym

przypadku mają parki miejskie, które w stosunku do ich otoczenia są chłodniejsze i obniżają temperaturę w danej okolicy. Aram i in. (2019) zaznaczają, że duże parki (o powierzchni ponad 10 ha) mogą obniżać temperaturę nawet o 1–2°C w odległości 350 m od ich granic. Roślinność drzewiasta generuje efekt chłodzenia, co potwierdziły także realizowane badania. Otoczenie zwałowisk zalesionych cechowało się niższymi temperaturami (Rys. 71).

W świetle uzyskanych wyników, prowadzenie rekultywacji leśnej zwałowisk pokopalnianych na terenach zurbanizowanych, a następnie ich utrzymywanie w postaci parków miejskich, powierzchni leśnych lub innych form zieleni wydaje się być dobrym rozwiązaniem. Wiąże się to z szeregiem korzyści. Poza ograniczeniem emisyjności termicznej wspomnianych obszarów i zapewnieniem chłodzenia może przyczyniać się do poprawy komfortu życia okolicznych mieszkańców.

Należy również podkreślić, że wykorzystanie metod teledetekcyjnych do monitorowania temperatury LST w przypadku terenów pogórnich może przynieść korzyści w różnych zastosowaniach. Przede wszystkim pozwala na uzyskiwanie informacji na temat wpływu obszarów o różnym pokryciu na klimat lokalny. Jest to ważne ze względu na podejmowanie działań przez podmioty zarządzające ekosystemami górniczymi w kwestii przyszłego zagospodarowania. Ponadto, z uwagi na stosowanie satelitów istnieje możliwość zdalnego uzyskiwania wyników dla obszarów o dużej powierzchni. Uwzględniając odnowę terenów zdegradowanych, teledetekcja może znaleźć zastosowanie do monitorowania zmian temperatury powierzchni czynnej ziemi w trakcie postępu procesu sukcesji roślinnej lub w czasie trwania zabiegów rekultywacyjnych. W ostatnich latach obserwuje się zainteresowanie wykorzystaniem technik teledetekcyjnych w badaniach terenów pogórnich. Buczyńska i in. (2023) w oparciu o dane Landsat określali wskaźniki roślinności na terenie kopalni Babina w zachodniej Polsce. Dane satelitarne stosowali również Worsa-Kozak i in. (2024) w celu badania zjawiska nazwanego w publikacji pokopalaną wyspą ciepła, które dotyczy aktywności termicznej terenów górniczych. Z kolei wyniki pomiarów LST zostały użyte w analizie wpływu roślinności na obniżanie temperatury zrehabilitowanego obszaru górniczego w Indonezji [Ramdhani i Sulistyawati 2019].

W nawiązaniu do powyższego, przedstawione w pracy wyniki dotyczące redukcji miejskiej wyspy ciepła przez roślinność zwałowiskową, mogą zostać wykorzystane do różnych celów. Stosowanie pomiarów LST niesie za sobą szereg różnych możliwości. Wskazuje się więc na potrzebę dalszego rozwoju badań bazujących na danych pozyskiwanych zdalnie i dotyczących terenów zmienionych przez górnictwo.

Drzewa porastające badane zwałowiska pokopalniane niewątpliwie uczestniczą również w pełnieniu zaopatrujących, wspomagających, czy kulturowych usług ekosystemowych. Warto wspomnieć, że badane zadrzewienia (Rys. 74) należy traktować jako lasy, a co więcej powinno się je rozpatrywać jako nowe ekosystemy leśne wykształcone na terenach przemysłowych (zgodnie z definicjami podanymi w Rozdz. 1.1 i 1.2). W takim ujęciu usługi ekosystemowe roślinności drzewiastej występującej na hałdach, które przekładają się w sposób bezpośredni i pośredni na dobrobyt człowieka będą zbliżone do tych przypisywanych lasom.



Rys. 74. Roślinność drzewiasta na hałdach o numerach: 71 (A), 20 (B), 69 (C), 64 (D) i 93 (E)

Świadczenia ekosystemowe lasów są szeroko poruszane w literaturze [Krieger 2001, Jenkins i Schaap 2018, Kornatowska i Sienkiewicz 2018]. W kręgu zainteresowania badaczy są również lasy miejskie i ich funkcje [Escobedo i in. 2011, Livesley i in. 2016]. Biorąc pod uwagę lokalizację badanych zwałowisk na terenach przemysłowych i zurbanizowanych, usługi ekosystemowe należy analizować w kategorii przestrzeni miejskiej.

Jak wskazuje Kronenberg (2012) tereny zieleni mogą wpływać na jakość życia mieszkańców miasta (tereny do rekreacji i wypoczynku), ograniczać presję na środowisko (np. ochrona przed hałasem, oczyszczanie powietrza), czy poprawiać jakość przestrzeni publicznej (funkcje wizualne zieleni). Larondelle i inni (2014) podkreślają, że głównymi usługami ekosystemowymi na obszarach zurbanizowanych są usługi regulacyjne. Z kolei, Zwierzchowska i Mizgajski (2019) rozpatrywali usługi ekosystemowe zielonej infrastruktury takie jak: regulacja klimatu lokalnego, wykorzystanie do rekreacji, redukcja odpływu wód opadowych i wspieranie przepływu materii (retencja dolinowa i spłaszczenie fali wezbraniowej) dla wybranych, największych miast w Polsce.

Ważnymi działaniami w zakresie utrzymania korzyści uzyskiwanych dzięki przyrodzie na terenach miejsko-przemysłowych jest ochrona istniejących terenów zieleni urządzonej i nieurządzonej przed degradacją i zanieczyszczeniami. Zwraca się również uwagę na potrzebę zwiększania udziału terenów o dużym zwarcie drzew (terenów leśnych), co ma umożliwić poprawę jakości powietrza w mieście i zapewnienie stabilnego klimatu lokalnego. Aby było to możliwe konieczne jest racjonalne gospodarowanie zielenią i dostępnymi zasobami naturalnymi [Szczepanowska 2012, Lorek 2015]. Informacje o tym w jaki sposób uwzględniać usługi ekosystemów w procesie zarządzania miastem zawiera

przetłumaczony na język polski *Poradnik TEEB dla miast: usługi ekosystemów w gospodarce miejskiej* [TEEB 2011].

W ramach ekosystemów miejskich wymienia się także ekosystemy pogórnice. Potencjalne korzyści z zazieleniania tych obszarów są szczególnie ważne dla lokalnych społeczności, które bezpośrednio wchodzi z nimi w interakcję. Dodatkowo tereny pogórnice zagospodarowane w kierunku przyrodniczym i występujące w pobliżu lub w prężnie rozwijających się miastach są niezwykle ważne ze względu na fakt, iż w krajobrazie miejskim wzrasta zapotrzebowanie na tereny zieleni i usługi, które one oferują.

Kwestie terenów miejsko-przemysłowych i ich znaczenia dla bioróżnorodności i usług ekosystemowych poruszano w literaturze [Woźniak 2010, Woźniak in. 2018, Sierka i in. 2022, Chmura i in. 2022]. O usługach ekosystemowych w kontekście terenów górniczych pisze Fagiewicz (2023). Proponuje, aby usługi ekosystemowe analizować w oparciu o skalę regionalną i lokalną. Uwypukla również jakie informacje są wymagane do oceny usług ekosystemowych. Są to dane dotyczące: nazwy terenu górniczego, typu ekosystemu i jego powierzchni, formy i fazy rekultywacji, geodynamiki ekosystemu, charakteru ekosystem przyrodniczego oraz znaczenia dla turystyki i rekreacji. W przypadku zwałowisk podlegających badaniom warto wskazać, że nie są objęte żadną formą ochrony przyrody, ale niektóre z nich (hałda nr 20 i 32, Rys. 75) pełnią funkcję terenów rekreacyjnych dla okolicznych mieszkańców [Machowska 2018, <https://www.jaworzno.pl/park-angielski/>].



Rys. 75. Hałda nr 20 (A i B) oraz 32 (C i D) zagospodarowane w kierunku rekreacyjnym

Poniżej przedstawiono wybrane usługi ekosystemowe zapewniane przez ekosystemy pogórnice:

- a) zaopatrzeniowe – dostarczanie roślin uprawnych lądowych i dzikich zwierząt wraz z ich wytworami jako źródło pożywienia, surowców i energii (w tym drewno, potencjał do produkcji miodu, czy zapewnienie zasobów wody),
- b) regulacyjne – związane z redukcją uciążliwości pochodzenia antropogenicznego (np. możliwość składowania odpadów), ograniczenie natężenia erozji, regulacja cyklu hydrologicznego i przepływu wody (np. retencja wody w utworzonych zbiornikach), ochrona przed silnym wiatrem (np. pasy roślinności), umożliwienie zapyłania, ochrona i utrzymanie siedlisk gniazdowania i rozmnażania gatunków, regulacja jakości gleby, regulacja składu chemicznego atmosfery (m.in. wzrost sekwestracji węgla), regulacja temperatury i wilgotności, w tym przewietrzanie i transpiracja (m.in. działanie ochładzające przez tereny pokryte roślinnością lub zagospodarowane jako zbiorniki wodne i zalewiska),
- c) kulturowe – fizyczne interakcje ze środowiskiem przyrodniczym w zakresie wspierania zdrowia, rozrywki i aktywności (np. poprzez zagospodarowanie terenów na cele rekreacyjne i turystyczne), intelektualne interakcje ze środowiskiem przyrodniczym istotne pod względem kulturowym i edukacyjnym (np. ścieżki dydaktyczne, obiekty dokumentujące okres industrializacji, parki kulturowe), zapewnienie doznań estetycznych [Fagiewicz 2023].

Odpowiednie poznanie procesów biologicznych i ekologicznych, które determinują usługi ekosystemowe, a także podejmowanie działań mających na celu wyznaczenie świadczeń pełnionych przez ekosystemy zdegradowane jest kluczowe dla poprawnego zarządzania terenami miejsko-przemysłowymi. Dużą rolę w tym zakresie ma świadomość lokalnych grup społecznych i organów administracji samorządowej, a także pogłębianie wiedzy o środowisku i zapewnienie interdyscyplinarnego podejścia dla wykorzystania potencjału terenów pogórnich [Chmura i in. 2022]. Podstawą do zrozumienia mechanizmów świadczenia usług ekosystemowych na terenach miejsko-przemysłowych jest poznanie relacji pomiędzy bioróżnorodnością a potencjałem doświadczania usług ekosystemowych [Woźniak i in. 2018]. Planowanie działań rekultywacyjnych powinno iść w parze z analizą możliwości zapewnienia świadczenia usług ekosystemowych. Ważna jest również integracja i spójność działań rekultywacyjnych z dokumentami planistycznymi. Pozyskiwanie informacji o usługach ekosystemowych i ich wycena umożliwią trafne podejmowanie decyzji związanych z rozwojem miast i zgodnych z zasadami zrównoważonego rozwoju [Sudra 2015]. Poprawa zarządzania terenami miejsko-przemysłowymi może przyczynić się bezpośrednio do poprawy usług ekosystemowych powiązanych z dobrobytem człowieka [Woźniak i in. 2018].

5. Podsumowanie i wnioski

W pracy omówiono wyniki badań roślinności drzewiastej porastającej zwałowiska skały karbońskiej wskazując na wpływ warunków siedliskowych na jej rozwój. Ważnym aspektem było określenie struktury roślinności, jej bioróżnorodności i udziału w pełnieniu wybranych regulacyjnych usług ekosystemowych, kluczowych z punktu widzenia ograniczenia negatywnego wpływu człowieka, w tym także skutków działalności górniczej na środowisko.

Podstawą do realizacji postawionych w pracy celów były badania terenowe przeprowadzone na Wyżynie Śląskiej w ramach wyselekcjonowanych zwałowisk pogórnich i powierzchni kontrolnych. W oparciu o pozyskane dane dotyczące roślinności i warunków fizykochemicznych podłoża wykonano analizy statystyczne. Zebrane wyniki pozwoliły na opisanie składu gatunkowego dendroflory i ukazanie struktury dendrometrycznej badanych zwałowisk. Ponadto, porównano lasy wykształcone na hałdach z lasami stanowiącymi kontrolę i charakteryzującymi się wysokim stopniem naturalności. Określono także wpływ czynników siedliskowych na: zróżnicowanie florystyczne roślinności, liczbę drzew i siewek, liczbę gatunków, wskaźniki różnorodności taksonomicznej i miąższość badanego drzewostanu.

W niniejszym opracowaniu dokonano również analizy dwóch regulacyjnych usług ekosystemowych wykazujących potencjał w łagodzeniu zmian klimatu. Oceny sekwestracji węgla przez drzewa i krzewy porastające badane obiekty wykonano na podstawie obliczonej biomasy całkowitej (łącznej biomasy nadziemnej i podziemnej). Na początku przeprowadzono analizę źródeł literaturowych, w efekcie czego wyselekcjonowano publikacje naukowe zawierające równania allometryczne w oparciu, o które finalnie określono biomase. Następnie biomasę całkowitą wyliczoną różnymi metodami przeliczono na zawartość węgla. Z kolei analiza statystyczna danych pozwoliła na wybór jednej z metod do dalszych rozważań. Zawartość węgla w biomasie roślin drzewiastych na zwałowiskach była niższa niż w kontroli.

Wpływ roślinności na regulację warunków termicznych powierzchni zwałowisk, a przez to również na redukcję miejskiej wyspy ciepła, określono na podstawie danych satelitarnych i wyliczonej temperatury powierzchni czynnej ziemi (LST). W celach porównawczych uwzględniono dodatkowe powierzchnie badawcze na hałdach bez pokrywy roślinnej lub z niewielkim jej udziałem (faza inicjalna). Uzyskane wyniki wskazują, że hałdy z roślinnością drzewiastą uzyskiwały niższe wartości temperatury LST w czasie fal upałów w porównaniu z hałdami niezalesionymi i zbliżone do tych notowanych na powierzchniach kontrolnych.

Zrealizowane badania potwierdziły słuszność postawionych w pracy hipotez. Opierając się na wynikach przeprowadzonych badań roślinności drzewiastej zazieleniającej zwałowiska skały karbońskiej sformułowano wnioski i określono obszary, które wymagają podjęcia dalszych badań.

Wnioski:

- Lasy wykształcone na zwałowiskach skały płonnej, ukształtowane na terenach zdegradowanych przez działalność górniczą, na tle prezentowanych w pracy definicji i w związku z realizowanymi badaniami, mogą być określane mianem nowych ekosystemów.
- Liczba gatunków drzew i krzewów była większa na hałdach (58 gatunków) niż w kontroli (19). Przeprowadzona analiza źródeł literaturowych wykazała, że zasadniczo skład gatunkowy badanych zwałowisk był porównywalny z innymi wynikami uzyskiwanymi dla terenów pogórnich. Stwierdzono natomiast różnice w strukturze roślinności leśnej między badanymi zwałowiskami pokopalnianymi a powierzchniami kontrolnymi. Lasy na hałdach generalnie były zbliżone do lasów naturalnych chociażby pod kątem liczebności pierwszych dwóch faz rozwojowych (nalotu i podrostu niskiego). W przypadku kolejnych faz (podrost wysoki i drzewa) różnice były istotne statystycznie. Również średnie parametry dendrometryczne (wysokość, obwód i średnica u nasady a także na wysokości pierśnicy, zasięg korony) różniły się między hałdami a kontrolą. Ponadto udział okazów o stanie sanitarnym poniżej dobrego okazał się istotnie mniejszy dla roślinności naturalnej i świadczy o gorszej kondycji zdrowotnej drzew na zwałowiskach.
- Wśród gatunków kolonizujących zwałowiska zaznacza się również dość znaczący udział okazów zaliczanych do inwazyjnych gatunków obcych (na hałdach 34,4% badanych pni drzew i krzewów wobec 17,4% w kontroli). Wśród gatunków obcych dla flory rodzimej odnotowano gatunki takie jak: *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Juglans regia*, *Padus serotina*, *Quercus rubra* i *Robinia pseudoacacia*. Gatunki obce mogą wpływać niekorzystnie na bioróżnorodność i przez to zagrażać usługom ekosystemowym.
- Wysoki udział gatunków inwazyjnych wskazuje na potrzebę monitorowania procesu sukcesji roślinności drzewiastej na zwałowiskach skały karbońskiej. W uzasadnionych przypadkach należy rozważyć eliminację gatunków zagrażających rodzimej florze najlepiej we wczesnym stadium rozwoju tj. gdy gatunki obce są w stadium siewek lub okazów juvenilnych. Wyniki monitoringu powinny także dawać możliwość oceny zasadności podejmowania działań polegających na modyfikacji parametrów siedliskowych (wzbogacanie podłoża w związku azotu, fosforu i węgla organicznego) lub celowości wprowadzania zgodnych z wymaganiami siedliskowymi gatunków rodzimych.
- W ramach badań zauważono, że bioróżnorodność wyznaczona na podstawie wskaźników różnorodności taksonomicznej zmienia się między poszczególnymi obiektami pogórnymi. W świetle uzyskanych wyników zależności wskaźnika Shannona-Weinera i wskaźnika Simpsona od czynników siedliskowych, można spostrzec, że bioróżnorodność zależy głównie od pH podłoża. Na ogół obiekty na bardziej zasadowym (mniej kwaśnym) podłożu wykazują większą bioróżnorodność. Ponadto wyniki wskazują na wpływ pojemności wodnej podłoża (WHC) na wskaźnik Shannona-Weinera.
- Rozwój roślinności drzewiastej na zwałowiskach pogórnich zależy od warunków fizykochemicznych podłoża i wieku obiektu. Zastosowane modele statystyczne

wskazały, które z badanych zmiennych wpływają w sposób istotny na strukturę roślinności. Liczba pni drzew i krzewów zaliczanych do II, III i IV fazy rozwojowej zależy od zawartości w podłożu magnezu, sodu, fosforu, węgla organicznego oraz od wartości pH. Liczba siewek poza wspomnianą zawartością fosforu i węgla jest warunkowana również zawartością sodu i wapnia, a także WHC i udziałem części ziemistych. Z kolei liczba gatunków generalnie rośnie wraz z wzrostem pH gleby i spada ze wzrostem WHC. W odniesieniu do miąższości drzewostanu, na ogół obserwuje się jej wzrost wraz z większą zawartością azotu ogólnego i większą pojemnością wodną podłoża.

- Zastosowane równania allometryczne i wyniki pomiarów dendrometrycznych pozwoliły na wyliczenie zawartości węgla (a także wyrażenie go w ekwiwalencie CO₂) w biomase drzew i krzewów rosnących na badanych powierzchniach. Stwierdzono, że drzewa w kontroli odznaczały się wyższą średnią zawartością węgla na poletko badawcze niż te na hałdach (1236 wobec 387 kg). Różnice w uzyskanych wynikach mogą wynikać z warunków siedliskowych panujących na zwałowiskach i determinujących rozwój roślinności, nieidentycznego wieku hałd i powierzchni kontrolnych jak i ze stanu zdrowotnego badanych okazów drzewiastych.
- Wysoka biomasa, a co za tym idzie również sekwestracja węgla, cechowała powierzchnie charakteryzujące się dużą liczbą osobników zaliczanych do IV fazy rozwojowej (drzewa), nierzadko wielopienne i o parametrach metrycznych (wysokość i pierśnica) większych niż wyznaczone średnio dla hałd i kontroli. Jest to zgodne z faktem, że przy zapewnieniu optymalnych warunków wzrostu drzewa wraz z wiekiem powinny osiągać coraz większe rozmiary i biomasę. Ponadto, przeprowadzone analizy wskazują, że zawartość węgla zależy głównie od zmiennych fizykochemicznych takich jak zawartość wapnia, azotu i węgla organicznego w podłożu oraz od pojemności wodnej gleby.
- W oparciu o wyniki analizy warunków termicznych badanych obiektów pokopalnianych można stwierdzić, iż hałdy zalesione charakteryzują się niższą średnią temperaturą powierzchni czynnej ziemi (średnio $20,48 \pm 0,6^{\circ}\text{C}$ w 2019 r. i $29,43 \pm 1,0^{\circ}\text{C}$ w 2023 r.) niż hałdy bez roślinności drzewiastej (średnio $26,09 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ w 2019 r. i $40,92 \pm 5,3^{\circ}\text{C}$ w 2023 r.), a co więcej pod tym kątem nie wykazują istotnych różnic w stosunku do lasów naturalnych. Uzyskane rezultaty wskazują, że obiekty pogórnice z wykształconą roślinnością drzewiastą mogą przyczyniać się do redukcji efektu miejskiej wyspy ciepła.
- Warto również zaznaczyć, że prowadzenie rekultywacji w kierunku leśnym lub umożliwienie przebiegu samoistnego procesu sukcesji naturalnej, jest korzystne z punktu widzenia wykorzystania efektu chłodzenia roślinności, co może być kluczowe w kontekście terenów miejsko-przemysłowych i zapotrzebowania na tereny zapewniające możliwość wypoczynku i regeneracji w upalne dni.
- Wyniki badań niniejszej pracy wykazują, że zalesione hałdy uczestniczą w kształtowaniu różnorodności biologicznej, która bierze udział w zapewnianiu usług ekosystemowych. Przekłada się to na odporność ekosystemu na zmiany, możliwość realizacji procesów ekologicznych, co ma niewątpliwy wpływ na dobrobyt człowieka. Omówione regulacyjne usługi ekosystemowe lasów na

zwałowiskach skały karbońskiej podkreślają pozytywne znaczenie tego typu obiektów w przestrzeni miejskiej.

Zagadnienia wymagające dalszych badań:

- W ramach pracy zwrócono uwagę na obecność inwazyjnych gatunków obcych. W dalszej perspektywie, ważnym tematem wydaje się określenie ich wpływu na roślinność zwałowisk pokopalnianych oraz ocena celowości ich eliminacji.
- W czasie badań terenowych pobierano próbki drewna celem oznaczenia zawartości węgla. Z punktu widzenia uzyskanych wyników i odchyłek wartości zmierzonych względem teoretycznych warto rozszerzyć badania zawartości węgla w poszczególnych organach drzew na zwałowiskach w celu uchwycenia ewentualnych różnic w stosunku do okazów występujących na terenach naturalnych kompleksów leśnych.
- Podstawą do prowadzenia analiz były głównie wyniki badań terenowych. W przyszłości warto rozważyć połączenie wykorzystania danych pozyskiwanych zdalnie, metodami teledetekcyjnymi i pomiarów terenowych do bardziej precyzyjnego określenia biomasy i zawartości węgla na dużych obszarach.
- Jednocześnie dalsze badania terenowe powinny być nakierowane na identyfikację specyficznych warunków siedliskowych, które ograniczają potencjał zadrzewień kształtujących się na zwałowiskach skały karbońskiej do sekwestracji ditlenku węgla.
- Biorąc pod uwagę pojawianie się terenów zdewastowanych i zdegradowanych przeznaczonych do dalszego zagospodarowania, a także postępującą urbanizację warto podjąć działania mające na celu przygotowanie zaleceń co do tego w jaki sposób realizować proces rekultywacji leśnej na terenach przemysłowych. W zaleceniach warto uwzględnić informacje dotyczące nowych ekosystemów, wyniki prac prowadzonych na obiektach rekultywowanych i podlegających sukcesji z zakresu ekologii, ochrony środowiska, a także rezultaty niniejszej pracy.
- Zważywszy na fakt, iż usługi ekosystemowe są fundamentem dobrostanu ludzkości, warto kontynuować badania nad świadczeniami pełnionymi przez roślinność zwałowisk pogórnich. Godnym uwagi wydaje się również poszukiwanie sposobów na ocenę udziału usług ekosystemowych w ramach działań nastawionych na mitygację i adaptację do zmian klimatycznych.

6. Wykaz literatury

1. Aflaki A., Mirnezhad M., Ghaffarianhoseini A., Ghaffarianhoseini A., Omrany H., Wang Z. H., Akbari H. 2017. Urban heat island mitigation strategies: A state-of-the-art review on Kuala Lumpur, Singapore and Hong Kong. *Cities*, 62, 131–145. doi:10.1016/j.cities.2016.09.003.
2. Aleksandrowicz O., Vuckovic M., Kiesel K., Mahdavi A. 2017. Current trends in urban heat island mitigation research: Observations based on a comprehensive research repository. *Urban Climate*, 21, 1–26. doi:10.1016/j.uclim.2017.04.002.
3. Almeida C. R. d., Teodoro A. C., Gonçalves A. 2021. Study of the Urban Heat Island (UHI) Using Remote Sensing Data/Techniques: A Systematic Review. *Environments*, 8(10), 105. doi:10.3390/environments8100105.
4. Anibaba Q. A., Dyderski M. K., Woźniak G., Jagodziński A. M. 2024. Remote sensing for site selection in vegetation survey along a successional gradient in post-industrial vegetation. *Ecology and Evolution*, 14(8), e70200. doi:10.1002/ece3.70200.
5. Aram F., García E. H., Solgi E., Mansournia S. 2019. Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(4), e01339. doi:10.1016/j.heliyon.2019.e01339.
6. Avitabile V., Pilli R., Migliavacca M., Duveiller G., Camia A., Blujdea V., et al. 2024. Harmonised statistics and maps of forest biomass and increment in Europe. *Scientific Data*, 11, 274. doi:10.1038/s41597-023-02868-8.
7. Badura P. 2021. Wybrane kierunki przekształceń terenów przemysłowych w centralnej części województwa śląskiego na podstawie analizy bazy OPI-TTP. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Lublin-Polonia, Sectio B–Geographia, Geologia, Mineralogia et Petrographia*, 76(1), 163–188. doi:10.17951/b.2021.76.163-188.
8. Bakr J., Kompała-Bąba A., Bierza W., Chmura D., Hutniczak A., Błońska A., Nowak T., Magurno F., Jagodziński A. M., Woźniak, G. 2024a. Taxonomic and functional diversity along successional stages on post-coalmine spoil heaps. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1412631. doi:10.3389/fenvs.2024.1412631.
9. Bakr J., Kompała-Bąba A., Bierza W., Hutniczak A., Błońska A., Chmura D., Magurno F., Jagodziński A. M., Besenyei L., Bacler-Żbikowska B., Woźniak G. 2024b. Plant Species and Functional Diversity of Novel Forests Growing on Coal Mine Heaps Compared with Managed Coniferous and Deciduous Mixed Forests. *Forests*, 15(4), 730. <https://doi.org/10.3390/f15040730>.
10. Balany F., Ng A. W., Muttill N., Muthukumaran S., Wong M. S. 2020. Green Infrastructure as an Urban Heat Island Mitigation Strategy – A Review. *Water*, 12(12), 3577. doi:10.3390/w12123577.
11. Barbierato E., Bernetti I., Capecchi I., Saragosa, C. 2019. Quantifying the impact of trees on land surface temperature: a downscaling algorithm at city-scale. *European Journal of Remote Sensing*, 52(sup4), 74–83. doi:10.1080/22797254.2019.1646104.
12. Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.

13. Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojka U., Prusinkiewicz Z. 2004. Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
14. Bender J. 1995. Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 418, 75–86.
15. Bender J., Gilewska M. 1995. Rekultywacja leśna przemysłowych nieużytków. Materiały Konferencyjne „Las – Drewno – Ekologia 95”, Wielkopolska Fundacja Naukowa im. T. Perkitnego, 7-8 września, Poznań, 7–15.
16. Bender J., Gilewska M. 1999. The influence of organic-mineral fertilizer on productivity of soils and low class bonitation. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Melioracje i Inżynieria Środowiska*, 20(2), 113–123.
17. Bender J., Gilewska M. 2000. Rekultywacja w konfrontacji z aktami prawnymi, badaniami naukowymi i praktyką gospodarczą. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Rolnictwo*, 56, 343–356.
18. Benedict M. A., McMahon E. T. 2012. Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities. Island Press, Washington, DC, USA.
19. Białecka B., Biały W. 2014. Tereny Pogórnice—Szanse, Zagrożenia. Analiza Przypadku. Wydawnictwo PA NOVA, Gliwice.
20. Biecek P. 2011. Analiza danych z programem R. Modele liniowe z efektami stałymi, losowymi i mieszanymi. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
21. Bittinger K. 2020. abdiv: Alpha and Beta Diversity Measures_. R package version 0.2.0, <https://CRAN.R-project.org/package=abdiv> (dostęp 18.11.2024).
22. Błażejczyk K., Kuchcik M., Milewski P., Dudek W., Kręcisz B., Błażejczyk A., Szmyd J., Degórska B., Pałczyński C. 2014. Miejska wyspa ciepła w Warszawie: uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne. Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa.
23. Boerema A., Rebelo A. J., Bodi M. B., Esler K. J., Meire P. 2017. Are ecosystem services adequately quantified? *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 358–370. doi:10.1111/1365-2664.12696.
24. Boomiraj K., Jude Sudhagar R., Arunasalaswamy V., Poornima R., Senthilraja K., Jagadeeswaran R. 2021. Estimation of carbon sequestration potential of trees under Tamil Nadu biodiversity conservation and greening project (TBGP) – a viable option for climate change mitigation in Tamil Nadu, India. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology & Environmental Sciences*, 23(2), 186–191.
25. Bordoloi R., Das B., Yam G., Pandey P. K., Tripathi O. P. 2018. Modeling of Water Holding Capacity Using Readily Available Soil Characteristics. *Agricultural Research*, 8, 347–355. <https://doi.org/10.1007/s40003-018-0376-9>
26. Brooks M. E., Kristensen K., van Benthem K. J., Magnusson A., Berg C. W., Nielsen A., Skaug H. J., Maechler M., Bolker B. M. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066.
27. Bruchwald A. 1999. Dendrometria. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
28. Buczyńska A., Blachowski J., Bugajska-Jędraszek N. 2023. Analysis of Post-Mining Vegetation Development Using Remote Sensing and Spatial Regression Approach:

- A Case Study of Former Babina Mine (Western Poland). *Remote Sensing*, 15(3), 719. doi:10.3390/rs15030719.
29. Bury S., Dyderski M. K. 2024. No effect of invasive tree species on aboveground biomass increments of oaks and pines in temperate forests. *Forest Ecosystems*, 11, 100201. doi:10.1016/j.fecs.2024.100201.
 30. Bzdęga K., Pasierbiński A., Chmura D. 2004. Rola hałd pogórnich w utrzymaniu regionalnej różnorodności florystycznej Górnego Śląska. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 60(2), 17–33.
 31. Chakraborty T., Hsu A., Many D., Sheriff G. 2020. A spatially explicit surface urban heat island database for the United States: Characterization, uncertainties, and possible applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 168, 74–88. doi:10.1016/j.isprsjprs.2020.07.021.
 32. Chapin F. S., Starfield A. M. 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in Arctic Alaska. *Climatic Change*, 35, 449–461. doi:10.1023/a:1005337705025.
 33. Chmura D., Jagodziński A. M., Hutniczak A., Dyczko A., Woźniak G. 2022. Novel Ecosystems in the Urban-Industrial Landscape—Interesting Aspects of Environmental Knowledge Requiring Broadening: A Review. *Sustainability*, 14(17): 10829. doi:10.3390/su141710829.
 34. Ciapa S., Śliwka M. 2022. Zielono-niebieska infrastruktura w środowisku miejskim na przykładzie Krakowa. *Polish Journal for Sustainable Development*, 26(2), 7–14. doi:10.15584/pjdsd.2022.26.2.1.
 35. Ciapa S., Śliwka M. 2023. Zieleń w mieście i jej wpływ na jakość powietrza oraz efekt miejskiej wyspy ciepła na przykładzie miasta Krakowa. *Polish Journal for Sustainable Development*, 27(2), 7–13. doi:10.15584/pjdsd.2023.27.2.1.
 36. Clark A., Saucier J. R., McNab W. H. 1986. Total-Tree Weight, Stem Weight, and Volume Tables for Hardwood Species in the Southeast. Research Division, Georgia Forestry Commission.
 37. Clement S., Standish R. J. 2018. Novel ecosystems: Governance and conservation in the age of the Anthropocene. *Journal of Environmental Management*, 208, 36–45. doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.013.
 38. Clements F. E. 1916. Plant succession. An analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington. 242, 1–512.
 39. Cohn E. V. J., Rostański A., Tokarska-Guzik B., Trueman I. C., Woźniak G. 2001. The flora and vegetation of an old solvay process tip in Jaworzno (Upper Silesia, Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 70(1), 47–60.
 40. Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260. doi:10.1038/387253a0.
 41. Crutzen P. J., Stoermer E. F. 2021. The 'Anthropocene' (2000). [W:] Paul J. Crutzen and the Anthropocene: A New Epoch in Earth's History. The Anthropocene: Politik–Economics–Society–Science, vol 1. (red. S. Benner, G. Lax, P. J. Crutzen,

- U. Pöschl, J. Lelieveld, H. G. Brauch) Springer, Cham, 19–21. doi:/10.1007/978-3-030-82202-6_2.
42. Cymerman K., Hopfer A. 1980. Ochrona środowiska w planowaniu i urządzeniu terenów wiejskich. PWN, Warszawa.
 43. Czarnecka J., Hryń W., Vangronsveld J. 2022. Mineral Soil Substrate Seed Banks: Understanding Their Role in Primary Succession and Enhancement of Habitat Recovery. [W:] Green Scenarios: Mining Industry Responses to Environmental Challenges of the Anthropocene Epoch (red. A. Dyczko, A. Jagodziński, G. Woźniak). Taylor & Francis Group, London, UK, 131–146.
 44. Czúcz B., Haines-Young R., Kiss M., Bereczki K., Kertész M., Vári Á., Potschin-Young M., Arany I., 2020. Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators? *Ecological Indicators*, 118, 106729. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106729.
 45. Danielewicz W., Wiatrowska B., Dajdok Z., Tokarska-Guzik B. 2020. Rośliny naczyniowe obcego pochodzenia zadomowione w lasach Polski. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 27(2), 451–471. doi:10.35535/ffgp-2020-0027.
 46. Delignette-Muller M. L., Dutang C. 2015. fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1–34. doi:10.18637/jss.v064.i04.
 47. Didion M., Herold A., Thürig E. 2019. Whole Tree Biomass and Carbon Stock. [W:] Swiss National Forest Inventory – Methods and Models of the Fourth Assessment. Managing Forest Ecosystems, vol 35. (red. C. Fischer, B. Traub) Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-030-19293-8_14.
 48. Diekmann M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 493–506. doi:10.1078/1439-1791-00185.
 49. Dmitruk M., Stachańska M. 2024. Methods of revitalisation of former mining areas as exemplified by architectural objects worldwide and own studies. *Budownictwo i Architektura*, 23(1), 13–32. doi:10.35784/bud-arch.4412.
 50. Duan S. B., Li Z. L., Zhao W., Wu P., Huang C., Han X. J., Gao M., Leng P., Shang G. 2021. Validation of Landsat land surface temperature product in the conterminous United States using in situ measurements from SURFRAD, ARM, and NDBC sites. *International Journal of Digital Earth*, 14(5), 640–660. doi:10.1080/17538947.2020.1862319.
 51. Durczyński S. 2000. Rekultywacja terenów zdegradowanych działalnością kopalń węgla kamiennego. [W:] Inżynieria Ekologiczna nr 1. Materiały konferencji naukowo-technicznej: Ochrona i Rekultywacja Gruntów (red. G. Borowski, G. Kutla). Wydawnictwo Ekoinżynieria, Lublin, 50–57.
 52. Dzwonko Z. 2001. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, 38(5), 942–951. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00649.x.
 53. Dzwonko Z. 2015. Rośliny runa wskaźnikami pochodzenia i przemian lasów. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 17, 1(42), 27–37.
 54. Ellenberg H., Leuschner C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.

55. Escobedo F. J., Kroeger T., Wagner J. E. 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental pollution*, 159(8–9), 2078–2087. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.010.
56. Evers C. R., Wardropper C. B., Branoff B., Granek E. F., Hirsch S. L., Link T. E., Olivero-Lora S., Wilson C. 2018. The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. *Global Ecology and Conservation*, 13, e00362. doi:10.1016/j.gecco.2017.e00362.
57. Ewel J. J., Putz F. E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(7), 354–360. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0354:APFASI]2.0.CO;2.
58. Fagiewicz K. 2023. Usługi ekosystemów zdegradowanych. [W:] Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi (red. M. Stępniewska, A. Mizgajski). Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 85–108.
59. Falińska K. 2004. Ekologia roślin, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
60. Fares S., Paoletti E., Calfapietra C., Mikkelsen T. N., Samson R., Thiec D. L. 2017. Carbon Sequestration by Urban Trees. [W:] The Urban Forest, Future City vol. 7 (red. D. Pearlmutter, C. Calfapietra, R. Samson, L. O'Brien, S. K. Ostoić, G. Sanesi, R. A. del Amo). Springer, Cham, 31–39. doi:10.1007/978-3-319-50280-9_4.
61. Fisher M. R. 2017. Environmental Biology. Open Oregon Educational Resources. <https://openoregon.pressbooks.pub/envirobiology/> (dostęp 05.07.2024).
62. Forrester D. I., Tachauer I. H. H., Annighoefer P., Barbeito I., Pretzsch H., Ruiz-Peinado R., Stark H., Vacchiano G., Zlatanov T., Chakraborty H., Saha S., Sileshi G. W. 2017. Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396, 160–175. doi:10.1016/j.foreco.2017.04.011.
63. Fortuniak K. 2019. Studies on Urban Climate in Poland. *Przegląd Geograficzny*, LXIV (1–2), 1–31. doi:10.32045/PG-2019-003.
64. Fox J., Weisberg S. 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>> (dostęp 24.07.2024).
65. Frouz J., Dvorščík P., Vávrová A., Doušová O., Kadochová Š., Matějček L. 2015. Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering*, 84, 233–239. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.09.027.
66. Frużyński A. 2012. Zarys dziejów górnictwa węgla kamiennego w Polsce. Muzeum Górnictwa Węglowego w Zabrzu.
67. Gawryszewska B., Łepkowski M. 2016. Estetyka nieużytku we współczesnej architekturze krajobrazu miasta. *Sztuka i Filozofia*, 49, 17–31.
68. GDOŚ. Lista gatunków obcych roślin. <https://www.gov.pl/web/gdos/lista-gatunkow-obcych-roslin-2> (dostęp 10.10.2024).
69. Geneletti D., Cortinovis Ch., Zardo L., Esmail B. A. 2020. Planning for ecosystem services in cities. SpringerBriefs in Environmental Science, Switzerland. doi:10.1007/978-3-030-20024-4.

70. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. 2021. Dekada restytucji ekosystemów. <https://www.gov.pl/web/gdos/inwazja-obcych> (dostęp 31.07.2024).
71. GIOŚ. 2024. Roczna ocena jakości powietrza w województwie śląskim. Raport wojewódzki za rok 2023. Departament Monitoringu Środowiska. Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach. <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/rwms/publications/card/1877> (dostęp 12.09.2024).
72. Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Smolarz W. (red.) 2011. Gatunki obce w faunie Polski. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków. <https://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default6be5.html> (dostęp 02.07.2024).
73. Główny Urząd Statystyczny – Bank Danych Lokalnych, dane: stan i ochrona środowiska, ochrona powierzchni ziemi i gleby. <https://bdl.stat.gov.pl/bdl/dane/podgrup/temat> (dostęp 29.07.2024).
74. Gocek M., Twardoch-Bonczar E. 2013. Studium o tematyce środowiskowej związanej z procesami rewitalizacji. https://docplayer.pl/6836348-Studium-o-tematyce-srodowiskowej-zwiazanej-z-procesami-rewitalizacji.html#google_vignette (dostęp 24.07.2024).
75. Goldberg D. E. 1990. Components of resource competition in plant communities. [W:] Perspectives on plant competition (red. D. Tilman, J. B. Grace). Academic Press, 27–49.
76. Gołda T. 2005. Rekultywacja. Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne AGH, Kraków.
77. Gonda-Soroczyńska E., Kubicka H. 2016. Znaczenie rekultywacji i zagospodarowania gruntów w Polsce w kontekście ochrony środowiska. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, I(1), 163–175. doi:10.14597/infraeco.2016.1.1.012.
78. Gorlach E., Mazur T. 2002. Chemia rolna. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
79. de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408. doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7.
80. Gwenzi W. 2021. Rethinking restoration indicators and end-points for post-mining landscapes in light of novel ecosystems. *Geoderma*, 387, 114944. doi:10.1016/j.geoderma.2021.114944.
81. Haines-Young R., Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. [W:] Ecosystem Ecology (red. D. Raffaelli, C. Frid). Cambridge University Press, 110–139.
82. Haines-Young R., Potschin M. B. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf> (dostęp 04.07.2024).
83. Hańczaruk R. 2017. Spektrum ekologiczno-siedliskowe flory naczyniowej zwałowiska odpadów pogórnich „Ruda” w Zabrze-Biskupicach. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, (494), 50–63. doi:10.15611/pn.2017.494.05.
84. Harantová L., Mudrák O., Kohout P., Elhottová D., Frouz J., Baldrian P. 2017. Development of Microbial Community during Primary Succession in Areas Degraded

- by Mining Activities. *Land Degradation & Development*, 28, 2574–2584. doi:10.1002/ldr.2817.
85. Harrell Jr F. 2024. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 5.1-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>> (dostęp 24.07.2024).
 86. He T., Hu Y., Guo A., Chen Y., Yang J., Li M., Zhang M. 2024. Quantifying the impact of urban trees on land surface temperature in global cities. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 210, 69–79. doi:10.1016/j.isprsjprs.2024.03.007.
 87. Herben T., Chytrý M. 2003. Calcium and plant species richness. *Folia Geobotanica*, 38, 355. doi: 10.1007/BF02803243.
 88. Higgs E. 2017. Novel and designed ecosystems. *Restoration Ecology*, 25(1), 8–13. doi:10.1111/rec.12410.
 89. Hill M. O., Gauch Jr H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42(1), 47–58. doi:10.1007/BF00048870.
 90. Hobbs R. J., Arico S., Aronson J., Baron J. S., Bridgewater P., Crame V. A., Epstein P. R., Ewel J. J., Klink C. A., Lugo A. E., Norton D., Ojima D., Richardson D. M., Sanderson E. W., Valladares F., Vila M., Zamora R., Zobel M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1–7. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x.
 91. Hobbs R. J., Higgs E. S., Halls C. M. 2013. Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Oxford, United Kingdom.
 92. Hobbs R. J., Higgs E., Hall C. M., Bridgewater P., Chapin F. S. III, Ellis E. C., Ewel J. J., Hallett L. M., Harris J., Hulvey K. B., Jackson S. T., Kennedy P. L., Kueffer C., Lach L., Lantz T. C., Lugo A. E., Mascaro J., Murphy S. D., Nelson C. R., Perring M. P., Richardson D. M., Seastedt T. R., Standish R. J., Starzomski B. M., Suding K. N., Tognetti P. M., Yakob L., Yung L. 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 557–564. doi:10.1890/130300.
 93. Hobbs R. J., Higgs E., Harris J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 599–605, doi:10.1016/j.tree.2009.05.012.
 94. Houghton R. A., Hall F., Goetz S. J. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G2). doi:10.1029/2009JG000935.
 95. Hutniczak A., Borowski G., Woźniak G. 2019. Pojęcie rekultywacji w naukach biologicznych wobec nowych wyzwań środowiskowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 20(4), 14–20. doi:10.12912/23920629/113633.
 96. IETU/GIG. 2008. Wojewódzki program przekształceń terenów przemysłowych i zdegradowanych wraz z koncepcją rozbudowy narzędzi informatycznych oraz prognozą jego oddziaływania na środowisko. Regionalny system wspomagania zarządzaniem terenami przemysłowymi w gminach. Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Główny Instytut Górnictwa, Katowice.

97. IPBES 2019. Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio E. S., Settele J., Díaz S., Ngo H. T. (red.) IPBES, Bonn, Germany.
98. IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4 – Agriculture, Forestry and Other Land Use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (red.). IGES, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (dostęp 18.11.2024).
99. Jagodziński A. M., Ziółkowski J., Warnkowska A., Prais H. 2016. Tree age effects on fine root biomass and morphology over chronosequences of *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* and *Alnus glutinosa* stands. *PLOS One*, 11(2), e0148668. doi:10.1371/journal.pone.0148668.
100. Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Gęsikiewicz K., Horodecki P. 2018. Tree- and stand-level biomass estimation in a *Larix decidua* Mill. Chronosequence. *Forests*, 9(10), 587. doi:10.3390/f9100587.
101. Jagodziński A. M., Dyderski M. K., Gęsikiewicz K., Horodecki P. 2019. Tree and stand level estimations of *Abies alba* Mill. aboveground biomass. *Annals of Forest Science*, 76, 56, 1–14. doi:10.1007/s13595-019-0842-y.
102. Jamei E., Chau H. W., Seyedmahmoudian M., Stojcevski A. 2021. Review on the cooling potential of green roofs in different climates. *Science of the Total Environment*, 791, 148407. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148407.
103. Jandaghian Z, Colombo A. 2024. The Role of Water Bodies in Climate Regulation: Insights from Recent Studies on Urban Heat Island Mitigation. *Buildings*. 14(9), 2945. doi:10.3390/buildings14092945.
104. Jenkins M., Schaap B. 2018. Forest ecosystem services. Background study prepared for the thirteenth session of the United Nations Forum on Forests. https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2018/05/UNFF13_BkgdStudy_ForestsEcoServices.pdf (dostęp 20.10.2024).
105. John H., Marrs C., Neubert M. (red.) 2019. Podręcznik zielonej infrastruktury – Tło koncepcyjne i teoretyczne, terminy i definicje, wersja skrócona w języku polskim. Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes. Produkt O.T1.1, Drezno, z udziałem: Z. Jafa, D. Wojnarowicz. <https://www.interreg-central.eu/Content.Node/MaGICLandscapes.html#Outputs> (dostęp 19.08.2024).
106. Karczewska A. 2012. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław.
107. Kasprzyk P. 2009. Kierunki rekultywacji w górnictwie odkrywkowym. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, T. XXIV, 7–15.
108. Kasprzyk P. 2017. Celowość interdyscyplinarnych badań obiektów pogórnich na przykładzie reliktyw przemysłu wapienniczego. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk*, 101, 323–334.
109. Kaźmierczak U., Lorenc M. W., Strzałkowski P. 2021. Przegląd istniejącej terminologii dotyczącej rekultywacji terenów pogórnich – propozycja pojęć. *Górnictwo odkrywkowe*, 1, 29–33.

110. Klimada 2.0. 2020. Miejska wyspa ciepła. <https://klimada2.ios.gov.pl/miejskie-wyspy-ciepła/> (dostęp 08.07.2024).
111. Kompała-Bąba A., Bierza W., Błońska A., Sierka E., Magurno F., Chmura D., Besenyei L., Radosz Ł., Woźniak G. 2019. Vegetation diversity on coal mine spoil heaps—how important is the texture of the soil substrate? *Biologia*, 74, 419–436. doi:<https://doi.org/10.2478/s11756-019-00218-x>.
112. Konwencja o Różnorodności Biologicznej. 1993. Article 2. Use of Terms. <https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02> (dostęp 04.07. 2024).
113. Kornatowska B., Sienkiewicz J. 2018. Forest ecosystem services—assessment methods. *Folia Forestalia Polonica*, 60(4), 248–260. doi:10.2478/ffp-2018-0026.
114. Kowarik I. 2005. Wild Urban Woodlands: Towards a Conceptual Framework. [W:] Wild Urban Woodlands. New Perspectives for Urban Forestry (red. I. Kowarik, S. Körner). Springer, Berlin, Heidelberg, 1–32.
115. Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 1974–1983. doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022.
116. Krieger D. J. 2001. Economic value of forest ecosystem services: a review. The Wilderness Society, Washington.
117. Kronenberg J. 2012. Usługi ekosystemów w miastach. [W:] Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystywany potencjał miast (red. T. Begier i J. Kronenberg). Fundacja Sendzimira, Kraków, 13–28.
118. Krzaklewski W. 1990. Analiza działalności rekultywacyjnej na terenach pogórnich w głównych gałęziach przemysłu wydobywczego w Polsce. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
119. Kuchcik M., Czarnecka K., Błażejczyk K. 2024. Urban heat island in Warsaw (Poland): Current development and projections for 2050. *Urban Climate*, 55, 101901. doi:10.1016/j.uclim.2024.101901.
120. Larondelle N., Haase D., Kabisch N. 2014. Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change*, 26, 119–129. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.008.
121. Lehnert B. 2015. BlandAltmanLeh: Plots (Slightly Extended) Bland-Altman Plots. R package version 0.3.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=BlandAltmanLeh>> (dostęp 25.07.2024).
122. Lieth H., Whittaker R.H. 1975. Primary productivity of the biosphere. Springer Verlag, New York.
123. Lin Y., Wang Z., Jim C. Y., Li J., Deng J., Liu J. 2020. Water as an urban heat sink: Blue infrastructure alleviates urban heat island effect in mega-city agglomeration. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121411. doi:10.1016/j.jclepro.2020.121411.
124. Livesley S. J., McPherson E. G., Calfapietra C. 2016. The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, 45(1), 119–124. doi:10.2134/jeq2015.11.0567.
125. Lorek A. A. 2015. Usługi ekosystemów w aspekcie zrównoważonego rozwoju obszarów miejskich. *Acta Universitatis Lodzensis Folia Oeconomica*, 2(313), 97–112. doi:10.18778/0208-6018.313.07.

126. Łabno G. 2006. Ekologia. Słownik encyklopedyczny. Wydawnictwo Europa, Wrocław.
127. Machowska S. 2018. Hałda po rewitalizacji pełna atrakcji. https://rudaslaska.com.pl/i,halda-po-rewitalizacji-pelna-atrakcji,200274,1361154.html#google_vignette (dostęp 22.11.2024).
128. Maciejewska A., Turek A. 2014. Rewitalizacja obszarów przemysłowych ze szczególnym uwzględnieniem uwarunkowań środowiska przyrodniczego–wybrane studia przypadków. *Problemy Rozwoju Miast*, 2, 81–94.
129. Maciejewska A., Turek A. 2019. Rewitalizacja terenów przemysłowych. PWN, Warszawa.
130. Mapa Banku Danych o Lasach. <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy> (dostęp 10.11.2024).
131. Mapa Koron Drzew. <https://aplikacja.mapadrzew.com/> (dostęp 05.11.2024).
132. Marando F., Heris M. P., Zulian G., Udías A., Mentaschi L., Chrysoulakis N., Parastatidis D., Maes J. 2022. Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103564. doi:10.1016/j.scs.2021.103564.
133. McArdle B. H., Anderson M. J. 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1), 290–297. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2.
134. Medina-Fernández S. L., Núñez J. M., Barrera-Alarcón I., Perez-DeLaMora D. A. 2023. Surface Urban Heat Island and Thermal Profiles Using Digital Image Analysis of Cities in the El Bajío Industrial Corridor, Mexico, in 2020. *Earth*, 4(1), 93–150. doi:10.3390/earth4010007.
135. Mell I., Scott A. 2023. Definitions and context of blue-green infrastructure. [W:] *Manual of Blue-Green Infrastructure* (red. C. L. Washbourne, C. Wansbury). ICE Manuals ICE Publishing, London, UK.
136. de Mendiburu F. 2023. *_agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research_*. R package version 1.3-7, <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae> (dostęp 18.11.2024).
137. Mercik S. (red.). 2002. Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
138. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, 2005, Island Press, Washington, DC.
139. Miller A. T., Allen H. L., Maier Ch. A. 2006. Quantifying the coarse-root biomass of intensively managed loblolly pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(1), 12–22. doi:10.1139/x05-229.
140. Miller J. R., Bestelmeyer B. T. 2016. What's wrong with novel ecosystems, really? *Restoration Ecology*, 24(5), 577–582. doi:10.1111/rec.12378.
141. Milton S. J. 2003. 'Emerging ecosystems' – a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? *South African Journal of Science*, 99, 404–406.
142. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.

143. Mocek A. (red.) 2015. Gleboznawstwo. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
144. Mohiuddin G., Mund J. P. 2021. Application of Land Surface Temperature Analysis in Urban Green spaces: Case studies from South Asia. *GI_Forum*, 2, 202–214. doi:10.1553/giscience2021_02_s202.
145. Mooney H. A., Cleland E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(10), 5446–5451. doi:10.1073/pnas.091093398.
146. Morse N. B., Pellissier P. A., Cianciola E. N., Brereton R. L., Sullivan M. M., Shonka N. K., Wheeler T. B., McDowell W. H. 2014. Novel ecosystems in the Anthropocene: A revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2), 12. doi:10.5751/ES-06192-190212.
147. Muukkonen P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research*, 126, 157–166. doi:10.1007/s10342-007-0168-4.
148. Muukkonen P., Mäkipää R. 2006. Biomass equations for European trees: addendum. *Silva Fennica*, 40(4), 763–773.
149. Najwyższa Izba Kontroli. 2019. Hałdy górnicze – ukryć trudno, a i pozbyć się niełatwo. <https://www.nik.gov.pl/aktualnosci/haldy-gornicze-ukryc-trudno-a-i-pozbyc-sie-nielatwo.html> (dostęp 31.07.2024).
150. Nastran M., Kobal M., Eler K. 2019. Urban heat islands in relation to green land use in European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, 33–41. doi:10.1016/j.ufug.2018.01.008.
151. Naworyta W. 2013. Nieco krytycznie o rekultywacji. *Surowce i maszyny budowlane*, 1(541), 16–22.
152. Nieć M., Radwanek-Bąk B. 2014. Ochrona i racjonalne wykorzystywanie złóż kopalin. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków.
153. Ochał W., Socha J., Grabczynski S. 2014. Dokładność wzorów empirycznych służących do określania biomasy nadziemnych komponentów drzew olszy czarnej (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Sylwan*, 158(6), 431–442.
154. Ochrona Środowiska 2022. Główny Urząd Statystyczny. Departament Badań Przestrzennych i Środowiska, pod kierunkiem Domańskiej W. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2022,1,23.html> (dostęp 12.08.2024).
155. Ochrona Środowiska 2023. Główny Urząd Statystyczny. Departament Rolnictwa i Środowiska, pod kierunkiem Wojciechowskiej M. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2023,1,24.html> (dostęp 12.08.2024).
156. Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C., Weedon J. 2022.

- vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>> (dostęp 25.07.2024).
157. Ostreęga A., Łacany Z., Kowalska N., Preidl K. 2019. Rekultywacja, zagospodarowanie i rewitalizacja terenów pogórnich – przegląd doświadczeń Wydziału Górnictwa i Geoinżynierii. *Przegląd Górniczy*, 10, 11–20.
 158. Ostreęga A., Uberman R. 2010. Kierunki rekultywacji i zagospodarowania – sposób wyboru, klasyfikacja i przykłady. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 34(4), 445–461.
 159. Pacyniak C., Smólski S. 1973. Drzewa godne uznania za pomniki przyrody oraz stan dotychczasowej ochrony drzew pomnikowych w Polsce. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Wydział Leśny*, 12, 41–66.
 160. Pancewicz A. 2011. Środowisko przyrodnicze w odnowie krajobrazu przemysłowego. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
 161. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. 2024. Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów. Wyniki za okres 2019–2023. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl> (dostęp 13.01.2025).
 162. Pietrzykowski M., Daniels W. L. 2014. Estimation of carbon sequestration by pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on differing mine soil substrates. *Ecological Engineering*, 73, 209–218. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.09.058.
 163. Pietrzykowski M., Krzaklewski W. 2010. Potential for carbon sequestration in reclaimed mine soil on reforested surface mining areas in Poland. *Natural Science*, 2(9), 1015–1021. doi:10.4236/ns.2010.29124.
 164. Pietrzykowski M., Socha J., Krzaklewski W. 2009. Perspektywy pozyskania energii z biomasy drzewostanów na zrekultywowanym zwałowisku zewnętrznym KWB „Bełchatów”. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 33(2), 373–381.
 165. Pietrzykowski M., Socha J., Woś B. 2010. Biomasa i przekształcenia systemów korzeniowych sosny zwyczajnej [*Pinus sylvestris* L.] w warunkach siedliskowych zrekultywowanego wyrobiska i zwałowiska górnictwa odkrywkowego. *Sylwan*, 154(2), 107–116.
 166. Plewa F., Osoba M., Jendruś R., Różański Z. 2017. Wybrane zagadnienia z zakresu zagrożeń związanych ze zwałowiskami odpadów powęglowych. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
 167. Podgórska M. 2019. The forest flora and vegetation on post-mining mounds in the northern foreland of the Świętokrzyskie Mountains. The vascular plant species as indicators of former iron ore mining areas. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
 168. Polska Norma PN-R-04033. 1998. Gleby i utwory mineralne. Podział na frakcje i grupy granulometryczne. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa.
 169. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze. 2008. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych. https://web.archive.org/web/20180204124028/http://www.ptg.sggw.pl/images/Uziarnienie_PTG_2008.pdf.pdf (dostęp 12.01.2025).
 170. Potempa M., Szlugaj J. 2007. Kierunki wykorzystania skał płonnych w KWK „Piast”. *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej*, 119(48), 159–171.

171. Quinkenstein A., Freese D., Böhm C., Tsonkova P., Hüttl R. F. 2012. Agroforestry for Mine-Land Reclamation in Germany: Capitalizing on Carbon Sequestration and Bioenergy Production. [W:] *Agroforestry – The Future of Global Land Use. Advances in Agroforestry*, vol 9. (red. P. Nair, D. Garrity). Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-94-007-4676-3_17.
172. R Core Team 2024. *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org> (dostęp 24.07.2024).
173. Radecka K., Kompała-Bąba A., Błońska A., Pasierbiński A., Sierka E., Woźniak G. 2017. Zróżnicowanie florystyczne roślinności zdominowanej przez wybrane gatunki roślin zielnych na zwałowiskach odpadów pogórnich. [W:] *Aktualne Problemy Ochrony Środowiska. Ocena Stanu, Zagrożenia Zasobów i Stosowane Technologie* (red. E. Sierka, A. Nadgórska-Socha). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 24–25.
174. Rahmonov O., Krzysztofik R., Środek D., Smolarek-Lach J. 2020. Vegetation- and Environmental Changes on Non-Reclaimed Spoil Heaps in Southern Poland. *Biology*, 9(7), 164. doi:10.3390/biology9070164.
175. Rakoto P. Y., Deilami K., Hurley J., Amati M., Sun, Q. C. 2021. Revisiting the cooling effects of urban greening: Planning implications of vegetation types and spatial configuration. *Urban Forestry & Urban Greening*, 64, 127266. doi:10.1016/j.ufug.2021.127266.
176. Ramdhani N. F., Sulistyawati E. 2019. Land surface temperature analysis of post-mining area using Landsat 8 imagery. In *Sixth International Symposium on LAPAN-IPB Satellite*, 11372. doi:10.1117/12.2541811.
177. Revelle W. 2024. *psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research*. Northwestern University, Evanston, Illinois. R package version 2.4.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=psych>> (dostęp 24.07.2024).
178. Richling A., Solon J., Macias A., Balon J., Borzyszkowski J., Kistowski M. (red.) 2021. *Regionalna geografia fizyczna Polski*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
179. Ross M. R. V., Bernhardt E. S., Doyle M. W., Heffernan J. B. 2015. Designer Ecosystems: Incorporating Design Approaches into Applied Ecology. *Annual Review of Environment and Resources*, 40, 419–443. doi:10.1146/annurev-environ-121012-100957.
180. Rostański A. 1998. Anthropophytes and apophytes in colonization process on the post-industrial heaps in Upper Silesia region. *Phytocoenosis*, 9(10), 199–201.
181. Rostański A. 2006. Spotaniczne kształtowanie się pokrywy roślinnej na zwałowiskach węgla kamiennego na Górnym Śląsku. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
182. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 maja 2015 r. w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urzędzeniami. Dz.U. 2015 poz. 796.
183. Ruiz-Peinado R., Montero G., del Río M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems*, 21(1), 42–52. doi:10.5424/fs/2112211-02193.

184. Ryś K., Chmura D., Prostański D., Woźniak G. 2023. Biomass Amounts of Spontaneous Vegetation on Post-Coal Mine Novel Ecosystem in Relation to Biotic Parameters. *Energies*, 16(22), 7513. doi:10.3390/en16227513.
185. Sachindra D. A., Ullah S., Zaborski P., Nowosad M., Dobek M. 2023. Temperature and urban heat island effect in Lublin city in Poland under changing climate. *Theoretical and Applied Climatology*, 151, 667–690. doi:10.1007/s00704-022-04285-0.
186. Sarkar D. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5, <<http://lmdvr.r-forge.r-project.org>> (dostęp 24.07.2024).
187. Savko M., Woźniak G. 2017. Dynamika składu funkcjonalnego roślinności na zwalach skały płonnej. [W:] *Aktualne Problemy Ochrony Środowiska. Ocena Stanu, Zagrożenia Zasobów i Stosowane Technologie*. (red. E. Sierka, A. Nadgórska-Socha). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 30–31.
188. Schauburger P., Walker A. 2021. *_openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files*. R package version 4.2.5.9001, <https://github.com/ycphs/openxlsx>, <<https://ycphs.github.io/openxlsx/index.html>> (dostęp 25.07.2024).
189. Schwaab J., Meier R., Mussetti G., Seneviratne S., Bürgi C., Davin E. L. 2021. The role of urban trees in reducing land surface temperatures in European cities. *Nature Communications*, 12, 6763. doi: 10.1038/s41467-021-26768-w.
190. Shishegar N. 2014. The impacts of green areas on mitigating urban heat island effect: A review. *The International Journal of Environmental Sustainability*, 9(1), 119–130.
191. Siedlecka E., Cieślak A. 2023. Rozwiązania rekultywacji zdegradowanych terenów pokopalnianych. [W:] *Inżynieria środowiska i biotechnologia. Wyzwania i nowe technologie* (red. A. Rosińska, B. Karwowska, M. Madeła). Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 271–293.
192. Sierka E. M., Pierzchała Ł. 2022. Role of reservoirs of urban heat island effect mitigation in human settlements: moderate climate zone. *Journal of Water and Land Development*, 112–118. doi:10.24425/jwld.2022.143726.
193. Sierka E., Radosz Ł., Ryś K., Woźniak G. 2022. Ecosystem Services and Post-industrial Areas. [W:] *Green Scenarios: Mining Industry Responses to Environmental Challenges of the Anthropocene Epoch* (red. A. Dyczko, A. Jagodziński, G. Woźniak). Taylor & Francis Group, London, UK, 265–274.
194. Signorell A. 2024. *DescTools: Tools for Descriptive Statistics*. R package version 0.99.54, <<https://CRAN.R-project.org/package=DescTools>> (dostęp 25.07.2024).
195. Sirakaya A., Cliguet A., Harris J. 2018. Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. *Ecosystem Services*, 29, 205–212. doi:10.1016/j.ecoser.2017.01.001.
196. Skawina T. 1968. Klasyfikacja terenów pogórnich dla potrzeb rekultywacji. *Ochrona Terenów Górniczych*, 6, 3–10.
197. Skawina T., Wąchalewski T. 1972. Powstanie próchnicy w wyniku biologicznej rekultywacji gleb na terenach górniczych. *Materiały XIX Zjazdu PTG, Ochrona Środowiska Glebowego*. Katowice-Kraków-Puławy, 424–433.
198. Skubała K. 2011. Vascular Flora of Sites Contaminated with Heavy Metals on the Example of Two Post-Industrial Spoil Heaps Connected with Manufacturing

- of Zinc and Lead Products in Upper Silesia. *Archives of Environmental Protection*, 37(1), 57–74.
199. Stępniewska M., Mizgajski A. (red.) 2023. Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
 200. Suchanek A., Socha J., Chwistek K. 2012. Biomasa i roczna produkcja drzewostanów Ojcowskiego Parku Narodowego. *Sylvan*, 156(6), 451–462.
 201. Sudra P. 2015. Usługi ekosystemowe na tle wybranych koncepcji ekologii miasta. *Człowiek i Środowisko*, 39 (1), 61–73.
 202. System OPI TPP 2.0. <https://www.opi-tpp.pl/home> (dostęp 29.07.2024).
 203. Szczepanowska H. B. 2007. Ekologiczne, społeczne i ekonomiczne korzyści z drzew na terenach zurbanizowanych. *Człowiek i Środowisko*, 31, 5–26.
 204. Szczepanowska H. B. 2010. Korzyści z drzew. [W:] Jak zachować aleje (red. P. Tyszek-Chmielowiec). Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 2–3.
 205. Szczepanowska H. B. 2012. Miejsce terenów zieleni w strukturze zintegrowanego projektowania, zarządzania i oceny ekologicznej inwestycji miejskich. *Człowiek i Środowisko*, 36(1–2), 25–49.
 206. Szymura T. H., Szymura M., Macioł, A. 2014. Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological indicators*, 46, 495–503. doi:10.1016/j.ecolind.2014.07.013.
 207. Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P. 2011. Aboveground tree volume and phytomass prediction equations for forest species in Italy. *European Journal of Forest Research*, 130, 911–934. doi:10.1007/s10342-011-0481-9.
 208. TEEB 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. P. Kumar (red.). Earthscan: London and Washington.
 209. TEEB 2011. Poradnik TEEB dla miast: usługi ekosystemów w gospodarce miejskiej. Wydanie polskie. Fundacja Sendzimira, Kraków.
 210. ter Braak C. J. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69, 69–77. doi:10.1007/BF00038688.
 211. ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 2015. Topics in constrained and unconstrained ordination. *Plant Ecology*, 216, 683–696. doi:10.1007/s11258-014-0356-5.
 212. Thomas S. C., Martin A. R. 2012. Wood carbon content database. Dryad Repository. doi:10.5061/dryad.69sg2.
 213. Tichý L., Axmanová I., Dengler J., Guarino R., Jansen F., Midolo G., et al. 2023. Ellenberg-type indicator values for European vascular plant species. *Journal of Vegetation Science*, 34(1), e13168. doi:10.1111/jvs.13168.
 214. Tilman D. 1986. Resources competition and the dynamics of plant communities. [W:] Plant ecology (red. M. J. Crawley). Blackwell Scientific Publications, 51–75.
 215. Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Dajdok Z., Mazurska K., Solarz W. 2021. Invasive alien plants in Poland – the state of research and the use of the results in practice. *Environmental & Socio-economic Studies*, 9(4), 71–95. doi:10.2478/environ-2021-0027.
 216. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Urbisz A., Danielewicz W. 2011. Identyfikacja i kategoryzacja roślin obcego pochodzenia jako podstawa działań praktycznych.

- [W:] Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej (red. Z. Kącki, E. Stefańska-Krzaczek). *Acta Botanica Silesiaca*, 6, 23–53.
217. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
218. Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kocarek P., Skuhrovec J., Malenovsky I., Vodka S., Spiter L., Banar P., Konvicka M. 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43, 13–18. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.10.010.
219. Truitt A. M., Granek E. F., Duveneck M. J., Goldsmith K. A., Jordan M. P., Yazzie K. C. 2015. What is Novel About Novel Ecosystems: Managing Change in an Ever-Changing World. *Environmental Management*, 55, 1217–1226, doi:10.1007/s00267-015-0465-5.
220. Ugle P., Rao S., Ramachandra T. V. 2010. Carbon sequestration potential of urban trees. Proceedings of the Lake 2010: Wetlands, Biodiversity and Climate Change, 22–24 grudnia, Bengaluru, India, 1–12.
221. Ustawa z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych. Dz.U. 2008, nr 138, poz. 865, t.j. Dz.U. 2022, poz. 2336.
222. Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i jego ochronie. Dz.U. 2007, nr 75, poz. 493, t.j. Dz.U. 2020, poz. 2187.
223. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. Dz. U. 2013, poz. 21, t.j. Dz.U. 2023, poz. 1587.
224. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz.U. 2004 Nr 92, poz. 880, t.j. Dz.U. 2023, poz. 1336.
225. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz.U. 2001, nr 62, poz. 627, t.j. Dz.U. 2024, poz. 54.
226. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz.U. 1991, nr 101, poz. 444, t.j. Dz.U. 2024, poz. 530.
227. Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych. Dz.U. 1995, nr 16, poz. 78, t.j. Dz.U. 2024, poz. 82.
228. Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze. Dz.U. 2011, nr 163, poz. 981, t.j. Dz.U. 2023, poz. 633.
229. Ustawa z dnia 9 października 2015 r. o rewitalizacji. Dz.U. 2015, poz. 1777, t.j. Dz.U. 2024, poz. 278.
230. van Breugel M., Ransijn J., Craven D., Bongers F., Hall J. S. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest ecology and management*, 262(8), 1648–1657. doi:10.1016/j.foreco.2011.07.018.
231. Venhari, A. A., Tenpierik, M., Hakak, A. M. 2017. Heat mitigation by greening the cities, a review study. *Environment, Earth and Ecology*, 1(1), 5–32. doi:10.24051/eee/67281.

232. Wang C., Wang Z. H., Kaloush K. E., Shacat J. 2021. Cool pavements for urban heat island mitigation: A synthetic review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 146, 111171. doi:10.1016/j.rser.2021.111171.
233. Ward K., Lauf S., Kleinschmit B., Endlicher W. 2016. Heat waves and urban heat islands in Europe: A review of relevant drivers. *Science of the Total Environment*, 569–570, 527–539. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.119.
234. Wei T., Simko V. 2022. R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.93). <https://github.com/taiyun/corrplot> (dostęp 24.07.2024).
235. Weiner J. 2021. *Życie i ewolucja biosfery. Podręcznik ekologii ogólnej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
236. Wickham H. 2007. Reshaping Data with the reshape Package. *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1–20. <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/> (dostęp 24.07.2024).
237. Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
238. Wickham H., Averick M., Bryan J., Chang W., McGowan L. D., François R., Golemund G., Hayes A., Henry L., Hester J., Kuhn M., Pedersen T. L., Miller E., Bache S. M., Müller K., Ooms J., Robinson D., Seidel D. P., Spinu V., Takahashi K., Vaughan D., Wilke C., Woo K., Yutani H. 2019. “Welcome to the tidyverse.” *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <<https://doi.org/10.21105/joss.01686>> (dostęp 24.07.2024).
239. Wickham H., François R., Henry L., Müller K., Vaughan D. 2023. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>> (dostęp 25.07.2024).
240. Wiegand G., Felinks B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia — chance or necessity. *Ecological Engineering*, 17(2–3), 199–217. doi:10.1016/S0925-8574(00)00159-2.
241. Wiktoś-Gnach K., Krynicki M. (red.) 2021. *Standard Inspekcji i Diagnostyki Drzew*. Fundacja Ekorozwoju, Wrocław.
242. Williams J. W., Jackson S. T. 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(9), 475–482. doi:10.1890/070037.
243. Witryna <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/> (dostęp 05.08.2024).
244. Witryna <https://cices.eu/> (dostęp 04.07.2024).
245. Witryna <https://dictionary.cambridge.org/dictionary/> (dostęp 02.07.2024).
246. Witryna <https://encyklopedia.pwn.pl/haslo/3907186/gornoslaski-okreg-przemyslowy.html> (dostęp 28.08.2024).
247. Witryna <https://geologia.pgi.gov.pl/haldy/> (dostęp 31.07.2024).
248. Witryna https://landsat-diss.eo.esa.int/socat/LANDSAT-8_L2 (dostęp 05.08.2024).
249. Witryna <https://meteo.gig.eu/> (dostęp 05.08.2024).
250. Witryna <https://www.eea.europa.eu/pl/themes/biodiversity/intro> (dostęp 04.07.2024).
251. Witryna <https://www.encyklopedialesna.pl/haslo/las/> (dostęp 31.07.2024).
252. Witryna <https://www.jaworzno.pl/park-angielski/> (dostęp 22.11.2024).

253. Woch M. W., Radwańska M., Stefanowicz A. M. 2013. Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): effect of substratum properties. *Acta Botanica Croatica*, 72(2), 237–256. doi:10.2478/v10184-012-0020-x.
254. Wong N. H., Tan C. L., Kolokotsa D. D., Takebayashi H. 2021. Greenery as a mitigation and adaptation strategy to urban heat. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(3), 166–181. doi:10.1038/s43017-020-00129-5.
255. Worsa-Kozak M., Górniak-Zimroz J., Szrek A., Chudy K. 2024., Remote detection and monitoring of post-mining heat island. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1305149. doi:10.3389/fenvs.2024.1305149.
256. Woś B., Misebo A. M., Ochał W., Klamerus-Iwan A., Pająk M., Sierka E., Kompała-Bąba A., Bujok M., Bierza W., Józefowska A., Bujak J., Pietrzykowski M. 2024. Biodiversity Characteristics and Carbon Sequestration Potential of Successional Woody Plants Versus Tree Plantation under Different Reclamation Treatments on Hard-Coal Mine Heaps – A Case Study from Upper Silesia. *Sustainability*, 16(11), 4793. doi:10.3390/su16114793.
257. Woźniak G. 2010. Zróżnicowanie roślinności na zwałach pogórnich Górnego Śląska. Instytut Botaniki im. W. Szafera. Polska Akademia Nauk, Kraków.
258. Woźniak G. 2021. The potential of post-excavation novel ecosystems of enhancing vegetation and rare plant species diversity, influencing the ecosystem services provision. *Journal of Mining and Mechanical Engineering*, 1(4), 138–145. doi:10.32474/JOMME.2021.01.000118.
259. Woźniak G., Kompała A. 2000a. Rola procesów naturalnych w rekultywacji nieużytków przemysłowych. [W:] Materiały konferencji naukowo-technicznej: Ochrona i Rekultywacja Gruntów (red. G. Borowski, G. Kutla). *Inżynieria Ekologiczna*, 1, 87–93.
260. Woźniak G., Kompała A. 2000b. Gatunki chronione i rzadkie na nieużytkach przemysłowych. [W:] Problemy środowiska i jego ochrony Cz. 8. (red. M. Nakonieczny). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 101–109.
261. Woźniak G., Pasierbiński A., Rostański A. 2003. The diversity of spontaneous woodland vegetation on coals mine heaps of Upper-Silesian industrial region. *Archives of Environmental Protection*, 29(2), 93–105.
262. Woźniak G., Rostański A. 2000. Rola traw w spontanicznej sukcesji roślinnej na osadnikach ziemnych wód kopalnianych na Górnym Śląsku. *Łąkarstwo w Polsce*, 3, 159–167.
263. Woźniak G., Sierka E., Wheeler A. 2018. Urban and Industrial Habitats: How Important They Are for Ecosystem Services. [W:] *Ecosystem Services and Global Ecology* (red. L. Hufnagel). IntechOpen. London, UK, 169–194.
264. Wójcik J., Krzaklewski W. 2019. Zalesienia jako metoda rekultywacji terenów bezglebowych w górnictwie węgla brunatnego w Polsce. *Inżynieria Ekologiczna*, 20(1), 24–37. doi:10.12912/23920629/106204.
265. Xanthopoulos G., Radoglou K., Derrien D., Spyroglou G., Angeli N., Tsioni G., Fotelli M. N. 2023. Carbon sequestration and soil nitrogen enrichment in *Robinia*

- pseudoacacia* L. post-mining restoration plantations. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1190026. doi:10.3389/ffgc.2023.1190026.
266. Yuen J. Q., Fung T., Ziegler A. D. 2016. Review of allometric equations for major land covers in SE Asia: Uncertainty and implications for above- and below-ground carbon estimates. *Forest Ecology and Management*, 360, 323–340. doi:10.1016/j.foreco.2015.09.016.
 267. Zanne A. E., Lopez-Gonzalez G., Coomes D. A., Ilic J., Jansen S., Lewis S. L., Miller R. B., Swenson N. G., Wiemann M. C., Chave J. 2009. Global wood density database. Dryad. <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235> (dostęp 30.10.2024).
 268. Zasada M., Bronisz K., Bijak S., Wojtan R., Tomusiak R., Dudek A., Michalak K., Wróblewski L. 2008. Wzory empiryczne do okreslania suchej biomasy nadziemnej czesci drzew i ich komponentow. *Sylwan*, 152(03), 27–39.
 269. Zhu J. L., Bo H. J., Li X., Song L. J., Wang J., Nie L. S., Tian J. 2017. Effects of Soil Water and Nitrogen on the Stand Volume of Four Hybrid *Populus tomentosa* Clones. *Forests*, 8(7), 250. doi:10.3390/f8070250.
 270. Zianis D., Muukkonen P., Mäkipää R., Mencuccini M. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs* 4, 1–63.
 271. Zinowiec-Cieplik K. 2017. Nowoczesna natura we współczesnym mieście. *Zeszyty Naukowe Uczelni Vistula*, 53(2), 176–189.
 272. Zwierzchowska I., Mizgajski A. 2019. Potencjał zielonej infrastruktury w dużych polskich miastach do świadczenia usług ekosystemowych. *Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna*, 47, 21–37. doi:10.14746/rrpr.2019.47.03.

Streszczenie

Podejmowanie działalności górniczej wiąże się ze znacznym przekształcaniem środowiska i może prowadzić do powstawania nowych form rzeźby terenu takich jak zwałowiska pokopalniane. Wspomniane zwałowiska (inaczej hałdy) wymagają działań naprawczych, w wyniku których przystępuje się do ich rekultywacji i dalszego zagospodarowania. Niekiedy również samoczynnie pokrywają się roślinnością. Biorąc pod uwagę zależność dobrostanu człowieka od usług ekosystemowych, a co za tym idzie od stanu ekosystemów, podjęto próbę oceny znaczenia ekosystemów leśnych wykształconych na hałdach pogórnich w zakresie łagodzenia zmian klimatycznych. W pracy wyróżniono szereg celów badawczych pozwalających na weryfikację hipotez dotyczących charakterystyki zwałowiskowej roślinności drzewiastej w odniesieniu do wpływu uwarunkowań fizykochemicznych podłoża oraz zdolności tych układów roślinnych do zapewniania regulacyjnych usług ekosystemowych.

Wyniki przeprowadzonych badań terenowych wykazały, że badane okazy drzew i krzewów na zwałowiskach różnią się pod względem składu gatunkowego i parametrów dendrometrycznych od tych występujących w naturalnych zbiorowiskach leśnych (kontrola). Poszczególne powierzchnie badawcze różniły się liczbą wystąpień okazów w wyróżnionych fazach rozwojowych (siewki, podrost niski i wysoki, drzewa). Hałdy zadrzewione miały większe bogactwo gatunkowe i charakteryzowały się większym udziałem inwazyjnych gatunków obcych niż powierzchnie kontrolne.

Wykonane analizy umożliwiły określenie przeciętnych parametrów metrycznych drzew i krzewów porastających badane zwałowiska (wysokości, obwodu i średnicy u nasady i na wysokości pierśnicy, rozpiętości korony) i występujących w różnych formach wzrostu. Określono również warunki fizykochemiczne podłoża hałd i kontroli. W odniesieniu do ogółu roślinności wykazano, że sześć czynników siedliskowych (zawartość: magnezu, wapnia, azotu ogólnego i węgla organicznego w podłożu, pH i wiek obiektu) wpływa na kształtowanie się kompozycji gatunkowych na hałdach. Analizy statystyczne wykazały istotne różnice w liczebności okazów przypadających na poletko dla faz rozwojowych takich jak podrost wysoki i drzewa. Co więcej zauważono, że mediana uwzględnionych w pracy parametrów dendrometrycznych była niższa dla okazów na hałdach niż w kontroli. Drzewa w kontroli odznaczały się również lepszą kondycją zdrowotną w porównaniu z tymi na zwałowiskach. Analizy z wykorzystaniem modeli statystycznych ogólnych i uogólnionych mieszanych modeli liniowych umożliwiły wyznaczenie wpływu zmiennych fizykochemicznych i wieku obiektu na liczbę pni drzew zaliczanych do II, III i IV fazy rozwojowej, liczbę siewek, liczbę gatunków, wskaźniki różnorodności taksonomicznej i miąższość drzewostanu na poletkach badawczych.

Zgromadzone dane dla obiektów pogórnich wykorzystano w ocenie dwóch regulacyjnych usług ekosystemowych (sekwestracji węgla i regulacji temperatury). Dla okazów drzewiastych, dla których dysponowano wartościami pierśnicy wyliczono zawartość węgla (w kg) w oparciu o różne równania allometryczne na biomase lub objętość drzewa i procentową zawartość węgla w drewnie. Badania sekwestracji węgla na zwałowiskach pokopalnianych wykazały, że drzewa i krzewy uczestniczą w wiązaniu węgla,

aczkolwiek uzyskane wyniki są niższe w porównaniu z okazami z kontroli. Przeprowadzone analizy ukazały, że parametry fizykochemiczne takie jak: zawartość azotu ogólnego, wapnia i węgla organicznego w glebie oraz pojemność wodna podłoża wpływają istotnie na zawartość węgla w dendromasie.

Z kolei wyniki temperatury powierzchni czynnej ziemi (LST) uzyskane w sierpniu 2019 i 2023 r. dla badanych hałd zalesionych, dodatkowo wytypowanych hałd niezalesionych (bez pokrywy roślinnej lub ze znikomym pokryciem) i powierzchni kontrolnych umożliwiły ocenę wpływu roślinności na regulację temperatury. Wykazano, że powierzchnie na hałdach z wykształconą roślinnością drzewiastą osiągnęły niższe wartości temperatury niż te niezalesione i porównywalne z kontrolą. W ramach badań potwierdzono, że roślinność zwałowisk ma potencjał do redukcji zjawiska miejskiej wyspy ciepła.

Na podstawie danych zebranych podczas badań terenowych i uzyskanych wyników, potwierdzono sformułowane w pracy hipotezy badawcze i sporządzono wnioski. Ponadto zasygnalizowano zagadnienia, które w kontekście terenów pogórnich mogą wymagać dalszych badań.

Summary

Mining involves significant transformation of the environment and can lead to the formation of new landforms such as post-mining dumps (also called spoil tips or heaps). Usually they are subject to a process called mine reclamation, which allows their restoration and further utilization. Sometimes, however, they cover with vegetation spontaneously. Taking into account the dependence of human well-being on ecosystem services and, consequently, on the condition of ecosystems, an evaluation of how forest ecosystems developed on mine dumps help mitigate climate change was attempted. The study identified a number of research goals to verify hypotheses on the characteristics of heap tree vegetation in relation to the physicochemical conditions of the soil and its ability to provide regulatory ecosystem services.

The results of the field research revealed that the studied specimens of trees and shrubs on the heaps differ in species composition and dendrometric parameters from those found in natural forest communities (control). Studied plots differed in the number of occurrences of specimens at distinguished development stages (seedlings, low and tall undergrowth, trees). The tree-covered heaps came out to be characterized by a higher richness of species and a higher proportion of invasive alien species when compared to the control plots.

Conducted analyses made it possible to determine the average metric parameters of trees and shrubs growing on the studied heaps (height, circumference and diameter at the base and at breast height, crown spread) and occurring in various growth forms. The physicochemical conditions of the soil of the heaps and control were also determined. Concerning the total vegetation, six habitat factors (content of: magnesium, calcium, total nitrogen and organic carbon in soil, pH and site age) were shown to influence the formation of species compositions on the heaps. Statistical analyses identified significant differences in the number of specimens per plot for development stages such as tall undergrowth and trees. Moreover, it was noted that the median of the dendrometric parameters considered in the study was lower for specimens on the heaps than in the control. Furthermore, the trees in the control demonstrated better health compared to those on the heaps. Analyses using statistical linear and generalized linear mixed-effects models made it possible to determine the effects of physicochemical variables and site age on the number of tree stems classified as development stage II, III and IV, the number of seedlings, the number of species, indicators of taxonomic diversity and stand volume in the study plots.

The data gathered on post-mining dumps were used in the assessment of two regulatory ecosystem services (carbon sequestration and temperature regulation). For specimens for which diameter at breast height were available, carbon content (in kg) was calculated based on various allometric equations for biomass or tree volume and percentage of carbon in wood. Studies of carbon sequestration on heaps showed that trees and shrubs do participate in carbon sequestration, although the obtained figures are lower in comparison with the control specimens. The analysis showed that physicochemical parameters such as calcium, total nitrogen, organic carbon content in soil and water holding capacity (WHC) significantly affect the carbon content in dendromass.

On the other hand, the results of land surface temperature (LST) obtained from August 2019 and 2023 for the studied forested heaps, selected non-forested heaps (without vegetation cover or with marginal cover) and control plots enable evaluation of the influence of vegetation on temperature regulation. Plots on heaps with established vegetation achieved lower temperature values than those unforested and similar to the control. The study confirmed that heap vegetation has the potential to reduce the urban heat island.

According to the data collected during the field research and the obtained results, the research hypotheses formulated in the paper were confirmed and conclusions were drawn. In addition, issues that may require further research in the context of post-mining areas were indicated.

Spis tabel

Tab. 1.	Wybrane ogólne dane dotyczące mezoregionów Wyżyna Katowicka i Pagóry Jaworznickie [opracowanie własne w oparciu o Richling i in. 2021].....	28
Tab. 2.	Zestawienie zwałowisk pokopalnianych (zalesionych i tych w fazie inicjalnej) i powierzchni kontrolnych objętych badaniami [opracowanie własne w oparciu o Woźniak 2010, Mapa Banku Danych o Lasach 2024].....	31
Tab. 3.	Skala stanu zdrowotnego	36
Tab. 4.	Liczebność gatunków drzew i krzewów uwzględnionych w badaniach	44
Tab. 5.	Liczebność stwierdzonych okazów w danej fazie rozwojowej	49
Tab. 6.	Podsumowanie pasywnego dopasowania ważonych liczb Ellenberga w przestrzeni ordynacyjnej	76
Tab. 7.	Wyniki kanonicznej analizy korespondencji CCA wskazujące czynniki podłoża i wiek hałdy wpływające istotnie statystycznie na skład gatunkowy roślinności na hałdach	77
Tab. 8.	Warunki fizykochemiczne podłoża na hałdach i w kontroli (średnia $\pm$ SD, mediana $\pm$ IQR**)	80
Tab. 9.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda.....	87
Tab. 10.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą siewek a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda.....	89
Tab. 11.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między liczbą gatunków a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda.....	91
Tab. 12.	Podsumowanie współczynników modelu LMM zależności między wartością wskaźnika Shannona-Wienera a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda	93
Tab. 13.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między wartością wskaźnika Simpsona a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda	95
Tab. 14.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między wartością wskaźnika równomierności gatunkowej E a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda	97
Tab. 15.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między miąższością drzewostanu a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda	98
Tab. 16.	Podsumowanie współczynników modeli GLMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między pojemnością wodną a niektórymi parametrami roślinności i drzewostanu	100
Tab. 17.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między udziałem części ziemistych podłoża a liczbą siewek na hałdach	101

Tab. 18.	Podsumowanie współczynników modelu GLMM zależności między masą węgla w drzewostanie a warunkami fizykochemicznymi podłoża hałd i ich wiekiem oraz wyniki testu Walda.....	105
Tab. 19.	Podsumowanie współczynników modelu LMM oraz wyniki testu Walda dla zależności między pojemnością wodną podłoża a masą węgla na hałdach....	107
Tab. 20.	Wyniki temperatury powierzchni ziemi (LST) na powierzchniach badawczych na hałdach zalesionych, niezalesionych i w kontroli.....	108
Tab. 21.	Wyniki dwuczynnikowej analizy wariancji z interakcją typu siedliska (zalesione i inicjalne) oraz roku (2019 i 2023)	112

Spis rysunków

Rys. 1.	Obiekty związane z gromadzeniem odpadów wydobywczych i przemysłowych na terenie Polski [https://geologia.pgi.gov.pl/haldy , zmienione].....	6
Rys. 2.	Rodzaje ekosystemów w zależności od celu zarządzania i charakteru odbudowy [Higgs 2017, Gwenzi 2021, zmienione]	18
Rys. 3.	Podział usług ekosystemowych [na podstawie Millenium Ecosystem Assesment 2005].....	21
Rys. 4.	Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi i dobrostanem człowieka [Haines-Young i Potschin 2010, TEEB 2010, Evers i in. 2018, zmienione]	23
Rys. 5.	Lokalizacja badanych zwałowisk pokopalnianych i powierzchni kontrolnych [opracowanie własne na podkładzie mapowym Open Street Map].....	30
Rys. 6.	Układ poletek badawczych w obrębie dwóch wybranych powierzchni [opracowanie własne na podkładzie mapowym Open Street Map].....	34
Rys. 7.	Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach i w kontroli	46
Rys. 8.	Przegląd frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach	47
Rys. 9.	Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych stwierdzonych w kontroli	48
Rys. 10.	Wykaz frekwencji (liczby wystąpień) siewek (nalotu – osobniki do wysokości 0,5 m) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach	49
Rys. 11.	Zestawienie frekwencji (liczby wystąpień) podrostu niskiego (przed osiągnięciem pierśnicy 3 cm) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach	50
Rys. 12.	Spis frekwencji (liczby wystąpień) podrostu wysokiego (w przedziale pierśnicy od 3 do 7 cm) gatunków drzewiastych stwierdzonych na hałdach.....	51
Rys. 13.	Wyszczególnienie frekwencji (liczby wystąpień) gatunków drzewiastych (o pierśnicy powyżej 7 cm) stwierdzonych na hałdach	52
Rys. 14.	Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) siewek (nalotu – osobniki do wysokości 0,5 m) względem powierzchni badawczych na hałdach.....	53
Rys. 15.	Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) podrostu niskiego (w przedziale pierśnicy poniżej 3 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach	54
Rys. 16.	Wykaz łącznej frekwencji (liczby wystąpień) podrostu dużego (w przedziale pierśnicy od 3 do 7 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach	55
Rys. 17.	Zestawienie łącznej frekwencji (liczby wystąpień) drzew (o pierśnicy powyżej 7 cm) względem powierzchni badawczych na hałdach	56

Rys. 18.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach	57
Rys. 19.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów u nasady na powierzchniach badawczych na hałdach	58
Rys. 20.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy drzew i krzewów u nasady na powierzchniach badawczych na hałdach	59
Rys. 21.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach	60
Rys. 22.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach	61
Rys. 23.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony drzew i krzewów na powierzchniach badawczych na hałdach	62
Rys. 24.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	63
Rys. 25.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu u nasady podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	64
Rys. 26.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy u nasady podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	65
Rys. 27.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	66
Rys. 28.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	67
Rys. 29.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony podrostu wysokiego na powierzchniach badawczych na hałdach	68
Rys. 30.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wysokości podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach	69
Rys. 31.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu u nasady podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach	70
Rys. 32.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości średnicy u nasady podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach	71
Rys. 33.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości obwodu pierśnicowego podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach	72
Rys. 34.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy podrostu niskiego na powierzchniach badawczych na hałdach	73
Rys. 35.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wysokości siewek (nalotu) na powierzchniach badawczych na hałdach	74
Rys. 36.	Uporządkowanie poletek badawczych na hałdach i w kontroli (lasy, bory) wzdłuż pierwszych dwóch osi nietendencyjnej analizy zgodności DCA.....	75
Rys. 37.	Pasywne dopasowanie ważonych liczb Ellenberga poletek badawczych na hałdach w przestrzeni ordynacyjnej wzdłuż dwóch pierwszych osi nietendencyjnej analizy zgodności DCA.....	75
Rys. 38.	Uporządkowanie poletek badawczych wzdłuż pierwszych dwóch osi kanonicznej analizy korespondencji CCA ukazujący wpływ czynników siedliskowych i wieku na zróżnicowanie florystyczne roślinności na hałdach	76
Rys. 39.	Uporządkowanie najczęściej występujących gatunków wzdłuż pierwszych dwóch osi kanonicznej analizy korespondencji CCA ukazujący wpływ czynników siedliskowych i wieku na zróżnicowanie florystyczne roślinności na hałdach.....	78

Rys. 40.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) liczebności faz rozwojowych gatunków drzewiastych między hałdami a kontrolą	81
Rys. 41.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wysokości drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang, $W = 332$; $p = 0,0003783$).....	82
Rys. 42.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów u nasady między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang $W = 277,5$; $p < 0,0001$).....	82
Rys. 43.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości średnicy drzew i krzewów u nasady między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang $W = 290$; $p < 0,0001$)	83
Rys. 44.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości obwodu drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang $W = 232$; $p < 0,0001$).....	83
Rys. 45.	Porównanie mediany ($M \pm IQR$) wartości pierśnicy drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang $W = 236,5$; $p < 0,001$).....	84
Rys. 46.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości zasięgu korony drzew i krzewów między hałdami a kontrolą (Test Wilcoxon suma rang $W = 415$; $p = 0,01972$).....	84
Rys. 47.	Porównanie stanu sanitarnego okazów (w skali 1–5) między hałdami i kontrolą (Test G, $G = 20,602$; $df = 4$; $p = 0,0003797$).....	85
Rys. 48.	Zależność między parametrami dendrometrycznymi gatunków drzewiastych na hałdach i w kontroli	86
Rys. 49.	Zależność między liczbą wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) a warunkami fizykochemicznymi podłoża	88
Rys. 50.	Mediana ($M \pm IQR$) całkowitej liczby wszystkich pni (podrost niski i wysoki oraz drzewa) na hałdach	89
Rys. 51.	Zależność między liczbą nalotu a warunkami fizykochemicznymi podłoża na hałdach	90
Rys. 52.	Różnice w przeciętnej ($M \pm IQR$) liczbie siewek między hałdami	91
Rys. 53.	Wpływ pH na liczbę gatunków na hałdach	92
Rys. 54.	Zależność między wartością wskaźnika Shannona-Wienera a pH podłoża	94
Rys. 55.	Mediana ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika Shannona-Wienera na hałdach	94
Rys. 56.	Zależność między wartością wskaźnika Simpsona D a pH podłoża	96
Rys. 57.	Różnice w przeciętnej ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika Simpsona D między hałdami	96
Rys. 58.	Mediana ($M \pm IQR$) wartości wskaźnika równomierności gatunkowej E na hałdach	98
Rys. 59.	Zależność między miąższością drzewostanu na poletko a zawartością azotu	99
Rys. 60.	Zależności między pojemnością wodną gleby (WHC) a niektórymi parametrami roślinności i drzewostanu	100
Rys. 61.	Zależności między procentowym udziałem części ziemistych podłoża a liczbą siewek	101
Rys. 62.	Wykres Bland-Altmana pokazujący różnice między zmierzonymi wartościami węgla w drewnie a wartościami teoretycznymi dla wybranych 29 próbek różnych gatunków drzew na hałdach	102
Rys. 63.	Macierz korelacji Spearmana między wyliczonymi zawartościami węgla w biomasie na podstawie różnych równań allometrycznych	102
Rys. 64.	Wartości korelacji wielorakiej między wyliczonymi zawartościami węgla na podstawie różnych równań allometrycznych	103

Rys. 65.	Przeciętna ($M \pm IQR$) zawartość węgla w biomasie roślin drzewiastych na hałdach w porównaniu z kontrolą (Test Wilcoxona sumy rang, $W = 347$; $p = 0,0005346$).....	104
Rys. 66.	Porównanie łącznej masy węgla w drzewostanie między powierzchniami badawczymi	104
Rys. 67.	Zestawienie łącznej masy ditlenku węgla w drzewostanie między powierzchniami badawczymi	105
Rys. 68.	Zależność między masą węgla w drzewostanie a warunkami fizykochemicznymi podłoża.....	106
Rys. 69.	Porównanie przeciętnej ($M \pm IQR$) łącznej masy węgla w drzewostanie między hałdami.....	107
Rys. 70.	Istotna zależność między pojemnością wodną podłoża (WHC) a masą węgla.....	108
Rys. 71.	Rozmieszczenie wybranych powierzchni badawczych na tle temperatury powierzchni ziemi (LST).....	110
Rys. 72.	Porównanie temperatury LST ($\chi^2=33,04$; $p<0,0001$) między typami hałd i kontrolą. Różne litery nad pudełkami wskazują istotność różnic ($p<0,05$) wg testu Conovera po teście Kruskala-Wallisa.....	111
Rys. 73.	Porównanie temperatury LST między hałdami inicjalnymi a zalesionymi w latach 2019 i 2023.....	112
Rys. 74.	Roślinność drzewiasta na hałdach o numerach: 71 (A), 20 (B), 69 (C), 64 (D) i 93 (E)	124
Rys. 75.	Hałda nr 20 (A i B) oraz 32 (C i D) zagospodarowane w kierunku rekreacyjnym	125

Załączniki

Załącznik 1. Wykorzystanie równań allometrycznych do wyznaczania biomasy całkowitej okazów drzewiastych

Załącznik 1. Wykorzystanie równań allometrycznych do wyznaczania biomasy całkowitej okazów drzewiastych

W opracowaniu przedstawiono sposób wyznaczania danych niezbędnych do określenia sekwestracji węgla w biomasie osobników drzewiastych występujących na badanych zwałowiskach pokopalnianych jak i powierzchniach kontrolnych. Załącznik składa się z dwóch części. W części I wyznaczono parametry takie jak biomasa nadziemna, objętość pnia czy miąższość badanych drzew. W części II przedstawiono sposób określania biomasy całkowitej (jako suma biomasy nadziemnej i podziemnej) badanych okazów.

Część I

W pierwszej części biomasę nadziemną, objętość pnia i miąższość badanych drzew wyliczono kilkoma metodami różniącymi się przyjętymi do obliczeń wzorami. Dobór wzorów był zależny od publikacji, z której skorzystano. Biomasę wyliczano w kg, natomiast objętość i miąższość w m³. Pożądanym parametrem, z uwagi na dalsze obliczenia, była biomasa. W przypadku gdy dysponowano wynikami w m³, należało zastosować przeliczenie na kg, korzystając z danych dotyczących gęstości drewna. Wykorzystano do tego celu globalną bazę gęstości drewna (ang. *Global wood density database*) [Zanne i in. 2009].

Poniżej opisano sposoby wyliczania poszczególnych parametrów.

1. Biomasa nadziemna [Zianis i in. 2005, Muukkonen i Mäkipää 2006]

Do wyznaczenia biomasy nadziemnej (jako *Total Aboveground Biomass* – AB) wykorzystano głównie równania allometryczne opracowane przez Zianis i in. (2005). Jako uzupełnienie, uwzględniono również publikację Muukkonen i Mäkipää (2006). Rozpatrywane równania dotyczyły wybranych gatunków drzew występujących w Europie. W publikacjach (w oparciu o załącznik A) wyszukano równania dla gatunków drzewiastych porastających badane zwałowiska pokopalniane i powierzchnie kontrolne. Równania udało się przypisać do dziewięciu gatunków, dla pozostałych zastosowano uproszczenia. Jeżeli dla danego gatunku występowało więcej niż jedno równanie to jako finalną wartość biomasy nadziemnej przyjmowaną średnią z dostępnych równań.

Poniżej podano numery równań, które wyselekcjonowano i bezpośrednio przypisano badanym gatunkom:

- 1.1 *Alnus glutinosa*: równania o nr 9 i 10 [Zianis i in. 2005].
- 1.2 *Betula pendula*: równanie o nr 31 [Zianis i in. 2005].
- 1.3 *Fagus sylvatica*: równania o nr 86–93 [Zianis i in. 2005] oraz 691 [Muukkonen i Mäkipää 2006].
- 1.4 *Picea abies*: równania o nr 139–146, 151–154 [Zianis i in. 2005] oraz 717 [Muukkonen i Mäkipää 2006].
- 1.5 *Pinus sylvestris*: równania o nr 324–328, 334, 340, 343, 347–349 [Zianis i in. 2005].
- 1.6 *Populus tremula*: równania o nr 514 i 515 [Zianis i in. 2005].
- 1.7 *Quercus petraea*, *Quercus robur* i *Quercus rubra*: równanie dla *Quercus* spp. o nr 600 [Zianis i in. 2005].

W publikacjach, dla niektórych równań podano zakresy wartości pierśnicy (DBH) i wysokości (H) dla okazów w oparciu, o które wyznaczano równania. Wspomniane zakresy w takim wypadku traktowano jako pewne ograniczenia w stosowaniu danego wzoru. Przyjęto założenie, że badany okaz musiał mieć pierśnicę lub wysokość mieszczącą się w podanym zakresie (co najmniej jedna z wytycznych musiała zostać spełniona). Na wypadek sytuacji, w której podane zakresy DBH i H dyskwalifikowały zastosowanie danego równania, a nie było innego równania alternatywnego, przyjmowano to równanie lub korzystano z równania dobranego na zasadzie uproszczeń (w oparciu o klasyfikację taksonomiczną). Uzyskane w takim przypadku wyniki mogły tracić na dokładności.

Pozostałym gatunkom przypisywano równania według tych, które wytypowano w punktach 1.1–1.7. W przyjmowaniu pewnych uproszczeń uwzględniano kolejne jednostki klasyfikacji taksonomicznej (gatunek–rodzaj–rodzina). Jeżeli nie udało się odnaleźć takich zależności stosowano równania dla gatunków liściastych i dla gatunków iglastych. Uwzględniono następujące założenia:

- *Carpinus betulus* należący do rodziny *Betulaceae*: przyjęto równania jak dla *Alnus glutinosa* (równanie podane w punkcie 1.1) i *Betula pendula* (1.2) należących do tej samej rodziny.
- *Larix decidua* należący do rodziny *Pinaceae*: przyjęto równania jak dla gatunku *Pinus sylvestris* (1.5) należącego do tej samej rodziny.
- *Salix alba*, *Salix babylonica*, *Salix caprea*, *Populus canadensis*, *Populus nigra*, *Populus balsamifera* należące do rodziny *Salicaceae*: przyjęto równania jak dla *Populus tremula* (1.6) należącej do tej samej rodziny.
- W przypadku innych gatunków liściastych przyjmowano średnią z dostępnych równań dla gatunków zaliczanych do liściastych (1.1–1.3, 1.6 i 1.7).
- W przypadku innych gatunków iglastych przyjmowano średnią z dostępnych równań dla gatunków zaliczanych dla iglastych (1.4 i 1.5).

2. Objętość pnia [Zianis i in. 2005]

Do wyznaczenia objętości pnia wykorzystano równania allometryczne opracowane przez Zianis i in. (2005). Rozpatrywane równania dotyczyły wybranych gatunków drzew występujących w Europie. W publikacjach (w oparciu o załącznik B) wyszukano równania dla gatunków drzewiastych porastających badane zwałowiska pokopalniane i powierzchnie kontrolne. Równania udało się przypisać do 22 gatunków, dla pozostałych zastosowano uproszczenia. Jeżeli dla danego gatunku występowało więcej niż jedno równanie to jako finalną wartość objętości pnia przyjmowano średnią z dostępnych równań.

Poniżej podano numery równań, które wyselekcjonowano i bezpośrednio przypisano badanym gatunkom:

- 2.1 *Acer pseudoplatanus*: równania o nr 9–11.
- 2.2 *Alnus glutinosa*: równania o nr 14–18.
- 2.3 *Betula pendula*: równanie o nr 24.
- 2.4 *Carpinus betulus*: równania dla *Carpinus* spp. o nr 40 i 41.
- 2.5 *Fagus sylvatica*: równania o nr 52 i 53.
- 2.6 *Fraxinus excelsior*: równania o nr 55 i 57.

- 2.7 *Larix decidua*: równania o nr 64, 67 i 68.
- 2.8 *Picea abies*: równania o nr 114 i 115 (z uwagi na dostępność skorzystano z równań pochodzących z Polski).
- 2.9 *Pinus sylvestris*: równania o nr 144, 145, 147–155, 157, 158, 160–164, 167–173, 176, 177.
- 2.10 *Populus tremula*: równania o nr 185–189.
- 2.11 *Populus balsamifera*, *Populus nigra* L. 'Italica', *Populus x canadensis*: równania dla *Populus* spp. o nr 178–180, 182 i 183.
- 2.12 *Quercus robur*: równanie o nr 207.
- 2.13 *Quercus rubra*: równanie o nr 209.
- 2.14 *Quercus petraea*: równania dla *Quercus* spp. o nr 210, 211, 213, 214–216.
- 2.15 *Salix caprea*: równania o nr 218 i 219.
- 2.16 *Salix alba* i *Salix babylonica*: równania dla *Salix* spp. o nr 220 i 221.
- 2.17 *Sorbus aucuparia*: równanie o nr 222.
- 2.18 *Ulmus laevis* i *Ulmus glabra*: równania dla *Ulmus* spp. o nr 229 i 230.

Brano pod uwagę ograniczenia w stosowaniu niektórych równań (wynikające z DBH i H) tak jak zostało to opisane w przypadku biomasy nadziemnej [Zianis i in. 2005, Muukkonen i Mäkipää 2006].

Jeżeli dany gatunek nie figurował w publikacji stosowano równania bazując na tych, które udało się przypisać bezpośrednio (równania podane w punktach od 2.1 do 2.18). W przyjmowaniu pewnych uproszczeń uwzględniano kolejne jednostki klasyfikacji taksonomicznej (gatunek-rodzaj-rodzina). Jeżeli nie udało się odnaleźć takich zależności stosowano równania dla gatunków liściastych i dla gatunków iglastych. Uwzględniono następujące założenia:

- *Acer negundo* i *Acer platanoides*: przyjęto równania według gatunku należącego do tego samego rodzaju (*Acer*), czyli jak dla *Acer pseudoplatanus* (równania podane w punkcie 2.1).
- *Fraxinus pennsylvanica*: przyjęto równania według gatunku należącego do tego samego rodzaju (*Fraxinus*), czyli jak dla *Fraxinus excelsior* (2.6).
- *Sorbus intermedia*: przyjęto równania według gatunku należącego do tego samego rodzaju (*Sorbus*), czyli jak dla *Sorbus aucuparia* (2.17).
- *Aesculus hippocastanum* przyjęto równania jak dla gatunku należącego do tej samej rodziny (*Sapindaceae*), czyli jak dla *Acer pseudoplatanus* (2.1).
- *Crataegus monogyna*, *Malus domestica*, *Malus sylvestris*, *Padus avium*, *Padus serotina*, *Prunus* sp.: przyjęto równania jak dla gatunku należącego do tej samej rodziny (*Rosaceae*), czyli jak dla *Sorbus aucuparia* (2.17).
- *Caragana arborescens*, *Deutzia scabra*, *Euonymus europaeus*, *Juglans regia*, *Philadelphus coronarius*, *Robinia pseudoacacia*, *Sambucus nigra*, *Tilia cordata* (zrezygnowano z dostępnego w publikacji równania dla *Tilia cordata* o nr 225 ze względu na uzyskiwanie wyraźnie zaniżonych wyników objętości): przyjęto równania według wytypowanych gatunków liściastych (równania 2.1–2.6 i 2.10–2.18).

3. Biomasa pnia [Muukkonen 2007]

Do wyznaczenia biomasy nadziemnej (jako *Total Aboveground Biomass* – AB) wykorzystano równania allometryczne opracowane przez Muukkonen’a (2007). Rozpatrywane równania dotyczyły wybranych gatunków drzew występujących w Europie. Wzięto pod uwagę jedynie równania dla gatunków ze strefy umiarkowanej. W publikacji, w oparciu o równania nr 2 i 3 oraz Tabele 3 i 4, wyszukano modele dla gatunków drzewiastych porastających badane zwałowiska pokopalniane i powierzchnie kontrolne. Modele (zawierające wartości współczynników β dla danego komponentu biomasy i stosowanego równania) udało się przypisać do sześciu gatunków. Z publikacji wybrano taksony: *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Quercus* spp. (wykorzystano dla *Quercus petraea*, *Quercus robur* i *Quercus rubra*) oraz *Fagus* spp. (wykorzystano dla *Fagus sylvatica*). Dla pozostałych gatunków zastosowano uproszczenia. W publikacji pojawiały się dwa rodzaje równań, więc jako wynik ostateczny przyjęto średnią z dostępnych równań.

Dodatkowo w publikacji wskazano, że równania znajdują zastosowanie dla okazów należących do gatunków *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, których DBH jest w zakresie 10–40 cm, a dla *Fagus* spp. i *Quercus* spp. w przedziale 10–50 cm. Z uwagi na to okazy o pierśnicy mniejszej i odpowiednio większej mogą uzyskiwać zaburzone wyniki.

W przypadku gatunków poza tymi wskazanymi powyżej, przyjęto następujące założenia:

- Modele dla *Picea abies* i *Pinus sylvestris* uwzględniano przy wyznaczaniu biomasy nadziemnej dla innych gatunków iglastych.
- Modele dla *Quercus* spp. i *Fagus* spp. uwzględniano przy wyznaczaniu biomasy nadziemnej dla innych gatunków liściastych.

4. Objętość pnia [Muukkonen 2007]

Do wyznaczenia objętości pnia (jako *Stem Volume*, Vol) wykorzystano równania allometryczne opracowane przez Muukkonen (2007). Zasady dokonywania obliczeń były analogiczne do podanych w punkcie 3, z tym że stosowano równania na objętość (Vol).

5. Biomasa nadziemna [Forrester i in. 2017]

Do wyznaczenia biomasy nadziemnej (jako *Aboveground*, A) wykorzystano równania allometryczne opracowane przez Forrestera i in. (2007). Rozpatrywane równania dotyczyły wybranych gatunków drzew występujących w Europie. Korzystano z równania o nr 3. W publikacji (w oparciu o załącznik A, Tab. A.5) wyszukano modele (wartości współczynników β dla danego komponentu biomasy i stosowanego równania) dla gatunków drzewiastych porastających badane zwałowiska pokopalniane i powierzchnie kontrolne. Jeżeli dla danego gatunku występował więcej niż jeden model to jako finalną wartość biomasy nadziemnej przyjmowano średnią z dostępnych modeli.

W przypadku gdy nie było dostępnych modeli na biomasę nadziemną (A), ale występowały modele na biomasę pnia i gałęzi (*Stem + branch mass*, SB) oraz biomasę liści (*Foliage mass*, F) biomasę nadziemną wyliczano jako sumę powyższych.

Modele udało się przypisać następującym taksonom: *Acer pseudoplatanus* (modele na SB i F), *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Populus balsamifera*, *Populus nigra*, *Populus x canadensis*, *Populus tremula* (model dla *Populus* spp.), *Prunus* sp. (modele na SB i F dla *Prunus* spp.), *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Robinia pseudoacacia*. Ponadto wykorzystano również modele na biomasę nadziemną dla gatunków liściastych (jako *Broad-leaved species*) i wszystkich gatunków (jako *All species combined*).

Jeżeli dany gatunek nie figurował w publikacji przyjmowano modele bazując na tych, które udało się przypisać taksonom powyżej. W sytuacji, gdy stosowano modele na SB i F, dodatkowo dla zwiększenia dokładności uwzględniano również modele na A dla gatunków liściastych i wszystkich gatunków, a wynik biomasy stanowił średnią z podanych (postąpiono w taki sposób dla *Acer pseudoplatanus* czy *Prunus* sp.). W przyjmowaniu pewnych uproszczeń uwzględniano kolejne jednostki klasyfikacji taksonomicznej (gatunek–rodzaj–rodzina). Jeżeli nie udało się odnaleźć takich zależności stosowano modele dla gatunków liściastych i wszystkich gatunków. Uwzględniono następujące założenia:

- *Acer negundo*, *Acer platanoides*: przyjęto modele według gatunku należącego do tego samego rodzaju (*Acer*), czyli jak dla *Acer pseudoplatanus*, a także uwzględniono modele dla gatunków liściastych i dla wszystkich gatunków.
- *Fraxinus pennsylvanica*: przyjęto model jak dla gatunku należącego do tego samego rodzaju (*Fraxinus*), czyli jak dla *Fraxinus excelsior*.
- *Quercus rubra*: przyjęto modele jak dla gatunków należących do tego samego rodzaju (*Quercus*), czyli jak dla *Quercus petraea* i *Quercus robur*.
- *Aesculus hippocastanum*: przyjęto modele jak dla gatunku należącego do tej samej rodziny (*Sapindaceae*), czyli jak dla *Acer pseudoplatanus*, a także uwzględniono modele dla gatunków liściastych i dla wszystkich gatunków.
- *Caragana arborescens*: przyjęto model jak dla gatunku należącego do tej samej rodziny (*Fabaceae*), czyli jak dla *Robinia pseudoacacia*.
- *Carpinus betulus*: przyjęto modele jak dla gatunków należących do tej samej rodziny (*Betulaceae*), czyli jak dla *Alnus glutinosa* i *Betula pendula*.
- *Caragana arborescens*, *Malus domestica*, *Malus sylvestris*, *Padus avium*, *Padus serotina*, *Sorbus aucuparia* i *Sorbus intermedia*: przyjęto modele jak dla rodzaju należącego do tej samej rodziny (*Rosaceae*), czyli jak dla *Prunus* spp., a także uwzględniono modele dla gatunków liściastych i dla wszystkich gatunków.
- *Salix alba*, *Salix babylonica*, *Salix caprea*: przyjęto model jak dla rodzaju należącego do tej samej rodziny (*Salicaceae*), czyli jak dla *Populus* spp.
- *Deutzia scabra*, *Euonymus europaeus*, *Juglans regia*, *Philadelphus coronarius*, *Sambucus nigra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis* i *Ulmus glabra*: przyjęto modele dla gatunków liściastych i dla wszystkich gatunków.

6. Biomasa nadziemna [Clark i in. 1986]

Do wyznaczenia biomasy nadziemnej (jako *Aboveground weight of tree*, AWT) wykorzystano równania opracowane przez Clarka i in. (1986). W publikacji przedstawiono

dwa równania przyjmowane w zależności od wartości pierśnicy drzew.

$$AWT = 0,25 * DBH^2 * H \quad \text{dla } DBH < 11 \text{ cali}$$

$$AWT = 0,15 * DBH^2 * H \quad \text{dla } DBH \geq 11 \text{ cali}$$

Nie występowało zróżnicowanie na gatunki. Rozpatrywany algorytm był oparty o gatunki drzew rosnące na południowym wschodzie Stanów Zjednoczonych. Z uwagi na to uzyskane wyniki podają jedynie przybliżoną informację na temat biomasy nadziemnej badanych okazów. Ponadto, w równaniu wartość pierśnicy należało podać w calach, wysokość w stopach, a wartość AWT uzyskiwano w funtach. Następnie wynik przeliczano na kg.

Wyniki w postaci AWT w kg, jako biomasa świeża, należało przeliczyć na biomasę suchą. Dlatego wartość wynikową przemnożono przez 0,725 (27,5% biomasy stanowi woda) [Clark i in. 1986, Boomiraj i in. 2021].

7. Biomasa wyznaczona na podstawie miąższości [Bruchwald 1999]

Do wyznaczenia biomasy drzewa zastosowano wzór Denzina na miąższość (M) przedstawiony przez Bruchwalda (1999). Dostępne równanie nie uwzględnia zróżnicowania na gatunki i bierze pod uwagę jedynie pierśnicę drzew.

$$M = 0,001 * DBH^2$$

Zastosowanie powyższej formuły pozwala na szybkie, ale jedynie przybliżone określenie miąższości.

Część II

W kolejnej części przedstawiono sposób wyliczenia biomasy całkowitej drzewa. Na biomasę całkowitą składała się biomasa nadziemna i podziemna, zgodnie z poniższymi wzorami:

$$\text{biomasa drzewa} = \text{biomasa nadziemna} + \text{biomasa podziemna (biomasa korzeni)}$$

$$\text{biomasa nadziemna} = \text{biomasa pnia} + \text{biomasa korony (biomasa gałęzi + biomasa liści)}$$

Na podstawie obliczeń z części pierwszej dysponowano wartościami biomasy w kg. Na ogół była to biomasa nadziemna. Wyjątek stanowiła biomasa wyznaczona na podstawie objętości pnia (część I, punkty 2 i 4). Traktowano ją jako biomasę pnia.

Źródła literaturowe wskazują, że biomasa podziemna rozumiana jako biomasa korzeni to około 1/5 biomasy nadziemnej [Lieth i Whittaker 1975, Miller i in. 2006, Pietrzykowski i in. 2010, Boomiraj i in. 2021]. Z uwagi na to, do celów obliczeniowych przyjęto, że korzenie stanowią 20% biomasy nadziemnej, więc do wyznaczenia biomasy drzewa, łączną masę pnia wraz z masą korony mnożono przez 1,2.

Poniżej opisano sposoby wyznaczania biomasy korony.

1. Biomasa korony [Zianis i in. 2005]

Do wyznaczenia biomasy korony (jako *Crown biomass*, CR) wykorzystano głównie równania allometryczne opracowane przez Zianis i in. (2005). Jako uzupełnienie, uwzględniono również publikację Muukkonen i Mäkipää (2006). Rozpatrywane równania dotyczyły wybranych gatunków drzew występujących w Europie. W publikacjach (w oparciu o załącznik A) wyszukano równania dla gatunków drzewiastych porastających badane zwałowiska pokopalniane i powierzchnie kontrolne. Równania udało się przypisać do ośmiu gatunków, dla pozostałych zastosowano uproszczenia. Jeżeli dla danego gatunku występowało więcej niż jedno równanie to jako finalną wartość biomasy korony przyjmowaną średnią z dostępnych równań.

Poniżej podano numery równań, które wyselekcjonowano i bezpośrednio przypisano badanym gatunkom:

- 1.1 *Fagus sylvatica*: równania o nr 107 i 108 [Zianis i in. 2005].
- 1.2 *Larix decidua*: równania o nr 710 i 711 [Muukkonen i Mäkipää 2006].
- 1.3 *Picea abies*: równania o nr 186–202 [Zianis i in. 2005] oraz 721–723 [Muukkonen i Mäkipää 2006].
- 1.4 *Pinus sylvestris*: równania o nr 384–394 [Zianis i in. 2005] oraz 747 i 748 [Muukkonen i Mäkipää 2006].
- 1.5 *Populus tremula*: równanie o nr 517.
- 1.6 *Quercus petraea*, *Quercus robur* i *Quercus rubra*: równania dla *Quercus* spp. o nr 605 i 606 [Zianis i in. 2005].

Brano pod uwagę ograniczenia w stosowaniu niektórych równań (wynikające z DBH i H) tak jak zostało to opisane w przypadku biomasy nadziemnej [Zianis i in. 2005, Muukkonen i Mäkipää 2006].

Jeżeli dany gatunek nie figurował w publikacji stosowano równania bazując na tych, które udało się przypisać bezpośrednio (równania podane w punktach od 1.1 do 1.6). W przyjmowaniu pewnych uproszczeń uwzględniano kolejne jednostki klasyfikacji taksonomicznej (gatunek–rodzaj–rodzina). Jeżeli nie udało się odnaleźć takich zależności stosowano równania dla gatunków liściastych i dla gatunków iglastych. Uwzględniono następujące założenia:

- *Populus balsamifera*, *Populus nigra* i *Populus x canadensis*: przyjęto równania jak dla gatunku z tego samego rodzaju (*Populus*), czyli jak dla *Populus tremula* (równanie podane w punkcie 1.5).
- *Salix alba*, *Salix babylonica* i *Salix caprea*: przyjęto równania według gatunku należącego do tej samej rodziny (*Salicaceae*), czyli jak dla *Populus tremula* (1.5).
- Dla pozostałych gatunków należących do liściastych: przyjęto równania według wytypowanych powyżej gatunków liściastych (1.1, 1.5 i 1.6).

Suma wyliczonej biomasy korony i biomasy pnia (wyznaczonej w części pierwszej w punkcie 2 i odpowiednio przeliczonej) stanowi biomasę nadziemną podaną w kg.

2. Biomasa korony [Muukkonen 2007]

Do wyznaczenia biomasy korony, w postaci sumy biomasy gałęzi (jako *Branch biomass*, BR) i biomasy liści (jako *Foliage Biomass*, FL) wykorzystano równania allometryczne opracowane przez Muukkonen (2007). Zasady dokonywania obliczeń były analogiczne do podanych w części pierwszej, do tych w punkcie 3, z tym że stosowano równania na BR i FL. Z obliczeń wyłączono jedynie *Quercus* spp., dla którego w publikacji nie było równań na biomasę gałęzi i liści.

Suma wyliczonej biomasy korony (BR+FL) i biomasy pnia (wyznaczonej w części pierwszej, w punkcie 4 i odpowiednio przeliczonej) stanowi biomasę nadziemną podaną w kg.