Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego

w Warszawie

Instytut Rolnictwa

mgr inż. Beata Rustowska

# Bioakumulacja makro- i mikroelementów w biomasie brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth) na glebach o zróżnicowanym stopniu zniekształcenia

Bioaccumulation of macro- and micronutrients in the biomass of the silver birch (*Betula pendula* Roth) on soils with varying degrees of deformation

Rozprawa doktorska

Doctoral thesis

Rozprawa doktorska wykonana pod kierunkiem

dr hab. Jerzego Jonczaka, prof. SGGW

Katedra Gleboznawstwa, Instytut Rolnictwa SGGW

Promotor pomocniczy

dr inż. Wojciech Kwasowski

Katedra Gleboznawstwa, Instytut Rolnictwa SGGW

Warszawa 2025

**Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej**

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 16.09.2025 Czytelny podpis promotora .....

**Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej**

Świadom/a odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.)

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 16.09.2025 Czytelny podpis autora rozprawy .....

*Serdecznie dziękuję Promotorowi,*

*Panu dr hab. Jerzemu Jonczakowi, prof. SGGW,*

*za merytoryczne wsparcie, inspirujące uwagi*

*oraz pełne zaangażowanie na każdym etapie pracy.*

*Słowa podziękowania kieruję również do Promotora pomocniczego,*

*Pana dr Wojciecha Kwasowskiego,*

*za trafne spostrzeżenia i życzliwość okazywaną w trakcie realizacji badań.*

*Wyrazy wdzięczności kieruję również do pracowników Katedry Gleboznawstwa SGGW*

*za pomoc, konstruktywne sugestie i przyjazną atmosferę.*

*Z całego serca dziękuję mojej rodzinie i przyjaciołom*

*za nieustanne wsparcie, wyrozumiałość i wiarę, która dodawała mi sił.*

**Spis treści**

1. Wykaz publikacji będących podstawą rozprawy doktorskiej ..... 10
2. Wstęp i uzasadnienie podjęcia tematu ..... 11
   2.1. Zasięg geograficzny i wymagania siedliskowe brzozy brodawkowatej ..... 11
   2.2. Odporność brzozy brodawkowatej na ekstremalne warunki siedliskowe ..... 12
   2.3. Produkcja biomasy brzozy brodawkowatej ..... 13
   2.4. Skład pierwiastkowy świeżej biomasy brzozy brodawkowatej ..... 14
   2.5. Właściwości opadu roślinnego brzozy brodawkowatej i jego rozkład ..... 15
   2.6. Oddziaływanie brzozy brodawkowatej na właściwości fizyczne gleby ..... 16
   2.7. Oddziaływanie brzozy brodawkowatej na właściwości chemiczne gleby i geochemiczny obieg pierwiastków ..... 17
   2.8. Interakcje brzozy brodawkowatej z mikroorganizmami glebowymi ..... 19
   2.9. Wykorzystanie brzozy brodawkowatej w fitoremediacji ..... 19
   2.10. Uzasadnienie podjęcia tematu ..... 20
3. Cel, hipotezy badawcze i zakres pracy ..... 21
4. Materiały i metody badań ..... 22
   4.1. Lokalizacja i podstawowe charakterystyki stanowisk badawczych ..... 22
   4.2. Badania terenowe ..... 26
   4.3. Badania laboratoryjne gleb ..... 27
   4.4. Badania laboratoryjne biomasy ..... 27
   4.5. Analiza statystyczna ..... 27
5. Wyniki badań i dyskusja ..... 28
   5.1. Charakterystyka gleb ..... 28
   5.2. Zawartość pierwiastków w biomasie brzozy brodawkowatej ..... 36
      5.2.1. Zawartość makroelementów ..... 36
      5.2.2. Zawartość mikroelementów ..... 48
   5.3. Analiza składowych głównych (PCA) ..... 56
6. Podsumowanie i wnioski ..... 58

Bibliografia ..... 60

Spis tabel ..... 77

Spis rysunków ..... 77

Kopie publikacji składających się na rozprawę doktorską wraz z oświadczeniami współautorów ..... 81

**Streszczenie**

Brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth) to gatunek pionierski o szerokim zasięgu geograficznym, wykazujący zdolność do funkcjonowania w zróżnicowanych warunkach siedliskowych. Pomimo, że była ona przedmiotem licznych badań, niektóre aspekty w zakresie jej ekologii są nadal słabo rozpoznane. Dotyczy to m.in. bioakumulacji pierwiastków w biomasie, zarówno w kontekście zaspokajania potrzeb pokarmowych, jak i retencji zanieczyszczeń. Biorąc pod uwagę niedostateczny stan wiedzy w tym zakresie oraz istotne znaczenie zagadnienia, podjęto badania nad bioakumulacją makro- i mikroelementów w biomasie brzozy brodawkowatej porastającej gleby o zróżnicowanym charakterze i stopniu zniekształcenia. Badania przeprowadzono na 12 stanowiskach w Polsce centralnej, obejmujących zróżnicowane wiekowo lokalizacje na wydmach śródlądowych, reprezentujących skrajnie ubogie w składniki pokarmowe gleby o znikomym stopniu zniekształcenia, obszar pożarzyska, zróżnicowane wiekowo lokalizacje na gruntach porolnych oraz stanowiska w strefie oddziaływania kopalni węgla brunatnego i elektrowni w Bełchatowie. Na każdym stanowisku pobrano w 10 powtórzeniach próbki biomasy (korzenie II i I rzędu, drewno pnia, kora, gałęzie I i II rzędu, liście) i gleb (do 80 cm). W próbkach oznaczono zawartość azotu (N), fosforu (P), potasu (K), wapnia (Ca), magnezu (Mg), siarki (S), żelaza (Fe), manganu (Mn), miedzi (Cu) i cynku (Zn). Badania wykazały zróżnicowane zawartości pierwiastków w poszczególnych frakcjach biomasy w zależności od stanowiska. Na wydmach śródlądowych często obserwowano niższe, w porównaniu do innych stanowisk, zawartości pierwiastków, zależnie od frakcji biomasy. Drzewa porastające gleby porolne cechowały się wyższą zawartością N, P, K i Mn, zaś rosnące na pożarzysku zwiększoną zawartością P, K i Mn w porównaniu do innych stanowisk. Z kolei w strefie oddziaływania kopalni węgla brunatnego obserwowano największe zawartości Ca, S, Fe i Cu, przy relatywnie niskich zawartościach pozostałych pierwiastków. Uzyskane wyniki dowodzą, że historia użytkowania terenu i stopień zniekształcenia gleb wpływają na intensywność bioakumulacji badanych pierwiastków. Jednocześnie dla niektórych pierwiastków zaobserwowano pewne trendy związane z wiekiem drzewostanu. Wraz z wiekiem wzrastały zawartości Ca, Fe i Cu, natomiast malały zawartości P, K i Zn.

**Słowa kluczowe:** brzoza brodawkowata, składniki pokarmowe, bioakumulacja, gleba, wydmy, grunty porolne, pożar, węgiel brunatny, degradacja

**Abstract**

Silver birch (*Betula pendula* Roth) is a pioneer species with a wide geographical range, capable of functioning in diverse habitat conditions. Although it has been the subject of numerous studies, some aspects of its ecology remain poorly understood. This includes the bioaccumulation of elements in biomass, both in terms of meeting nutritional needs and retaining pollutants. Given the insufficient state of knowledge in this area and the importance of the issue, research was undertaken on the bioaccumulation of macro- and microelements in the biomass of silver birch growing on soils of varying character and degree of deformation. The research was conducted at 12 stands in central Poland, including locations of varying ages on inland dunes, representing extremely nutrient-poor soils with a negligible degree of deformation, a post-fire area, locations of varying ages on post-agricultural land, and stands in the area affected by the lignite mine and power plant in Bełchatów. At each stand, 10 replicates of biomass samples (second- and first-order roots, stemwood, bark, first- and second-order branches, leaves) and soil samples (up to 80 cm) were collected. The samples were analyzed for nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), sulfur (S), iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu), and zinc (Zn) content. The studies showed varying element contents in individual biomass fractions depending on the stand. Lower element contents were often observed on inland dunes compared to other stands, depending on the biomass fraction. Trees growing on post-agricultural soils were characterized by higher N, P, K, and Mn content, while those growing on post-fire area had increased P, K, and Mn content compared to other stands. In turn, the highest Ca, S, Fe, and Cu were observed, with relatively low contents of other elements. The obtained results prove that the history of land use and the degree of soil deformation affect the intensity of bioaccumulation of the studied elements. At the same time, certain trends related to the age of the forest stand were observed for some elements. With age, the contents of Ca, Fe, and Cu increased, while the contents of P, K, and Zn decreased.

**Keywords:** silver birch, nutrients, bioaccumulation, soil, dunes, post-agricultural lands, fire, lignite, degradation

## 1. Wykaz publikacji będących podstawą rozprawy doktorskiej

Przedłożona rozprawa doktorska ma formę zbioru czterech powiązanych ze sobą tematycznie opublikowanych artykułów naukowych.

I. Rustowska B., 2022. Long-term wildfire effect on nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. Soil Science Annual, 73(2), 149943, DOI: 0.37501/soilsa/149943, MNiSW – 70 punktów, IF – 1.5.

II. Rustowska B., 2024. Nutrient distribution and bioaccumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass grown in nutrient-poor soil. Trees, 38, 441–454, DOI: 10.1007/s00468-024-02492-y, MNiSW – 100 punktów, IF – 2.1.

III. Rustowska B., Jonczak J., Pędziwiatr A. 2024. Nutrient accumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass in a lignite mining area. Water, Air, & Soil Pollution, 235, 440, 1-17, DOI: 10.1007/s11270-024-07254-7, MNiSW – 70 punktów, IF – 3.8.

IV. Rustowska B., Jonczak J., Kondras M. 2024. Nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass growing on post-arable soils. Soil Science Annual, 75(3), 195922, DOI: 10.37501/soilsa/195922, MNiSW – 70 punktów, IF – 1.4.

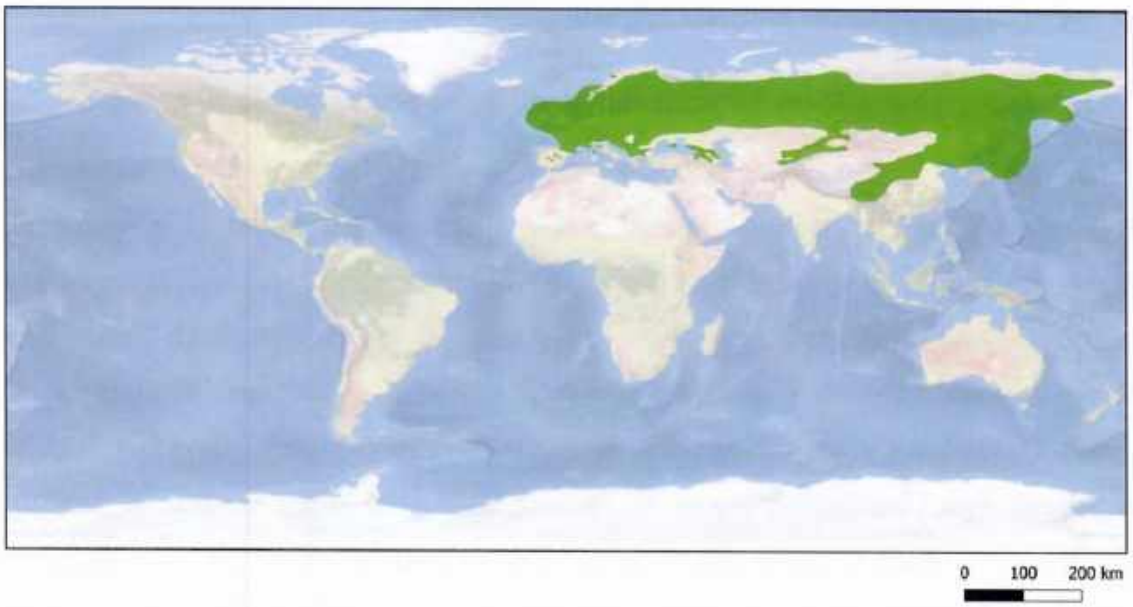
Punktacja powyższych publikacji została przedstawiona na podstawie wykazów czasopism naukowych i recenzowanych prac z konferencji międzynarodowych, zgodnie z Komunikatami Ministra Nauki z dnia 17 lipca 2023 r. i dnia 5 stycznia 2024 r.

## 2. Wstęp i uzasadnienie podjęcia tematu

### 2.1. Zasięg geograficzny i wymagania siedliskowe brzozy brodawkowatej

Brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth) jest jednym z najbardziej rozpowszechnionych gatunków drzew półkuli północnej (Rys. 1), cechującym się szeroką tolerancją na warunki siedliskowe, w tym klimatyczne i glebowe. Jej naturalny zasięg obejmuje rozległe obszary Europy i Azji – od Wysp Brytyjskich i Półwyspu Iberyjskiego na zachodzie po Syberię i Mongolię na wschodzie (Titmuss, 1959; Browicz, 1979). Gatunek ten występuje zarówno na terenach nizinnych, jak i górskich, osiągając w Alpach wysokość 1950 m n.p.m., na stokach Etny 2176 m n.p.m. (Browicz, 1979), a w Tatrach do 1478 m n.p.m. (Pawłowski, 1956). Występuje ona w szerokim spektrum warunków klimatycznych – od strefy subarktycznej po umiarkowanie ciepłą – jednak optymalne warunki wzrostu osiąga w klimacie umiarkowanym (Hynynen i in., 2010). W północnej części Eurazji, gdzie dominuje klimat borealny i subarktyczny, jest ważnym gatunkiem lasotwórczym, dobrze przystosowanym do krótkiego okresu wegetacyjnego i niskich temperatur (Bown, 1995). Jej zdolność do przetrwania w tych warunkach wynika m.in. z wysokiej odporności na przymrozki oraz efektywnego gospodarowania zasobami w ograniczonym czasie (Úradníček i in., 2009). W Europie Środkowej brzoza występuje powszechnie w strefie klimatu umiarkowanego chłodnego i przejściowego, gdzie umiarkowane opady i sezonowe zmiany temperatur sprzyjają jej rozwojowi (Hynynen i in., 2010). Na obszarach południowej Europy oraz Azji Mniejszej jej obecność ogranicza się głównie do terenów górskich, gdzie występują korzystniejsze warunki mikroklimatyczne (Browicz, 1979).

Pod względem siedliskowym brzoza brodawkowata wykazuje dużą elastyczność ekologiczną. Porasta gleby o zróżnicowanej teksturze, zarówno suche, jak i wilgotne. Najczęściej spotykana jest na glebach piaszczystych wytworzonych z materiałów pochodzenia eolicznego i fluwioglacjalnego (Hynynen i in., 2010). Może również rosnąć na bardziej żyznych glebach gliniastych, osiągając najwyższą produkcję biomasy na stanowiskach zasobnych w składniki pokarmowe. Rzadko spotykana jest natomiast na glebach wapiennych i zasadowych, preferując podłoża o odczynie kwaśnym lub słabo kwaśnym (Perala i Alm, 1990). Choć brzoza może rosnąć również na torfowiskach i glebach glejowych, jej rozwój w takich warunkach jest ograniczony (Gardiner, 1968).




Rysunek 1. Zasięg występowania brzozy brodawkowatej. Opracowanie własne na podstawie danych dostępnych na European Forest Genetic Resources Programme https://www.euforgen.org/species/betula-pendula (dostęp 04.03.2025 r.).

### 2.2. Odporność brzozy brodawkowatej na ekstremalne warunki siedliskowe

Brzoza brodawkowata cechuje się wyjątkową odpornością na czynniki stresowe, w tym zanieczyszczenia chemiczne. Dzięki tej tolerancji widzi się w niej potencjał zastosowania w procesach fitoremediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi (Marguí i in., 2007; Dmuchowski i in., 2014). Wykazuje zdolność przetrwania w środowiskach silnie zdegradowanych przez działalność człowieka, co wynika z licznych przystosowań fizjologicznych i biochemicznych – m.in. odporności na kwaśne deszcze, zanieczyszczenie powietrza oraz zdolności do akumulacji szkodliwych pierwiastków w tkankach. Badania dowodzą, że brzoza brodawkowata gromadzi Zn, Cd i Pb w liściach i młodych pędach, co czyni ją potencjalnie wartościowym gatunkiem rekultywacyjnym (Szwalec i in., 2018). W warunkach silnego skażenia na hałdach pogórniczych w Polsce wykazywała cechy hiperakumulatora Zn, jednocześnie ograniczając mobilność innych toksycznych metali w glebie (Dmuchowski i in., 2014). Hermle i in. (2006) odnotowali również zwiększoną koncentrację Zn w drewnie oraz wysoką zawartość Cu w liściach. Podobne wyniki uzyskali Rosselli i in. (2003), dokumentując akumulację Zn i Cd w biomasie brzozy na terenach zanieczyszczonych odpadami komunalnymi. Choć zdolność brzozy brodawkowatej do akumulacji As, Hg i Ni jest niższa, to może stanowić uzupełnienie działań fitoremediacyjnych w połączeniu

z innymi gatunkami (French i in., 2006). Dodatkowym jej atutem jest rozbudowany system korzeniowy, który stabilizuje glebę i ogranicza erozję, co ma szczególne znaczenie na terenach pogórniczych i poprzemysłowych (Podrázský i Kupka, 2011). Zdolność do wzrostu w warunkach skrajnych – zarówno suchych, jak i mokrych – oraz odporność na znaczne wahania temperatury i długotrwałe susze, wynikająca z efektywnej gospodarki wodnej i ograniczonej transpiracji, czynią z niej jeden z najbardziej wszechstronnych gatunków pionierskich (Hynynen i in., 2010).

### 2.3. Produkcja biomasy brzozy brodawkowatej

Brzoza brodawkowata jest gatunkiem szybkorosnącym, charakteryzującym się wysoką produktywnością biomasy, szczególnie w młodym wieku. Ze względu na swoją dynamikę wzrostu i zdolność do efektywnego wykorzystania zasobów, jest szeroko wykorzystywana w leśnictwie, szczególnie na glebach o skrajnie niskiej zasobności w składniki pokarmowe, a także do zalesiania terenów porolnych i rekultywacji terenów zdegradowanych (Hynynen i in., 2010; Renou-Wilson i in., 2010). Uzyskiwana biomasa wykorzystywana jest głównie do celów energetycznych. Brzoza brodawkowata charakteryzuje się szczególnie intensywnym wzrostem w początkowych fazach wzrostu, osiągając maksymalne przyrosty biomasy w wieku od 15 do 20 lat (Martiník i in., 2018). Wysokość drzewa może osiągnąć 30 m, a średnica pnia 50 cm (Hynynen i in., 2010). W badaniach prowadzonych w Europie Środkowej oszacowano, że całkowita biomasa nadziemna brzozy brodawkowatej w drzewostanach rosnących na gruntach porolnych wynosi od 75 do 166,5 t $ha^{-1}$, w zależności od wieku drzewostanu (Zasada i in., 2014; Jagodziński i in., 2017). Większość biomasy jest ulokowana w pniu – od 61 do 90%, natomiast 5–27% stanowią gałęzie, a 1–13,5% przypada na liście (Johansson, 1999). Podobne wartości uzyskali Veiko i in. (2007), którzy oszacowali udział poszczególnych części rośliny w biomasie odpowiednio na 71,8% dla pnia, 15,3% dla gałęzi i 12,8% dla liści. System korzeniowy brzozy brodawkowatej rozwija się intensywnie, osiągając głębokość do 1 m (Válek, 1977). Jej korzenie charakteryzują się dużą plastycznością morfologiczną, co pozwala na ich adaptację do różnych warunków siedliskowych (Ostonen i in., 2007). Wartości parametrów systemu korzeniowego, takich jak powierzchnia i długość specyficzna korzeni oraz gęstość tkanki korzeniowej, różnią się w zależności od jakości siedliska i dostępności składników pokarmowych (Ostonen i in., 2007). Badania wykazały, że całkowita biomasa korzeniowa brzozy brodawkowatej może wynosić do 35 t/ha (Novák i in., 2017). Gawęda i in. (2019) oszacowali, że 13–17-

letnie brzozy produkują średnio 13 492,7 kg $ha^{-1}$ biomasy korzeniowej. Stosunek biomasy nadziemnej do podziemnej zmienia się wraz z wiekiem drzewostanu – w młodszych stadiach wzrostu proporcje są bardziej wyrównane, natomiast w starszych drzewostanach dominacja biomasy nadziemnej jest wyraźniejsza (Bijak i in., 2013).

### 2.4. Skład pierwiastkowy świeżej biomasy brzozy brodawkowatej

Brzoza brodawkowata należy do gatunków charakteryzujących się stosunkowo wysoką zasobnością biomasy w składniki odżywcze, jednak ich zawartości zależą w dużej mierze od dostępności pierwiastków w siedlisku oraz innych warunków siedliskowych, które kształtują ich biodostępność. Przykładowo, Daugaviete i in. (2015) dowiedli, że liście brzozy rosnącej na gruntach porolnych zawierały wyższe stężenia N, P, K, Ca i Mg niż liście drzew w naturalnie odnowionych drzewostanach. Podobna zależność została zaobserwowana również w odniesieniu do zawartości Mg i Ca w drewnie, korze i korzeniach. Nováka i in. (2017) szczegółowo przeanalizowali skład chemiczny poszczególnych organów brzozy brodawkowatej, dowodząc, że liście, kora, drobne gałęzie oraz korzenie o średnicy poniżej 1 cm zawierają od 0,5 do 1,13% N, 0,05–0,12% P, 0,13–0,42% K, 0,43–0,94% Ca oraz 0,05–0,30% Mg. Z kolei Uri i in. (2007) wskazali, że w liściach 8-letnich brzóz rosnących na glebach porolnych zawartość N osiągała wartość od 24,6 do 39,2 g $kg^{-1}$. W badaniach Ovingtona i Madgwicka (1959) dotyczących naturalnych drzewostanów brzozy brodawkowatej zawartość składników mineralnych w liściach wynosiła odpowiednio 20–30 g $kg^{-1}$ N, 1,5–2,5 g $kg^{-1}$ P, 10–20 g $kg^{-1}$ K oraz 10–20 g $kg^{-1}$ Ca. W pozostałych organach (pędy, pień, korzenie) zawartości tych składników były kilkukrotnie niższe. Autorzy oszacowali, że liście, które stanowią zaledwie około 2% całkowitej suchej masy drzew, gromadzą od 13 do 35% N, 10–30% P, 19–36% K i 5–21% Ca. Gawęda i in. (2014), analizując zmiany w zawartości pierwiastków w biomasie w zależności od wieku drzewostanu brzozowego (w zakresie od 3 do 12 lat), wykazali wyraźny trend wzrostowy w zakresie akumulacji składników odżywczych. W najmłodszych, 3-letnich drzewostanach ilości pierwiastków zgromadzonych w częściach nadziemnych wynosiły: 28,05 kg $ha^{-1}$ N, 3,89 kg $ha^{-1}$ P, 9,50 kg $ha^{-1}$ K, 9,34 kg $ha^{-1}$ Ca oraz 3,21 kg $ha^{-1}$ Mg. Wraz z wiekiem drzewostanu wzrastała akumulacja pierwiastków — w 12-letnich brzozach wartości te wzrosły odpowiednio do: 543,41 kg $ha^{-1}$ N, 60,03 kg $ha^{-1}$ P, 186,42 kg $ha^{-1}$ K, 220,40 kg $ha^{-1}$ Ca i 50,48 kg $ha^{-1}$ Mg w częściach nadziemnych. Równolegle odnotowano zwiększenie

zawartości tych pierwiastków w korzeniach: 59,67 kg $ha^{-1}$ N, 13,44 kg $ha^{-1}$ P, 33,09 kg $ha^{-1}$ K, 40,55 kg $ha^{-1}$ Ca oraz 6,39 kg $ha^{-1}$ Mg.

### 2.5. Właściwości opadu roślinnego brzozy brodawkowatej i jego rozkład

Istotnym ogniwem w obiegu materii i energii w ekosystemach leśnych jest opad roślinny. Pełni on szereg funkcji ekologicznych, wśród których kluczowe znaczenie ma jako substrat w procesach humifikacji (Dziadowiec, 1990; Prescott, 2010; Cotrufo i in., 2015) i źródło składników pokarmowych stopniowo uwalnianych w procesie dekompozycji (Nordén, 1994; Augusto i in., 2002; Astel i in., 2009). Przez to silnie oddziałuje procesy zachodzące w glebie i całym ekosystemie leśnym, wpływając m.in. na mobilność i biodostępność składników mineralnych oraz toksyczność niektórych metali (Silva i in., 1998). W dotychczasowych badaniach niewiele uwagi poświęcono opadowi roślinnemu brzozy brodawkowatej. Z dostępnych danych wynika, że ilość i skład chemiczny opadu roślinnego są silnie zróżnicowane w zależności od warunków siedliskowych, wieku drzewostanu oraz sezonu fenologicznego. Aussenac i in. (1972) oszacowali średnioroczną produkcję opadu w drzewostanach brzozowych na 2 200 kg $ha^{-1}$, natomiast Jonczak i in. (2023) na stanowiskach brzozy brodawkowatej w wieku od 15 do 41 lat na gruntach porolnych notowali wartości od 2 576 do 5 293 kg $ha^{-1}$. Generalnie, raportowane w literaturze dane o produkcji opadu roślinnego są typowe dla lasów w zasięgu występowania brzozy brodawkowatej (Nordén, 1994; Małek, 2006; Kowalkowski i Jóźwiak, 2007; Jonczak i in., 2016), wpisując się w globalne i regionalne trendy uwarunkowane wiekiem i cechami środowiska (Shen i in. 2019).

Skład chemiczny opadu roślinnego brzozy jest zróżnicowany i zależy, podobnie jak w przypadku innych gatunków drzew, głównie od jego frakcji i warunków siedliskowych. W opadłych liściach dominują makroelementy: N, P, K, Ca i Mg. Brandtberg i in. (2004) wykazali, że w Szwecji zawartość tych pierwiastków wynosiła odpowiednio: N – 8,63 g $kg^{-1}$, P – 0,37 g $kg^{-1}$, K – 4,54 g $kg^{-1}$, Ca – 13,5 g $kg^{-1}$, Mg – 2,5 g $kg^{-1}$. Liście brzozy szybko się rozkładają (Mikola, 1985), co wynika m.in. ze znacznej zasobności w krytyczne składniki pokarmowe (N i P) oraz wąskiego stosunku lignin do N, który dla *Betula alleghaniensis* wynosi 13,8 (Magill i Aber, 1998), a dla *Betula grossa* 33,6 (Osono i Takeda, 2004). Hynynen i in. (2010) oraz Shorohova i Kapitsa (2016) wskazali również na intensywnie zachodzącą mineralizację obumarłych korzeni. Dla brzozy brodawkowatej czas rozkładu korzeni wynosi jedynie 13,9 lat w porównaniu do 48,5 lat u sosny (Freschet i in., 2012). De Schrijver i in. (2004)

oszacowali, że średnioroczna depozycja N do gleby z opadem liści brzozy brodawkowatej wynosi ok. 25 kg $ha^{-1}$, natomiast Ovington i Madgwick (1959) odnotowali całkowite dopływy pierwiastków do gleby z opadem roślinnym w drzewostanach brzozowych na poziomie 48 kg $ha^{-1}$ N, 3,6 kg $ha^{-1}$ P, 25 kg $ha^{-1}$ K i 34 kg $ha^{-1}$ Ca. Skład pierwiastkowy opadu roślinnego brzozy brodawkowatej jest porównywalny do wielu gatunków drzew liściastych, jak np. dębu, grabu, buka i lipy (Nordén, 1994) oraz dla brzozy omszonej (Berg i Meentemeyer, 2002). Jest on jednak uboższy w składniki pokarmowe niż opad drzew związanych z żyznymi siedliskami łęgowymi, jak olsza, czy topola (Berg i Meentemeyer, 2002; Dziadowiec i in., 2007; Jonczak i in., 2016). Na tle gatunków iglastych opad brzozy zawiera na ogół większe ilości składników odżywczych (Berg i Staaf, 1987; Perala i Alm, 1990; Johansson, 1995; Berg i Meentemeyer, 2002; Ukonmaanaho i in., 2008; Jonczak, 2011; Carnol i Bazgir, 2013; Jasińska i in., 2020). W przypadku pierwiastków śladowych, w szczególności Cu i Zn opad brzozy wykazuje zazwyczaj wyraźnie wyższe zawartości niż raportowane dla innych gatunków drzew (Nordén, 1994; Dziadowiec i in., 2008; Ukonmaanaho i in., 2008; Jonczak i in., 2016).

### 2.6. Oddziaływanie brzozy brodawkowatej na właściwości fizyczne gleby

Brzoza brodawkowata charakteryzuje się dobrze rozwiniętym systemem korzeniowym, który sięga do głębokości około 1 m (Válek, 1977). Dzięki adaptacyjnemu charakterowi, jej system korzeniowy efektywnie przystosowuje się do różnorodnych warunków glebowych, co sprawia, że ma znaczący wpływ na właściwości fizyczne podłoża (Hynynen i in., 2010). Ostonen i in. (2007) wykazali, że cechy morfologiczne korzeni brzozy, takie jak powierzchnia oraz długość właściwa wynoszące kolejno 84–124 $m^2$ $kg^{-1}$ oraz 80–97 m $g^{-1}$, są silnie uzależnione od warunków glebowych. Intensywny rozwój systemu korzeniowego prowadzi do znacznej akumulacji biomasy korzeniowej, która może wynosić nawet 13 492,7 kg $ha^{-1}$ (Gawęda i in., 2019). System korzeniowy drzew odgrywa kluczową rolę w kształtowaniu właściwości fizycznych gleby, wpływając na jej strukturę, przepuszczalność oraz zdolność retencji wody (Osman, 2013). Korzenie wpływają na stabilizację agregatów glebowych i poprawę struktury gleby. W badaniach Podrázský'ego i in. (2015) porównujących stabilność agregatów w glebach uprawnych oraz porolnych zalesionych brzozą wykazano, że gleby zalesione wykazują wyraźnie lepszą stabilność strukturalną w porównaniu do gleb uprawnych, tworząc szereg: zalesione = użytki zielone ≫ uprawne. Korzenie brzozy, poprzez swoje rozgałęzienie i rozkład po obumarciu, tworzą w glebie sieć makroporów, które poprawiają jej

przewiewność oraz zdolność do retencji wody (Wei i in., 2013). Wpływ brzozy na właściwości fizyczne gleby został dobrze udokumentowany w badaniach Podrázský'ego i Kupki (2011), którzy stwierdzili, że zalesienie porolnych gleb brzozą prowadziło do m.in. zmniejszenia gęstości objętościowej gleby z 1,46 do 1,15 t $m^{-3}$, zwiększenia jej porowatości z 43,9% do 54,7% i zwiększenia stopnia aeracji z 8,2% do 24,7%. Badania te wykazały, że głównym czynnikiem odpowiedzialnym za poprawę właściwości fizycznych gleby pod brzozami jest aktywność systemu korzeniowego oraz intensywne mieszanie materii organicznej z mineralnym podłożem. Dodatkowo, w eksperymencie Podrázský'ego i in. (2015) wykazano, że zawartość agregatów wodoodpornych efektywnie kształtowała inne parametry fizyczne, takie jak porowatość, nasycone przewodnictwo hydrauliczne oraz gęstość objętościową. Wysoka zawartość materii organicznej dobrej jakości sprzyja rozwojowi stabilnych agregatów strukturalnych (Šimanský i in., 2013, 2016). Ponadto dynamika biogeochemiczna gleb leśnych sprzyja agregacji gleby, głównie poprzez transfer węgla organicznego do głębszych poziomów profilu (Podrázský i in., 2009).

## 2.7. Oddziaływanie brzozy brodawkowatej na właściwości chemiczne gleby i geochemiczny obieg pierwiastków

Brzoza brodawkowata wywiera istotny wpływ na właściwości chemiczne gleb, w tym na ich odczyn, zasobność w składniki pokarmowe oraz na skład kompleksu sorpcyjnego, chociaż dane literaturowe w tym zakresie są niejednokrotnie rozbieżne. Raportowane są zarówno przypadki wzbogacania jak i zubożania gleb w pierwiastki. Daugaviete i in. (2003) zaobserwowali wzrost zawartości N w glebie o 30,8% w stosunku do zawartości początkowej cztery lata po zalesieniu gruntów porolnych brzozą, podczas gdy zawartość K i P pozostała na zbliżonym poziomie. Podobne wyniki uzyskali Aosaar i in. (2016), którzy stwierdzili wzbogacenie gleb w N. Ponadto, Uri i in. (2012) i Gawęda i in. (2014) wykazali wzrost zawartości S, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Mn, Fe, Pb i Cd w glebach pod drzewostanami brzozowymi. Z drugiej strony, Jakubowski i Sobczak (1999) zauważyli, że w ciągu kilku lat po wprowadzeniu brzozy na siedliska porolne zawartość przyswajalnego Ca zmniejszyła się aż czterokrotnie, co może wynikać z intensywnego pobierania tego pierwiastka przez drzewa.

Równie niejednoznaczna jest kwestia wpływu brzozy na pH gleby. Miles (1981) stwierdził, że wraz z wiekiem drzewostanu pH gleby pod brzozami wzrasta. Podobne tendencje obserwowali Priha i Smolander (1999) oraz Ahokas (1997). Badania Menyailo

i in. (2002) oraz Hansson i in. (2011) wykazały, że gleby pod drzewostanami brzozowymi mają wyższe pH w porównaniu do tych pod borami sosnowymi i świerkowymi, ale niższe w porównaniu do siedlisk porośniętych topolą (*Populus tremula*). Z kolei Hagen-Thorn i in. (2004) wskazali, że pH gleby pod brzozą jest zbliżone do wartości odnotowanych w drzewostanach buka (*Fagus sylvatica*), dębu szypułkowego (*Quercus robur*) oraz lipy drobnolistnej (*Tilia cordata*).

Brzoza może wpływać na skład kompleksu sorpcyjnego gleby poprzez pobór składników odżywczych, wydzielanie substancji jonowych przez korzenie, intensyfikację procesów wietrzenia oraz dostarczanie pierwiastków w postaci opadu roślinnego i spływu po pniach drzew (Fisher, 1990). Wpływ brzozy na właściwości sorpcyjne gleby pozostaje słabo rozpoznany, szczególnie w odniesieniu do zdolności wymiany kationów. Wiadomo jednak, że pojemność wymiany kationów (CEC) jest silnie związana z zawartością frakcji ilastej oraz materii organicznej (Pokojska, 1986; Caravaca i in., 1999), a brzoza może oddziaływać głównie poprzez oddziaływanie na substancję organiczną. Hansson i in. (2011) wykazali, że gleby pod brzozami charakteryzują się wyższym stopniem wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadowymi kationami w porównaniu do tych pod drzewostanami sosnowymi i świerkowymi. Podobne wyniki uzyskali Brandtberg i in. (2000), którzy stwierdzili, że obecność brzozy w drzewostanach świerkowych zwiększa wysycenie gleby kationami zasadowymi. Podobnie Podrázský i Ulbrichová (2004) wykazali, że gleby pod brzozą cechują się wyższym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi oraz większą sumą wymiennych kationów zasadowych niż gleby pod dębem, świerkiem i modrzewiem.

Badania chronosekwencji i porównawcze dowodzą, że obecność brzozy brodawkowatej wiąże się ze zmianami w zasobach oraz jakości glebowej materii organicznej (SOM). Jonczak i in. (2023) dowiedli, że zmiany te są dynamiczne na gruntach porolnych objętych spontaniczną sukcesją omawianego gatunku. Pierwsze etapy sukcesji wiązały się z malejącą zawartością SOM w poziomie próchnicznym gleb, natomiast w późniejszych stadiach następował stopniowy wzrost zasobności, powiązany ze zmianami jakości związków humusowych. Wzrost zawartości SOM pod drzewostanami brzozowymi wraz z ich wiekiem obserwowali również Daugaviete i in. (2003), Rosenvald i in. (2011) oraz Holubík i in. (2014). Na tle innych gatunków drzew zasobność gleb pod drzewostanami brzozowymi jest jednak na ogół niższa, zarówno pod iglastymi (Kirby i Potvin, 2007; Ma i in., 2015), jak i liściastymi (Jonczak, 2013). Typowym dla drzewostanów brzozowych rodzajem próchnicy jest mull, co świadczy

o szybkim rozkładzie opadu roślinnego i wysokiej intensywności obiegu biologicznego (Ladyman i Harkness, 1980; Miles, 1986).

### 2.8. Interakcje brzozy brodawkowatej z mikroorganizmami glebowymi

Interakcje mikroorganizmów glebowych z brzozą brodawkowatą są wieloaspektowe i istotne ekologicznie. Brzoza, tworząc układy mikoryzowe, sprzyja zwiększaniu ich biomasy i aktywności, przy czym reakcje są zależne od genotypu (Priha i in., 1999; Chodak i Niklińska, 2011; Striganavičiūtė i in., 2025). Ponadto, wpływ brzozy na mikrobiom glebowy jest modulowany przez warunki środowiskowe (np. wilgotność powietrza) i wiek drzewostanu (Truu i in., 2017; Chojnacka i in., 2023). Jak wskazują Chojnacka i in. (2023), sukcesja brzozy na gruntach porolnych przekształca zespoły grzybów od przewagi *Ascomycota* w fazach wczesnych ku większemu udziałowi *Basidiomycota* w starszych drzewostanach, przy malejącym udziale arbuskularnych grzybów mikoryzowych względem form ektomikoryzowych. Brzoza modyfikuje chemizm gleby i obieg pierwiastków poprzez dopływ metabolitów wtórnych (terpenów, fenoli) z opadu i eksudatów korzeniowych. Związki te regulują aktywność drobnoustrojów i ich enzymów, co może mieć istotne następstwa, jak np. spowalnianie lub przyspieszanie mineralizacji N, mobilizacja P, czy też zmiany pH w ryzosferze. Czynniki te zwrotnie oddziałują na skład mikrobiomu glebowego (Schua i in., 2015). Ektomikoryzy są kluczowe dla pozyskiwania składników i tolerancji stresu u brzozy, a ich częstość i skład reagują na podwyższone stężenia $CO_2$ i $O_3$ oraz potrafią adaptować się do gleb zurbanizowanych; część taksonów ułatwia też pobieranie boru (Lehto i in., 2004; Kasurinen i in., 2005; Olchowik i in., 2023; Matisons i in., 2024). Równolegle arbuskularne grzyby mikoryzowe mogą kształtować zawartość i cechy jakościowe materii organicznej poprzez dopływ węgla oraz konkurencję z saprotrofami; wytwarzane przez nie glomaliny (GRSP) glebowe są trwałymi substancjami o kluczowym znaczeniu dla formowania trwałej struktury agregatowej. GRSP zawierają ok. 3–5% N i 20–59% C i mogą stanowić 5–30% całkowitej puli glebowego węgla organicznego (Treseder i Turner, 2007; Wu i in., 2014; Jacobs i in., 2018; Balík i in., 2020; Holátko i in., 2021).

### 2.9. Wykorzystanie brzozy brodawkowatej w fitoremediacji

Brzoza brodawkowata jest uznawana za gatunek o wysokim potencjale fitoremediacyjnym, co wynika z jej zdolności do akumulacji metali ciężkich, odporności na skażenie środowiska oraz dużej produkcji biomasy (Tervahauta i in., 2009;

Dmuchowski i in., 2014). Wiele badań wskazuje, że może ona skutecznie być wykorzystywana w procesach oczyszczania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Istnieją również pewne przesłanki o możliwości jej wykorzystania do oczyszczania gleb zanieczyszczonych substancjami organicznymi. Najlepiej udokumentowaną cechą brzozy brodawkowatej jest jej zdolność do tolerowania i akumulowania metali ciężkich w tkankach. Eltrop i in. (1991) dowiedli, że brzoza rosnąca na terenach po eksploatacji rud ołowiu w Niemczech (stężenie Pb wynosiło tam 29 000 mg $kg^{-1}$) wykazuje mechanizm kompleksowania Pb z fosforanami, co przyczynia się do jego immobilizacji w glebie. Brzoza brodawkowata wykazuje również silną zdolność do akumulacji Zn, co potwierdziły badania Szwalec i in. (2018), Dmuchowskiego i in. (2012, 2014) oraz Marguí i in. (2007). Rośliny rosnące na terenach zanieczyszczonych wspomnianymi pierwiastkami skutecznie gromadziły je w tkankach, co czyni ten gatunek szczególnie przydatnym w remediacji gleb po działalności hutniczej i górniczej. Podobne właściwości zaobserwowali Rosselli i in. (2003), którzy badali brzozy rosnące na terenach składowisk odpadów komunalnych pokrytych zanieczyszczonym kompostem. Hermle i in. (2006) potwierdzili, że brzoza akumuluje duże ilości Zn i Cu w liściach i drewnie, jednak proces ten może prowadzić do zmniejszenia produkcji biomasy. Dmuchowski i in. (2014) określili brzozę brodawkowatą jako spełniającą kryteria roślin fitoremediacyjnych i uznali ją za hiperakumulator Zn. Również badania Desai i in. (2019) na terenach pokopalnianych wykazały zdolność brzozy do akumulacji Cd, Cu, Mn i Zn w liściach. Brzoza była również stosowana w rekultywacji terenów silnie zdegradowanych. Zapata-Carbonell i in. (2019) opisali sukcesję brzozy na składowisku czerwonego gipsu, gdzie gatunek ten rozwijał się pomimo niekorzystnych warunków pH i dużego stężenia metali ciężkich w podłożu. Podobne wyniki przedstawił Tiebel i in. (2018), wskazując na zdolność brzozy do kolonizacji zdegradowanych obszarów. Tervahauta i in. (2009) przeprowadzili badania nad zdolnością brzozy do usuwania wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), m.in. antracenu, fenantrenu, fluorantenu i pirenu z gleby. Wykazano, że brzozy, w połączeniu z bakteriami ryzosferowymi, mogą wspierać degradację tych substancji, przyczyniając się do ich zaniku ze środowiska.

### 2.10. Uzasadnienie podjęcia tematu

Pomimo, że badania nad ekologią i różnymi aspektami użytkowymi brzozy brodawkowatej są dość licznie reprezentowane w literaturze, niektóre aspekty są wciąż słabo rozpoznane. Dotyczy to m.in. składu pierwiastkowego jej biomasy, jako funkcji

warunków siedliskowych oraz zniekształcenia gleb wskutek działalności człowieka. Dotychczasowe wyniki wskazują, że brzoza wykazuje znaczną zdolność do pobierania i gromadzenia zarówno makro-, jak i mikroelementów, przy czym dynamika tego procesu może istotnie zależeć od właściwości gleb. W kontekście rosnącego znaczenia rekultywacji gleb zdegradowanych oraz potrzeby zrównoważonego zarządzania zasobami naturalnymi, istotne staje się poznanie wzorców bioakumulacji pierwiastków w brzozie rosnącej w różnych warunkach siedliskowych. Ponadto, wyniki niniejszych badań mają również wymiar praktyczny – mogą dostarczyć podstaw do oceny przydatności tego gatunku w procesach wspierających remediację gleb.

Z uwagi na powyższe, podjęcie badań nad bioakumulacją makro- i mikroelementów w biomasie brzozy brodawkowatej porastającej gleby o zróżnicowanym stopniu zniekształcenia jest zasadne, zarówno z poznawczego jak i praktycznego punktu widzenia. Wyniki tych badań pozwolą nie tylko pogłębić wiedzę na temat relacji roślina–gleba, lecz także przyczynić się do optymalizacji technik rekultywacji gleb zdegradowanych.

## 3. Cel, hipotezy badawcze i zakres pracy

Celem podjętych w ramach niniejszej rozprawy doktorskiej badań było prześledzenie procesu bioakumulacji makro- i mikroelementów w biomasie brzozy brodawkowatej porastającej gleby o zróżnicowanym charakterze i stopniu zniekształcenia. Opierając się na dostępnej literaturze, na wstępie założono, że:

1. Charakter i stopień zniekształcenia gleb będzie istotnie wpływał na koncentracje badanych pierwiastków w biomasie brzozy i ich dystrybucję w jej organach.
2. W związku ze zróżnicowanym charakterem zniekształcenia gleb, nie należy się spodziewać ścisłych korelacji pomiędzy zawartością pierwiastków w biomasie brzozy i glebach, jeśli w analizie zostanie uwzględniony cały zbiór danych.
3. Wiek brzozy będzie dodatkowym czynnikiem różnicującym intensywność akumulacji pierwiastków w jej biomasie.

Celem weryfikacji postawionych hipotez przeprowadzono badania w obrębie 4 grup stanowisk brzozy brodawkowatej, obejmujących gleby o zróżnicowanym charakterze i stopniu zniekształcenia. Gradient obejmował stanowiska z glebami o cechach zbliżonych do naturalnych, poprzez przekształcone wskutek pożaru, porolne,

po znajdujące się w strefie oddziaływania kopalni węgla brunatnego i elektrowni węglowej, w tym stanowisko na hałdzie przemysłowej. Gleby o cechach zbliżonych do naturalnych były reprezentowane przez chronosekwencję 3 stanowisk na wydmach śródlądowych, wpływ pożaru badano na 2 stanowiskach (pożarzysko i kontrola), również ulokowanych na wydmach śródlądowych, tereny porolne reprezentowane były przez 4 stanowiska zróżnicowane pod względem wieku i uziarnienia gleb, zaś w strefie oddziaływania kopalni węgla brunatnego i elektrowni wytyczono 3 stanowiska, obejmujące lokalizację na hałdzie nadkładu, w sąsiedztwie osadnika pyłów i kontrolę. Na każdym z 12 stanowisk określono zawartość N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu i Zn w glebach i 7 frakcjach biomasy brzozy, a także oznaczono podstawowe parametry gleb wpływające na biogeochemiczny obieg badanych pierwiastków. Na podstawie uzyskanych wyników podjęto próbę określenia zależności pomiędzy charakterem i stopniem zniekształcenia gleb a zawartością i dystrybucją pierwiastków w biomasie brzozy brodawkowatej, uwzględniając jej wiek. Tematyka badań ma charakter interdyscyplinarny, obejmując zagadnienia typowe dla leśnictwa, rolnictwa, ochrony środowiska, inżynierii środowiska, biogeochemii, i innych pokrewnych dyscyplin naukowych.

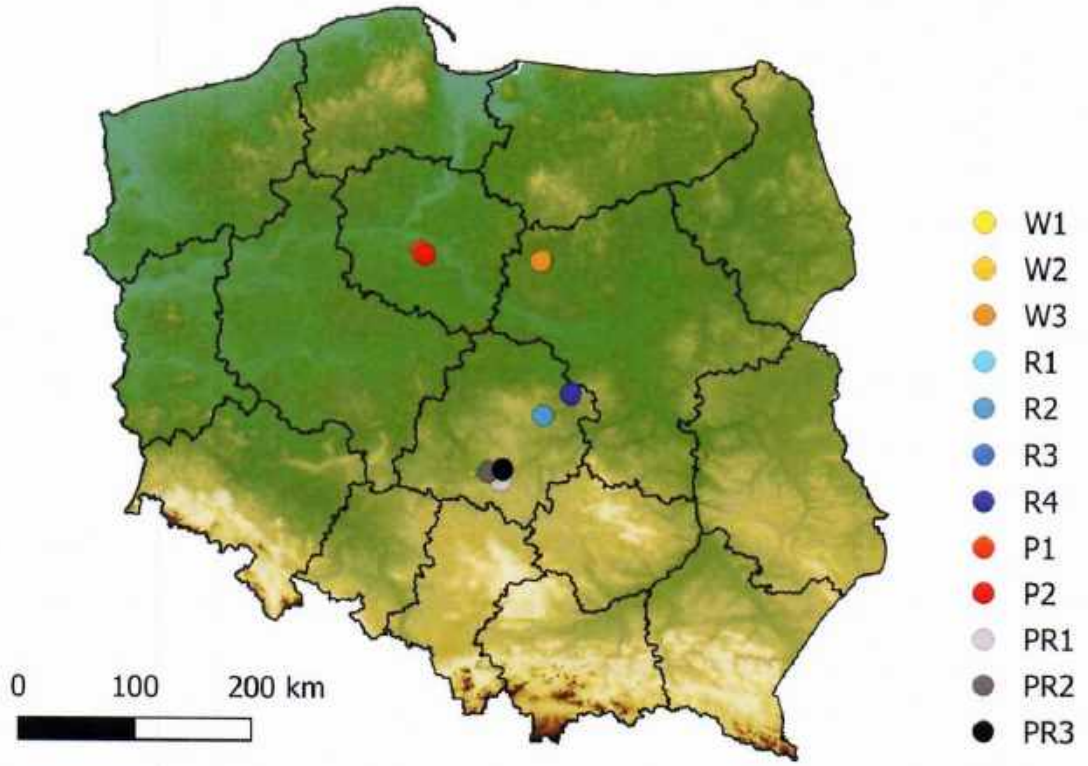
## 4. Materiały i metody badań

### 4.1. Lokalizacja i podstawowe charakterystyki stanowisk badawczych

Badania prowadzono w latach 2021 i 2022 na 12 stanowiskach brzozy brodawkowatej zlokalizowanych w Polsce centralnej (Rys. 2). Obszar badań jest usytuowany w umiarkowanie chłodnej strefie klimatycznej, charakteryzującej się wilgotnym klimatem kontynentalnym z łagodnym latem i całorocznymi opadami według klasyfikacji Köppena–Geigera (Peel i in., 2007). W wieloleciu 1991–2020 na podstawie danych ze stacji meteorologicznych w Mławie, Toruniu i Sulejowie, średnia roczna temperatura powietrza wyniosła odpowiednio 8,2, 8,9 i 8,6 °C. Najchłodniejszym miesiącem był styczeń, natomiast najcieplejszym lipiec. W Mławie średnia temperatura w styczniu wynosiła –1,6 °C, a w lipcu 18,9 °C; w Toruniu odpowiednio –1,1 i 19,3 °C, natomiast w Sulejowie –1,7 i 19,0 °C. Roczna suma opadów kształtowała się na poziomie 561,9, 548,8 oraz 572,8 mm, kolejno na stacjach w Mławie, Toruniu i Sulejowie. Najwyższe wartości opadów notowano w lipcu, a najniższe w lutym, przy czym na poszczególnych stacjach wynosiły one odpowiednio: w Mławie 75,6 i 29,4 mm,

w Toruniu 90,6 i 27,3 mm oraz w Sulejowie 84,6 i 28,5 mm. Z kolei w wieloleciu 1951–2019 na stacji meteorologicznej w Skierniewicach średnia roczna temperatura powietrza wynosiła 8,3°C. Najchłodniejszym miesiącem był styczeń (–2,3 °C), a najcieplejszym lipiec (18,6 °C). Średnia roczna suma opadów wynosiła 538,3 mm, z maksimum w lipcu (81,7 mm) i minimum w styczniu (26,3 mm).

Na badanym obszarze okres wegetacyjny rozpoczyna się przeciętnie w drugiej połowie marca (23–28.03), a kończy na początku listopada (01–11.11). Łącznie trwa on średnio 220–230 dni w roku (Tomczyk i Bednorz, 2022).




Rysunek 2. Lokalizacje stanowisk badawczych

Biorąc pod uwagę charakter zniekształcenia gleb, stanowiska badawcze pogrupowano w 4 kategorie. Pierwszą z nich stanowiły stanowiska na wydmach śródlądowych (W1–W3) występujących na obszarze Równiny Raciąskiej. Zlokalizowane one były w dość rozległym obszarze leśnym zdominowanym przez sosnę zwyczajną (*Pinus sylvestris* L). Brzoza występowała tu w postaci niewielkich płatów. Na badanym obszarze występują gleby piaszczyste, głównie rdzawe, bielicowe i arenosole, wykształcone z piasków wydmowych o zróżnicowanej miąższości, zalegających na

piaskach fluwioglacjalnych. Przestrzenne zróżnicowanie gleb jest funkcją głównie skały macierzystej, rzeźby terenu i głębokości zalegania wód gruntowych. Dość powszechnie występujące tu, na ogół na głębokości kilkudziesięciu centymetrów, gleby kopalne świadczą również o istotnej roli cyklicznie nasilających się procesów eolicznych (Pawłowicz, 2019). Gleby, niezależnie od ich typu, charakteryzują się skrajnie niską zasobnością w składniki pokarmowe i silnym zakwaszeniem. W związku z ich znikomą urodzajnością, na ogół nie noszą cech porolności i można je traktować jako zbliżone do naturalnych. Relatywnie niewielkie zniekształcenia są związane z gospodarką leśną.

Drugą grupę stanowiły stanowiska zlokalizowane na terenie nadleśnictwa Cierpiszewo (Kotlina Toruńsko-Płocka). Wyznaczono tu dwa stanowiska: P2 – położone w obrębie pożarzyska, gdzie pożar wystąpił w 1992 roku, obejmując około 2 868 ha lasu zdominowanego przez sosnę zwyczajną oraz stanowisko kontrolne (P1) usytuowane poza zasięgiem pożaru. Obszar ten obejmuje rozległe kompleksy borów sosnowych z domieszką brzozy brodawkowatej. Pod względem geomorfologicznym teren pożarzyska tworzą plejstoceńskie i holoceńskie utwory czwartorzędowe: piaszczyste terasy pradoliny Wisły (piaski luźne i słabogliniaste) oraz rozległe pola wydmowe. Występują tu przede wszystkim gleby rdzawe bielicowe i gleby bielicowe właściwe, a lokalnie również gleby rdzawe brunatne. Gleby te należą do bardzo ubogich w składniki pokarmowe, charakteryzują się silnym zakwaszeniem i małą zasobnością w materię organiczną, której zawartość została prawdopodobnie dodatkowo obniżona wskutek pożaru. Najkorzystniejsze warunki siedliskowe powiązane są z obszarami występowania piasków rzecznych, gdzie poza borami sosnowymi spotyka się również fragmenty borów mieszanych w różnych stadiach przekształcenia, a sporadycznie także lasy mieszane. Zniekształcenia środowiska wynikają przede wszystkim z następstw pożaru oraz działań gospodarki leśnej związanych z odnowieniem drzewostanów (Sroka i in., 2010).

Trzecia grupa obejmowała stanowiska zlokalizowane w centralnej Polsce, na obszarze Wysoczyzny Łódzkiej oraz Równiny Łowicko-Błońskiej. Na obszarze ten porastały wytypowano drzewostany brzozy brodawkowatej będące efektem sukcesji naturalnej (R1 i R2) lub nasadzeń (R3 i R4). W strukturze drzewostanu miejscami występowała także domieszka sosny zwyczajnej. Według opracowań regionalnych, na obszarze Wysoczyzny Łódzkiej dominują gleby wykształcone z piasków (ok. 62%) i glin (ok. 24%) (Niewiadomski, 2014). Na Równinie Łowicko-Błońskiej dominują z kolei utwory gliniaste, pyłowe i ilaste, pokryte miejscami piaskami eolicznymi, co przekłada

się na zróżnicowanie warunków wodnych i właściwości glebowych (Sosnowska i in., 2021).

Czwartą grupę stanowiły stanowiska terenów przemysłowych zlokalizowane w rejonie Bełchatowa (środkowa Polska, Wysoczyzna Łódzka). Badaniami objęto hałdę nadkładu (PR1), okolice osadnika popiołów (PR2) oraz stanowisko kontrolne położone poza bezpośrednim oddziaływaniem kopalni i elektrowni (PR3). Obszar badań obejmuje największe w Polsce zagłębie węgla brunatnego, którego złoża o miąższości ok. 70 m zalegają na głębokości około 120–130 m pod powierzchnią terenu (Ratajczak i Hycnar, 2017). Złoża mają charakter tektoniczny i występują w obrębie Basenu Łódzkiego, pomiędzy strukturami solnymi i uskokami tektonicznymi. Budowa geologiczna obejmuje trzy główne jednostki litostratygraficzne: osady czwartorzędowe (piaski, żwiry, gliny, osady organiczne o miąższości 35–80 m), serię węglową wieku kenozoicznego (lignity, piaski drobnoziarniste, iły, margle, kredy jeziorne) oraz podłoże mezozoiczne (głównie wapienie) (Wagner i Słomka, 2000). Hałdy nadkładu zbudowane są z materiałów skalnych towarzyszących złożom, najczęściej trudnych do dezintegracji i silnie zróżnicowanych litologicznie, natomiast w pobliżu osadników dominują osady wtórne związane z deponowaniem popiołów i szlamów pochodzących z elektrowni (Kozioł i in., 2011; Borcz i Kozioł, 2015). Na tych powierzchniach rozwijają się drzewostany brzozy brodawkowatej, które stanowią element roślinności porastającej zarówno hałdy, jak i okolice osadników. Główne charakterystyki wszystkich stanowisk badawczych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Podstawowa charakterystyka badanych stanowisk brzozy brodawkowatej

| Stanowisko | Współrzędne | Wiek (lata) | Zagęszczenie (szt. $ha^{-1}$) | Średnica (cm) |
|---|---|---|---|---|
| W1 | 52,9041 N<br>19,9493 E | 12 | 4210 | 9,5±1,6 |
| W2 | 52,9088 N<br>19,9481 E | 20 | 1375 | 11,7±1,5 |
| W3 | 52,8968 N<br>19,9391 E | 34 | 1250 | 13,5±1,9 |
| R1 | 51,7085 N<br>19,9498 E | 10 | 4000 | 11,5±2,6 |
| R2 | 51,7092 N<br>19,9474 E | 35 | 1020 | 23,7±5,7 |
| R3 | 51,8712 N<br>20,2980 E | 10 | 3500 | 10,7±2,4 |
| R4 | 51,8768 N<br>20,3006 E | 35 | 2640 | 17,3±4,8 |
| P1 | 52,9682 N<br>18,4095 E | 27 | 2600 | 11,1±1,4 |
| P2 | 52,9440 N<br>18,4589 E | 27 | 2960 | 9,9±1,9 |
| PR1 | 51,2125 N<br>19,4203 E | 30 | 1100 | 17,6±3,7 |
| PR2 | 51,2792 N<br>19,2645 E | 30 | 1200 | 15,8±4,7 |
| PR3 | 51,2976 N<br>19,4438 E | 34 | 1600 | 11,7±1,8 |

### 4.2. Badania terenowe

Badania terenowe obejmowały opis powierzchni badawczych oraz pobór próbek gleb i biomasy do analiz laboratoryjnych. Przeprowadzono je na przełomie czerwca i lipca roku 2021 (grupy stanowisk W, R i P) oraz w czerwcu roku 2022 (grupa stanowisk PR). W każdej lokalizacji wytyczono powierzchnię badawczą, obejmującą płat drzewostanu brzozowego o wymiarach ok. 20 × 20 m (0,04 ha) o najbardziej typowych cechach. W pierwszej kolejności wykonano pomiary zagęszczenia drzewostanu oraz opis gleby na podstawie rdzenia do głębokości 100 cm. Następnie wytypowano 10 brzóz o przeciętnych rozmiarach, z których pobrano próbki biomasy. Z każdego drzewa pobrano próbki korzeni II rzędu, korzeni I rzędu, drewna pnia i kory na wysokości 130 cm, gałęzi I rzędu, gałęzi II rzędu oraz liści z centralnej części korony. Ponadto, w odległości około 1 m od każdego drzewa pobrano z czterech głębokości (0–10 cm, 10–

20 cm, 20–40 cm, 40–80 cm) próbki gleby za pomocą próbnika rdzeniowego o średnicy 3 cm.

### 4.3. Badania laboratoryjne gleb

Próbki gleby po przetransportowaniu do laboratorium wysuszono w temperaturze pokojowej, a następnie przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm w celu oddzielenia frakcji szkieletowej. Analizy laboratoryjne wykonano we frakcji <2 mm. Część próbki była dodatkowo mielona „na pył" do celów analizy składu pierwiastkowego. W próbkach oznaczono skład granulometryczny określono metodami pipetową i sitową, stosując podział na frakcje i grupy granulometryczne według Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (PTG, 2009). Odczyn gleby oznaczono metodą potencjometryczną w zawiesinie z wodą w proporcji gleba:woda 1:2,5 (Mettler Toledo SevenDirect SD23, elektroda InLab ExpertPro ISM, Szwajcaria). Całkowitą zawartość węgla (TC), azotu (N) i siarki (S) oznaczono metodą spalania na sucho (Vario MacroCube, Elementar, Niemcy), a węgla nieorganicznego (TIC) metodą Scheiblera. Zawartość węgla organicznego (TOC) obliczono jako różnicę TC – TIC. Zawartość P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu i Zn oznaczono metodą emisyjnej spektrometrii atomowej ze wzbudzeniem w plazmie sprzężonej indukcyjnie (ICP-OES, Avio 200, Perkin Elmer, USA) po mineralizacji w wodzie królewskiej, którą przeprowadzono w piecu mikrofalowym (Ethos Up, Milestone, Włochy).

### 4.4. Badania laboratoryjne biomasy

Próbki biomasy po przywiezieniu do laboratorium były suszono w temperaturze 65°C, a następnie mielone na pył. Następnie oznaczono w nich zawartość TOC, N i S metodą spalania na sucho (Vario MacroCube, Elementar, Niemcy), oraz P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu i Zn metodą ICP-OES (Avio 200, Perkin Elmer, USA) po mineralizacji mikrofalowej (Ethos Up, Milestone, Włochy) w 65% $HNO_3$.

### 4.5. Analiza statystyczna

Uzyskane zbiory danych poddano analizie statystycznej celem określenia miar tendencji centralnej i rozproszenia oraz określenia istotności różnic badanych zmiennych pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. W tym celu zastosowano uogólnione modele liniowe (GLM), traktując typ stanowiska jako zmienną niezależną, przyjmując rozkład gamma dla zmiennych zależnych. Różnice pomiędzy grupami oceniano przy poziomie

istotności $\alpha = 0,05$, a porównań par grup dokonano przy użyciu testu post-hoc Tukeya (HSD). W celu identyfikacji głównych źródeł zmienności w badanych zbiorach danych zastosowano analizę składowych głównych (PCA). Analizy oraz wizualizacje wyników wykonano w programach Microsoft Excel i Statistica 13.

## 5. Wyniki badań i dyskusja

Niniejszy rozdział ma charakter syntezy całego zbioru danych, której celem jest porównanie wszystkich grup stanowisk i ocena, w jakim stopniu warunki siedliskowe i stopień zniekształcenia gleb różnicują zawartości pierwiastków w biomasie brzozy brodawkowatej. Analizy porównawcze pomiędzy stanowiskami w zakresie właściwości chemicznych gleb i biomasy przeprowadzono z użyciem uogólnionych modeli liniowych, natomiast pozostałe podstawowe cechy stanowisk traktowano jako tło interpretacyjne, służące wyjaśnianiu obserwowanych wzorców. Ponadto, wykorzystana analiza składowych głównych pozwoliła na uchwycenie wpływu głównych parametrów środowiskowych powiązanych z biodostępnością pierwiastków i ich związku z akumulacją w biomasie roślinnej. Szczegółowe opisy i dyskusja wyników znajdują się w publikacjach stanowiących podstawę przedłożonej rozprawy doktorskiej. W niniejszym opracowaniu akcent położono na wnioskowanie zbiorcze i zależności międzygrupowe. W związku z tym, w rozdziale skupiono się na próbie wydobyciu kontrastu między grupami stanowisk i odpowiedzi na przewodnie pytanie o rolę warunków siedliskowych na zawartość pierwiastków w biomasie brzozy brodawkowatej, bez powielania szczegółowych opisów i rozbudowanej dyskusji, które przedstawiono w przedłożonych publikacjach dotyczących kolejno: (I) stanowisk na wydmach śródlądowych, (II) gruntów porolnych, (III) długoterminowych skutków pożaru oraz (IV) obszaru oddziaływania kopalni węgla brunatnego i elektrowni. Taka organizacja materiału zapewnia spójność i przejrzystość prezentacji oraz pozwala odnieść wnioski bezpośrednio do celów i hipotez pracy.

### 5.1. Charakterystyka gleb

Gleby badanych stanowisk wykazywały zróżnicowanie w zakresie pochodzenia materiałów macierzystych, charakteru procesów glebotwórczych, klasyfikacji oraz właściwości fizycznych i chemicznych, w tym zasobności w badane pierwiastki.

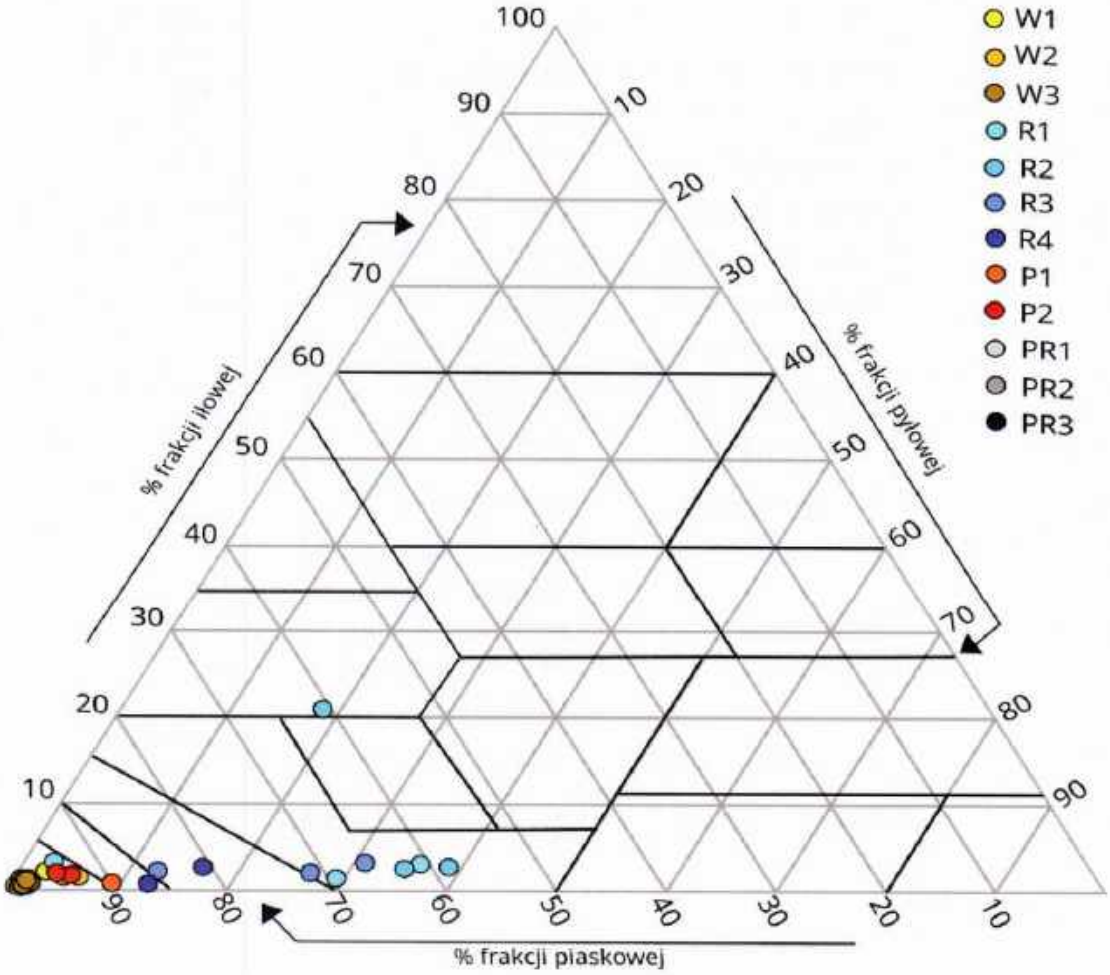
W obrębie stanowisk wydmowych występowały gleby rdzawe zbielicowane (W1) oraz arenosole (W2 i W3), wykształcone z holoceńskich piasków eolicznych. Na

stanowiskach porolnych występowały gleby brunatne kwaśne z glin lodowcowych (R1 i R2) oraz gleby rdzawe typowe z piasków fluwioglacjalnych (R3 i R4). Stanowiska pożarowe (P1 i P2) reprezentowane są przez gleby rdzawe typowe powstałe z piasków eolicznych. Z kolei w grupie stanowisk przemysłowych występowały industriosole rozwinięte ze zdeponowanego na hałdzie czwartorzędowego i mioceńskiego materiału nadkładowego (PR1). Cechą charakterystyczną tych gleb jest warstwowanie. W pobliżu osadnika (PR2) występowała gleba bielicowa typowa wykształcona z piasków fluwioglacjalnych, natomiast na stanowisku kontrolnym (PR3) gleba rdzawa typowa, również wykształcona z piasków fluwioglacjalnych.

Tabela 2. Podstawowa charakterystyka gleb badanych stanowisk

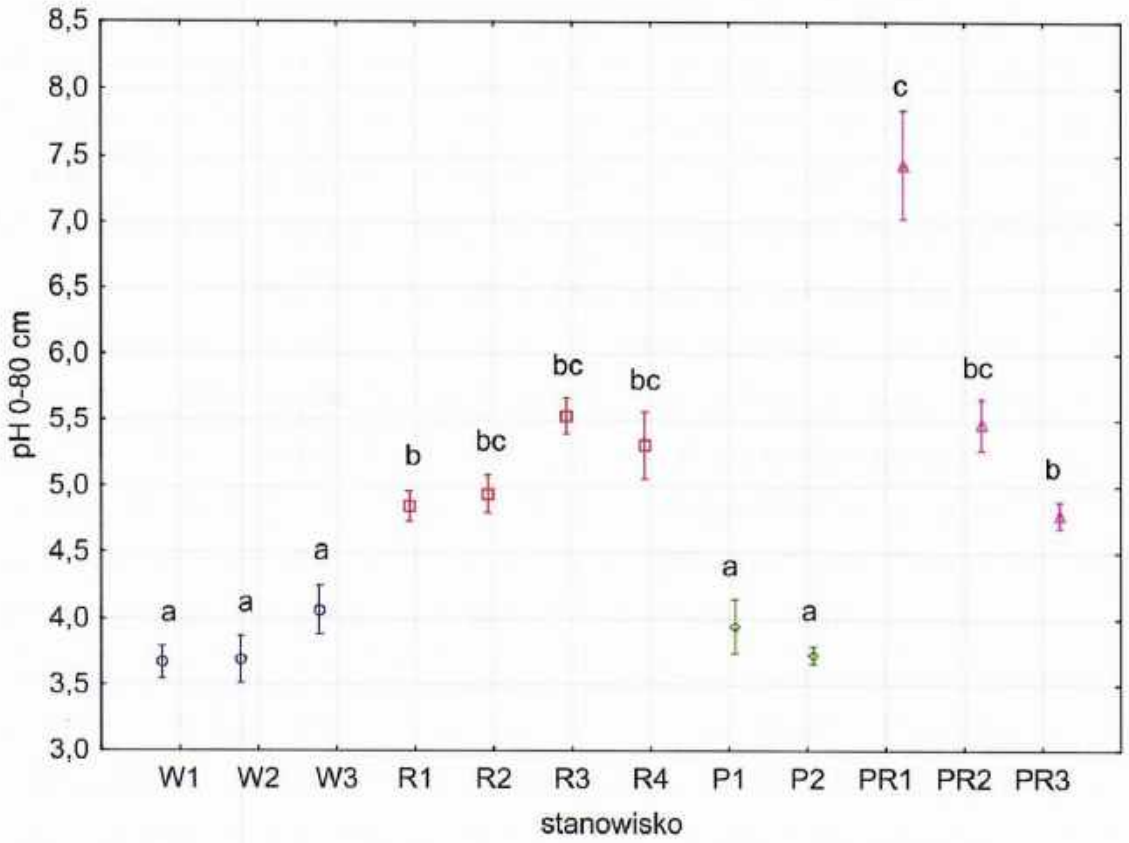
| Stanowisko | Pozycja systematyczna (SGP6) | Materiał macierzysty | Budowa profilu glebowego |
|---|---|---|---|
| W1 | Rdzawa zbielicowana | piaski eoliczne | AEs-Bvhs-BvC-C |
| W2 | Arenosol zbielicowany | piaski eoliczne | AEs-BhsC-C1-C2 |
| W3 | Arenosol typowy | piaski eoliczne | AC-C1-C2-C3 |
| R1 | Brunatna kwaśna | glina lodowcowa | A(p)-Bw-2C |
| R2 | Brunatna kwaśna | glina lodowcowa | A(p)-Bw-2C |
| R3 | Rdzawa typowa | piaski fluwioglacjalne | A(p)-Bv-C |
| R4 | Rdzawa typowa | piaski fluwioglacjalne | A(p)-Bv-C |
| P1 | Rdzawa typowa | piaski eoliczne | A-Bv-BvC-C |
| P2 | Rdzawa typowa | piaski eoliczne | A-Aes-Bv-BvC-C |
| PR1 | Industriosol | materiał nadkładowy złożony głównie z luźnych utworów czwartorzędowych i mioceńskich | AC-C1-C2-C3-C4 |
| PR2 | Bielicowa typowa | piaski fluwioglacjalne | A-E-Bhs-BhsC-C |
| PR3 | Rdzawa typowa | piaski fluwioglacjalne | Ap-Bw-C |

Badane gleby miały zróżnicowane uziarnienie (Rys. 3), nawiązujące do pochodzenia materiałów macierzystych. Gleby usytuowane na obszarach wydmowych (stanowiska W1–W3 i P1–P2) zbudowane były z drobnoziarnistych piasków luźnych. Stanowiska porolne obejmowały gleby o pionowo niejednorodnym uziarnieniu. Na stanowiskach R1 i R2 usytuowanych w obrębie wysoczyzny morenowej zbudowanej z glin polodowcowych ich strop stanowiły gliny piaszczyste, które zalegały na glinach piaszczysto-ilastych. Z kolei na stanowiskach R2 i R3, usytuowanych w obrębie równiny fluwioglacjalnej, gliny piaszczyste zalegały na piaskach gliniastych. Występująca w stropie gleb stanowisk porolnych glina ma charakter wietrzeniowy i pokrywa zalegające pod nią utwory relatywnie płytką, kilkudziesięciocentymetrową warstwą. Gleby stanowisk w strefie oddziaływania kopalni węgla brunatnego i elektrowni charakteryzowały się uziarnieniem piasków luźnych.



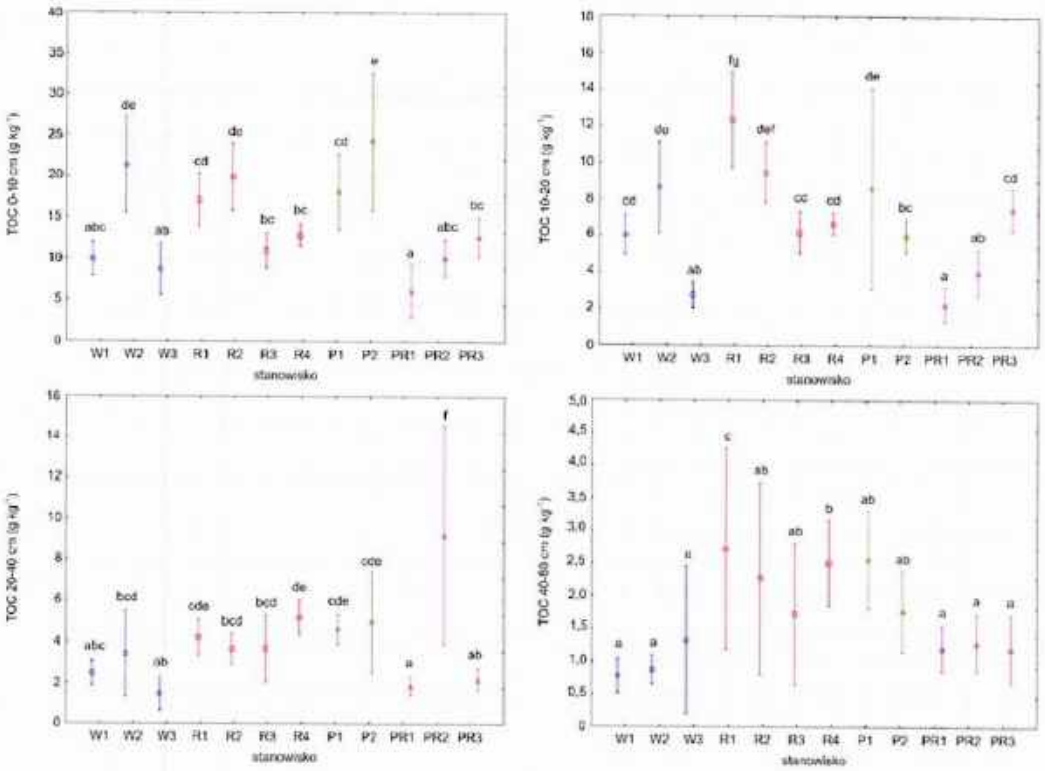

Rysunek 3. Uziarnienie gleb badanych stanowisk.

Odczyn gleb w większości przypadków różnił się istotnie pomiędzy poszczególnymi grupami stanowisk (Rys. 4). Gleby stanowisk W charakteryzowały się najniższymi wartościami pH, mieszcząc się w zakresie gleb bardzo silnie kwaśnych (pH 3,7–4,1). Podobne wartości pH obserwowano na stanowiskach P (pH 3,7–3,9). Istotnie wyższe wartości pH obserwowano na stanowiskach R, chociaż tutejsze gleby nadal plasowały się w kategoriach silnie kwaśnych do kwaśnych (pH 4,8–5,5). Nieco wyższe pH gleb porolnych wynika najprawdopodobniej z historii użytkowania. W szczególności nawożenia (Holland i in., 2019). Jak wskazują najnowsze badania średnia wartość pH obszaru dotkniętego pożarem jest niższa niż pH obszaru niedotkniętego tym zjawiskiem (Alva i Manosalva, 2019; Dhungana i in., 2024; Gonzáles i in., 2024), co jak tłumaczą Martínez i in. (1991) oraz Certini (2005) może być wynikiem wymywania kationów wraz z opadami deszczu, co może skutkować niższymi wartościami na stanowisku P2 w stosunku do większości badanych stanowisk. Najwyższe wartości pH gleb odnotowano na stanowiskach PR. Odczyn obejmował tu zakres od silnie kwaśnego (PR2 i PR3) do słabo alkalicznego (PR1), mieszcząc się w przedziale pH 4,8–7,4. Zasadowy charakter może być, jak wskazują Otremba i in. (2020) w badaniach na terenach wydobycia węgla brunatnego, efektem występowania węglanu wapnia.




Rysunek 4. Średnia ważona ± 95% CI wartość pH gleb badanych stanowisk w warstwie 0–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Zawartość TOC w glebach wykazała wyraźne zróżnicowanie pomiędzy grupami stanowisk (Rys. 5). Ponadto, na każdym z nich obserwowano najwyższe zawartości TOC w powierzchniowej warstwie (0–10 cm) i sukcesywny spadek wraz z głębokością, co jest zgodne z powszechnie opisywaną tendencją akumulacji materii organicznej (Batjes, 1996; Jobbágy i Jackson, 2000). Porównując stanowiska, najwyższe zawartości TOC w warstwie powierzchniowej stwierdzono na stanowisku P2, W2 oraz R2, gdzie średnie mieściły się w przedziale 20–24 g $kg^{-1}$, co odpowiada bardzo wysokiej klasie zasobności (Terelak, 2001). Niższe wartości stwierdzono na stanowisku R1 (17,2 g $kg^{-1}$) i P1 (18,2 g $kg^{-1}$) (klasa wysoka), natomiast gleby pozostałych stanowisk W oraz stanowiska PR cechowały się najniższymi zawartościami TOC (6,1–9,9 g $kg^{-1}$), odpowiadającym klasie średniej.



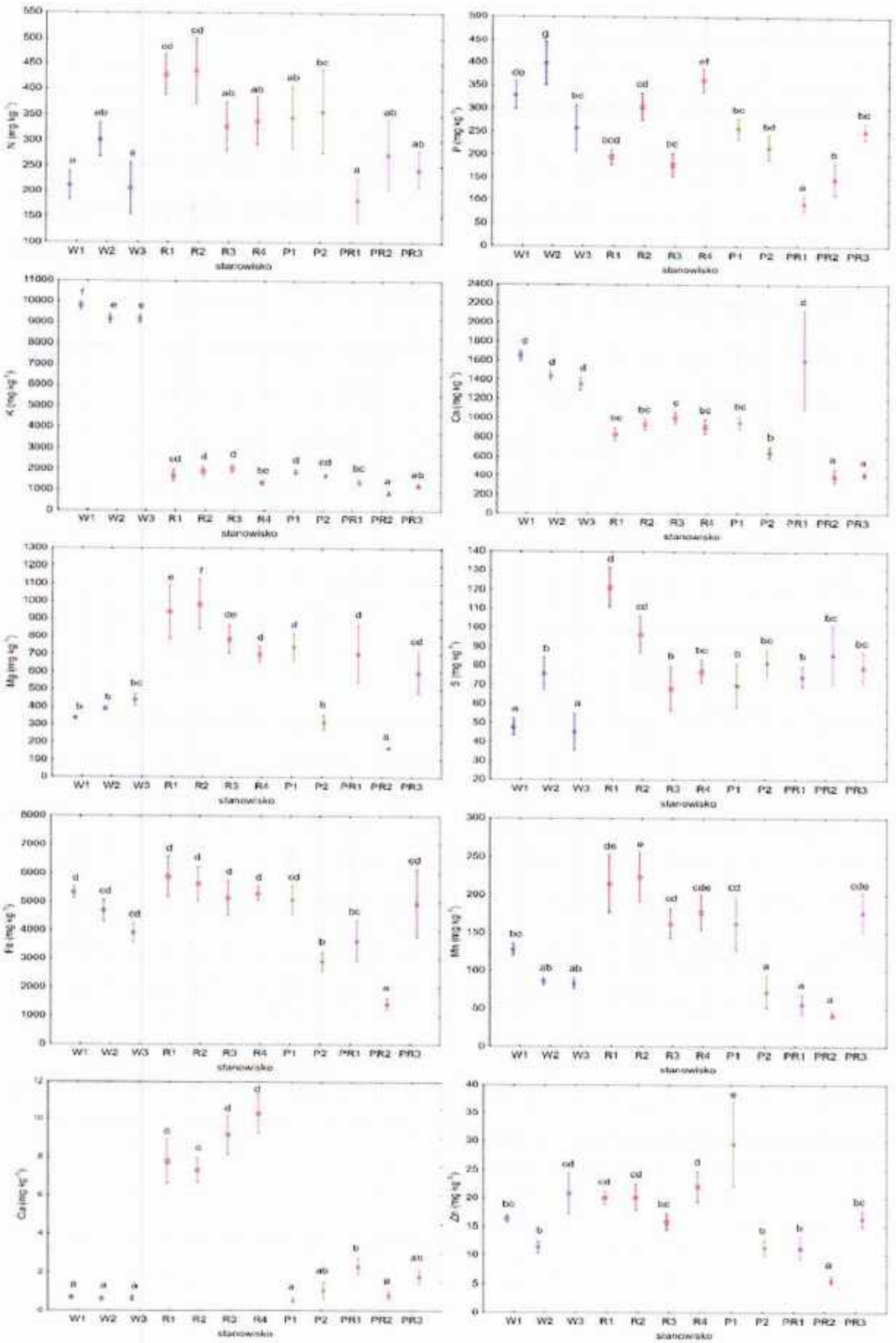

Rysunek 5. Średnia ± 95% CI zawartość TOC (mg $kg^{-1}$) w glebach badanych stanowisk w warstwie 0–10, 10–20, 20–40 i 40–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).

Zawartość makro- i mikroelementów w glebach badanych stanowisk wykazała istotne zróżnicowanie między grupami (Rys. 6). Najwyższe zawartości większości analizowanych pierwiastków stwierdzono w grupie stanowisk R. Ich gleby charakteryzowały się szczególnie wysoką zawartością N, Mg, S oraz Fe, a także Mn i Cu. Wartości te były istotnie wyższe od pozostałych grup stanowisk.

Na tle stanowisk R, gleby stanowisk W oraz P odznaczały się niższą zawartością pierwiastków, jednak poziomy większości z nich były wyższe niż w glebach stanowisk PR. Gleby stanowisk W i P wyróżniały się względnie wyższą zawartością K i Ca, podczas gdy zawartość N, S i mikroelementów była wyraźnie niższa niż w glebach stanowisk R.

Najniższe wartości większości pierwiastków stwierdzono w glebach stanowisk PR. Dotyczyło to zwłaszcza N, P, Cu i Zn. Najuboższe były gleby w sąsiedztwie osadnika popiołu lotnego (PR2) oraz na hałdzie (PR1). Z kolei stanowisko kontrolne (PR3) wykazywało nieco wyższe zawartości niektórych pierwiastków, jednak nadal istotnie niższe niż na stanowiskach R, W czy P.

Obserwowane tendencje w zakresie składu pierwiastkowego gleb wydają się nawiązywać zarówno do pochodzenia materiału macierzystego i jego naturalnych właściwości, jak i charakteru przekształceń. Generalnie zasobniejsze w badane składniki były gleby o cięższym składzie granulometrycznym i zasobniejsze w próchnicę. Rola materii organicznej szczególnie uwidacznia się w typowo bardzo ubogich w koloidy mineralne glebach piaszczystych powstałych z piasków eolicznych. W literaturze gleby takie opisywane są jako skrajnie ubogie w składniki pokarmowe (Czępińska-Kamińska i in., 2003; Brożek i Zwydak, 2010). Materia organiczna jest istotnym, ale wrażliwym komponentem na oddziaływanie czynników zewnętrznych, jak pożar. Obserwowane różnice pomiędzy stanowiskiem P1 (kontrola) i P2 (pożarzysko) wpisują się w opisywane w literaturze efekty pożarów. Pożar prowadzi do zmniejszenia zawartości nie tylko materii organicznej, ale również wielu składników pokarmowych, jak N czy P, które są uwalniane do atmosfery lub wypłukiwane do głębszych warstw gleby. Wywołany pożarem deficyt składników pokarmowych może mieć, zwłaszcza w glebach lekkich, efekt długofalowy (Caon i in., 2014; Agbeshie i in., 2022). Zasobność w składniki pokarmowe gleb o pochodzeniu antropogenicznym jest wypadkową naturalnych cech materiałów macierzystych i szeroko rozumianej transformacji antropogenicznej samego materiału jak i oddziaływania na teren jego składowania. W przypadku badanych gleb na hałdzie były one skrajnie ubogie w składniki biogenne (efekt krótkiego czasu po depozycji) i w różnym stopniu zasobne w składniki o charakterze litogenicznym (efekt niejednorodności materiału nadkładowego).



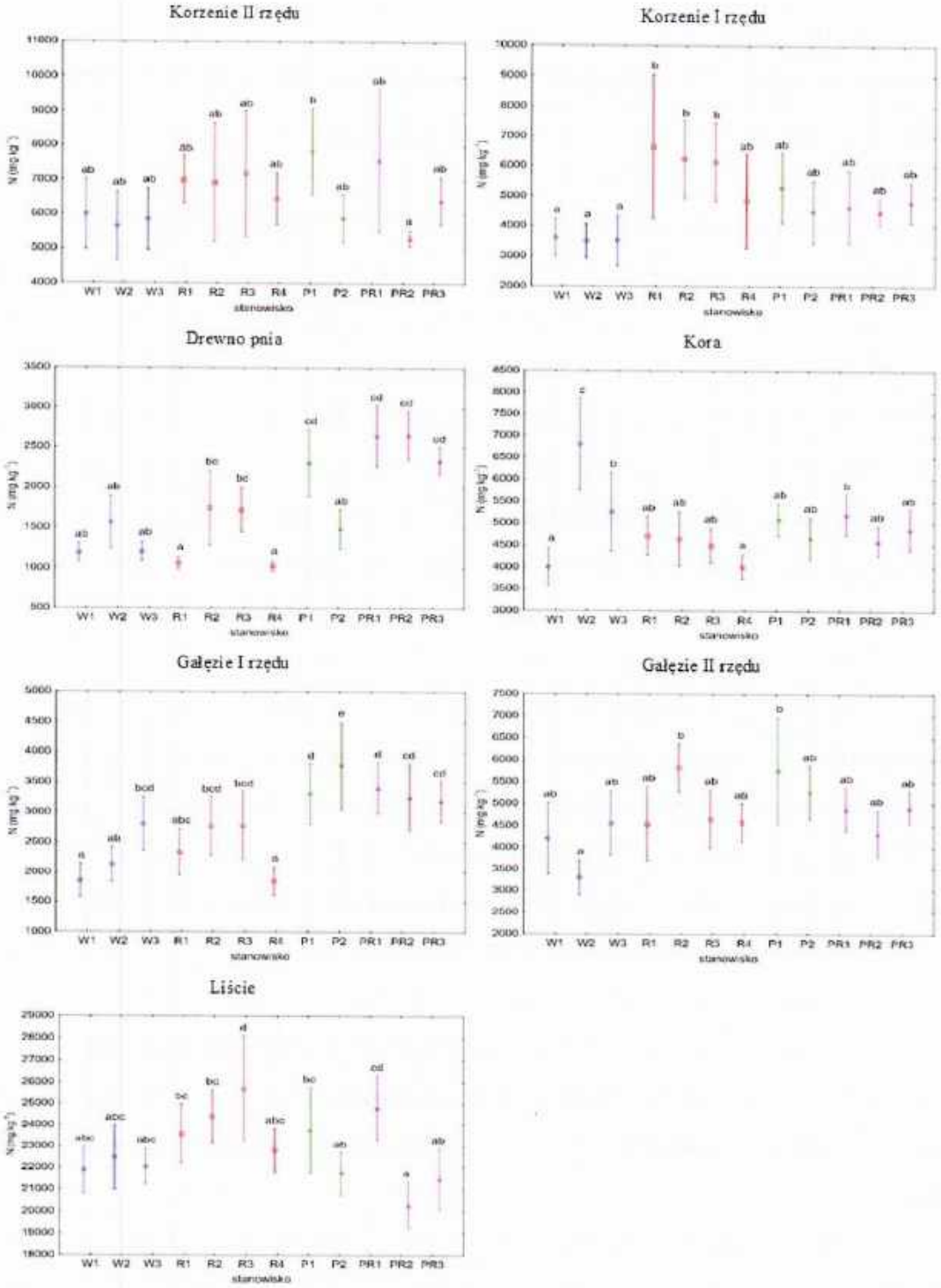

Rysunek 6. Średnia ważona ± 95% CI zawartość pierwiastków (mg kg$^{-1}$) w glebach badanych stanowisk w warstwie 0–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

## 5.2. Zawartość pierwiastków w biomasie brzozy brodawkowatej

### 5.2.1. Zawartość makroelementów

Zawartość N w poszczególnych frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej charakteryzowała się stosunkowo niewielkim zróżnicowaniem pomiędzy badanymi grupami stanowisk (Rys. 7). Najwyższe wartości w niektórych frakcjach biomasy odnotowano na stanowiskach R, natomiast niższe na PR, P i W, co może odzwierciedlać wpływ wcześniejszej gospodarki rolniczej oraz wyższą zasobność gleb w mineralne formy N (Metaxoglou i Smith, 2025). Natomiast niższe zawartości w biomasie brzozy rosnącej na stanowiskach przemysłowych (PR), zwłaszcza na hałdach i w pobliżu osadników popiołów, wskazują na ograniczoną dostępność tego pierwiastka w świeżych substratach technogenicznych słabo jeszcze skolonizowanych przez mikroorganizmy (Uzarowicz i in., 2018; Naumova i in., 2021; Ram i Masto, 2014).

Pod względem rozmieszczenia w biomasie, najwyższe zawartości N stwierdzono w liściach oraz w korzeniach II rzędu, co wskazuje na akumulację pierwiastka w organach o największej aktywności metabolicznej. Z kolei najniższe zawartości charakteryzowały drewno pnia i korzenie I rzędu, które pełnią głównie funkcje mechaniczne i magazynujące. Zaobserwowana tendencja jest zgodna z ogólnymi wzorcami obserwowanymi u gatunków drzewiastych – najwyższe wartości w liściach i drobnych korzeniach odzwierciedlają ich rolę w fotosyntezie i pobieraniu składników pokarmowych, podczas gdy tkanki strukturalne, takie jak drewno pnia akumulują znacznie mniej tego pierwiastka (Aerts, 1996; Millard i Grelet, 2010). Generalnie, uzyskane wyniki wskazują, że zróżnicowanie siedliskowe miało ograniczony wpływ na zawartości N w biomasie brzozy, a dominującym czynnikiem kształtującym jego zawartość jest raczej funkcja poszczególnych organów.



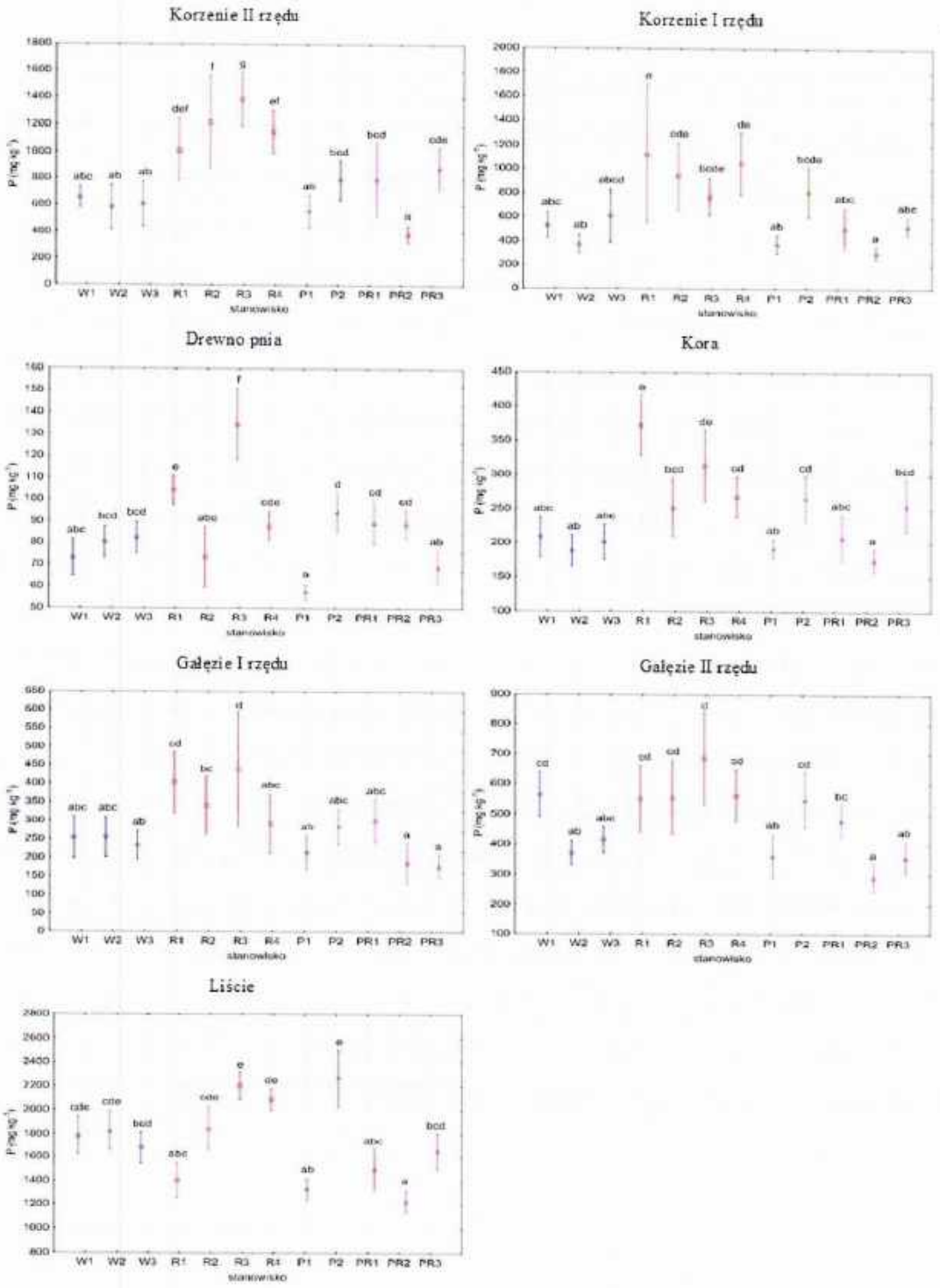

Rysunek 7. Średnia ± 95% CI zawartość N (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Niezależnie od badanego stanowiska, najwyższe zawartości P stwierdzono w liściach, a następnie w korzeniach II rzędu, podczas gdy najniższe w drewnie pnia i gałęziach. Taki rozkład jest charakterystyczny dla tego pierwiastka, który należy do grupy łatwo mobilnych we floemie i jest intensywnie przemieszczany do organów o największej aktywności metabolicznej (Raghothama, 1999; Marschner, 2012).

Zawartość P w poszczególnych frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej wykazała istotne różnice między badanymi grupami stanowisk (Rys. 8). Najwyższe wartości odnotowano na stanowiskach R, a także na stanowisku pożarzyska (P2), gdzie zawartość P w biomasie istotnie przewyższała zawartości odnotowane na stanowiskach W oraz PR. Gleby w rejonie aktywności przemysłowej, zwłaszcza na stanowisku PR2 (osadnik popiołów lotnych), charakteryzowały się niską zasobnością w P, co znalazło odzwierciedlenie w ograniczonej jego akumulacji w biomasie brzozy. Stanowiska PR1 i PR3 wykazywały wartości pośrednie. W niektórych frakcjach porównywalne ze stanowiskami W, choć nadal istotnie niższe niż na stanowiskach R i P2.

Zaobserwowane zróżnicowanie zawartości P w biomasie brzozy wydaje się być ściśle związane z historią użytkowania i genezą stanowisk. Wyższe zawartości na stanowiskach porolnych można wiązać z utrzymującym się w profilu glebowym efektem wieloletniego nawożenia, które pozostawiło trwałe zasoby łatwo dostępnych fosforanów. Podobne tendencje opisali Daugaviete i in. (2015) dla zalesionych gruntów ornych. Podwyższone zawartości P w biomasie na stanowisku pożarzyska wynikają natomiast prawdopodobnie z procesów termicznej mineralizacji materii organicznej, które prowadzą do uwolnienia tego pierwiastka w formie łatwo dostępnych ortofosforanów (De Bano, 1991). Z kolei na stanowiskach przemysłowych, zwłaszcza w pobliżu osadnika popiołów, ograniczona dostępność P wynika z ubogiego w składniki odżywcze podłoża technogenicznego.

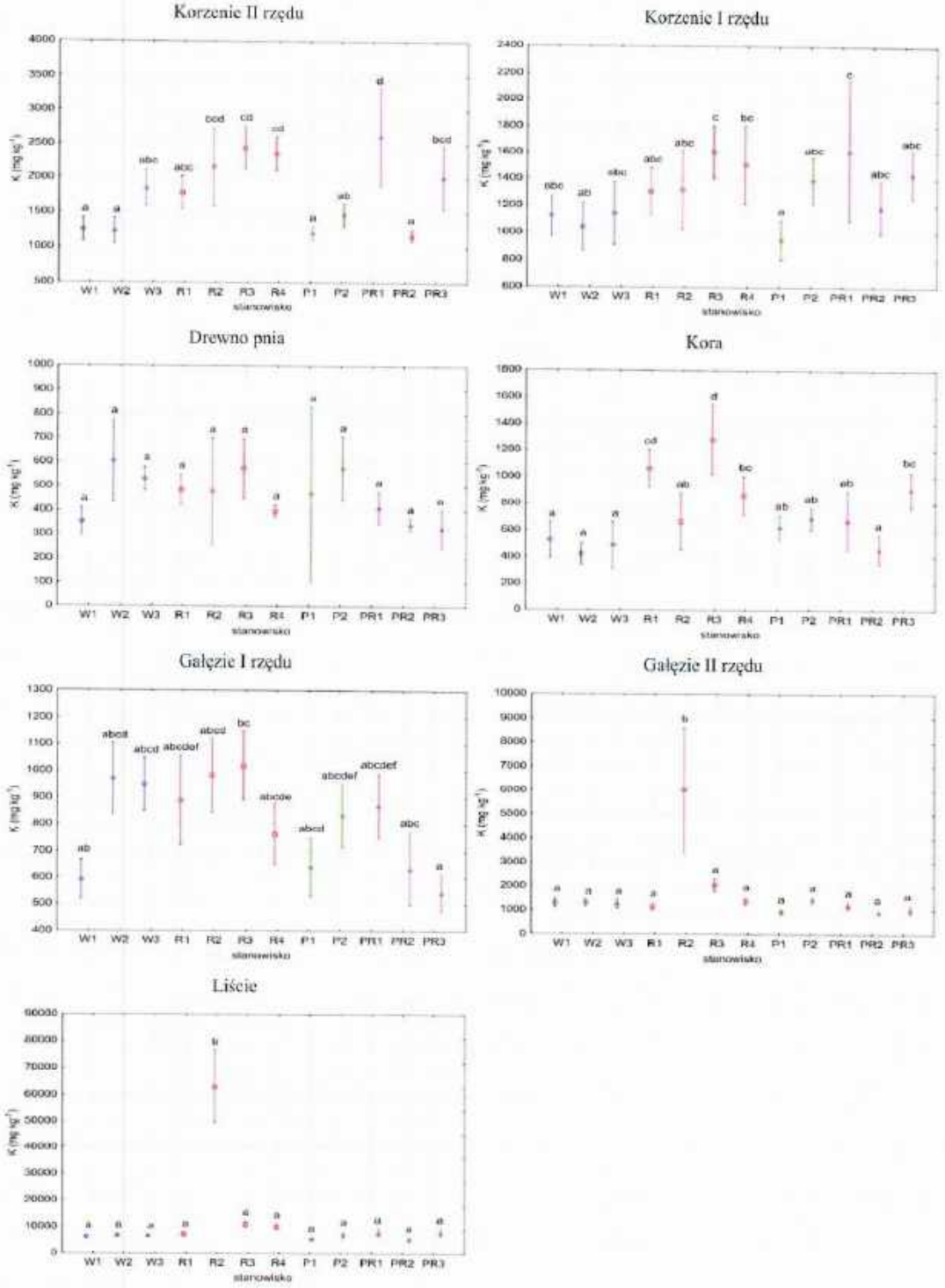
Podsumowując, historia użytkowania gleby okazała się ważnym czynnikiem kształtującym gospodarkę P w biomasie brzozy. Można przypuszczać, że dawne wykorzystanie rolnicze gruntów wpłynęło na trwałą akumulację P w drzewie, podczas gdy dotknięte wydobyciem węgla brunatnego tereny pozostają zubożone w ten pierwiastek.




Rysunek 8. Średnia ± 95% CI zawartość P (mg kg$^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Dla większości analizowanych frakcji biomasy zawartości K układały się z reguły według tego samego schematu: od najwyższych na stanowiskach R i pożarzysku (P2), poprzez stanowiska W, po najniższe na stanowiskach PR, szczególnie na hałdzie (PR2) (Rys. 9). Na stanowiskach R zawartości K w każdej frakcji biomasy często istotnie przewyższały zawartości odnotowane na pozostałych stanowiskach, szczególnie wyróżniało się stanowisko R2, na terenie którego liście brzozy kumulowały ponad 60 000 mg $kg^{-1}$ K. Na pożarzysku (P2) zaobserwowano podobnie wysokie wartości w biomasie. W większości frakcji biomasy się one w tej samej grupie statystycznej co stanowiska porolne. Wyższe zawartości K odnotowane na tym stanowisku są zgodne z mechanizmem opisanym przez Khannę i in. (1994), którzy wskazali, że popiół zawiera K głównie w formie łatwo rozpuszczalnej. Zwiększona zawartość K w roślinach po przejściu ognia potwierdzona została również w doświadczeniu wazonowym z uprawą pszenicy i koniczyny na glebie pobranej z drzewostanów sosnowych po pożarze (Kutiel i Naveh 1987). W świetle tych doniesień obserwowane w niniejszych badaniach zawartości można przypisać szybkiemu dopływowi łatwo przyswajalnego $K^+$ z popiołu co sprzyjało intensywnemu jego pobieraniu przez brzozy w początkowej fazie wzrostu.

Stanowiska W wykazywały wyraźnie niższe zawartości K. W większości frakcji biomasy mieściły się one w dolnym przedziale, zbliżonym do poziomów odnotowanych na stanowiskach PR. Jednakże wyraźna anomalia dotyczyła gałęzi I rzędu. Na stanowiskach W zawartości K w tej frakcji były porównywalne z zawartościami notowanymi na stanowiskach R. To podwyższenie można tłumaczyć atmosferycznym dopływem $K^+$ obecnym w opadach deszczu i pyłach, który jest przenoszony na znaczne odległości i może osiadać na koronach drzew (Mikhailova i in., 2019).



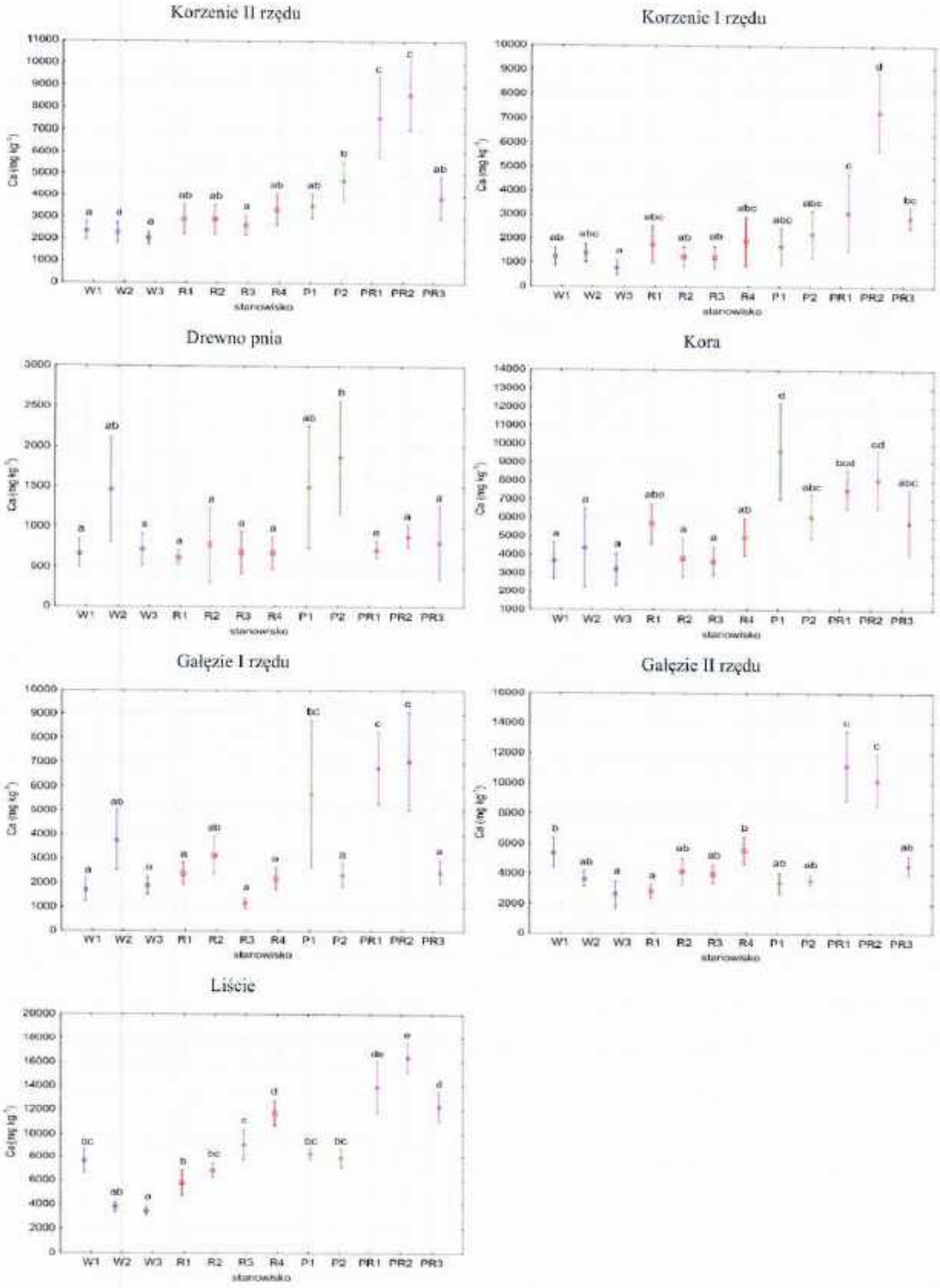

Rysunek 9. Średnia ± 95% CI zawartość K (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Zawartość Ca w biomasie brzozy brodawkowatej różniła się istotnie pomiędzy badanymi grupami stanowisk (Rys. 10). Najwyższe wartości odnotowano na stanowiskach przemysłowych PR1 i PR2, gdzie akumulacja Ca była istotnie wyższa niż na wszystkich pozostałych. Z kolei zawartości Ca w biomasie drzew rosnących na stanowiskach W, R i P były względnie zbliżone, bez istotnych różnic statystycznych w większości frakcji. Stanowisko PR3 (kontrola) charakteryzowało się wartościami zbliżonymi do grupy W i R, co odróżniało je od wyraźnie wyższych zawartości stwierdzonych na stanowiskach PR1 i PR2.

Wyższa zawartość Ca w biomasie brzozy na stanowiskach PR1 i PR2 względem innych stanowisk jest związana ze specyfiką podłoży technogenicznych w rejonie eksploatacji i spalania węgla brunatnego. Popiół lotny i materiały nadkładowe w Bełchatowie charakteryzują się bardzo wysoką zawartością Ca, którego źródłem jest obecny w węglu $CaCO_3$ oraz produkty jego przemian podczas spalania. W literaturze wskazuje się, że w wyniku procesów termicznych powstają bogate w Ca fazy mineralne, takie jak gehlenit, ye'elimit, anhydryt czy CaO, które mogą być źródłem wapnia dla roślinności (Peukert i in., 1986; Giergiczny i Michniewicz, 1991; Hycnar i in., 2017; Uzarowicz i in., 2018; Bąk i in., 2023). Obecność tych faz tłumaczy obserwowane w niniejszym badaniu wysokie poziomy Ca w biomasie brzozy na terenach przemysłowych.

Warto podkreślić, że zwiększona akumulacja Ca miała charakter lokalny i ograniczała się do drzew rosnących na hałdzie nadkładu i w pobliżu osadnika popiołów lotnych. W pozostałych grupach stanowisk, zawartość Ca w biomasie była istotnie niższa i nie odbiegała od wartości notowanych w literaturze dla brzóz z ekosystemów miejskich (Modrzewska i in., 2016). Oznacza to, że mineralogiczna specyfika materiałów technogenicznych, a nie cechy gatunkowe czy wiek drzewostanów, stanowi główny czynnik decydujący o akumulacji Ca w biomasie brzozy na terenach przemysłowych.

W kwestii dystrybucji w biomasie, najwyższe zawartości Ca stwierdzono w korze, a następnie w liściach, podczas gdy najniższe wartości odnotowano w drewnie pnia i gałęziach. Taki rozkład jest zgodny z właściwościami fizjologicznymi tego pierwiastka. Wapń cechuje się bardzo ograniczoną mobilnością we floemie (Clarkson, 1984; White i Broadley, 2003). Jego wysokie zawartości w korze w stosunku do innych frakcji biomasy należy również wiązać z rolą strukturalną, gdyż Ca uczestniczy w stabilizacji ścian komórkowych poprzez wiązanie pektyn w blaszce środkowej (Marschner, 2012).

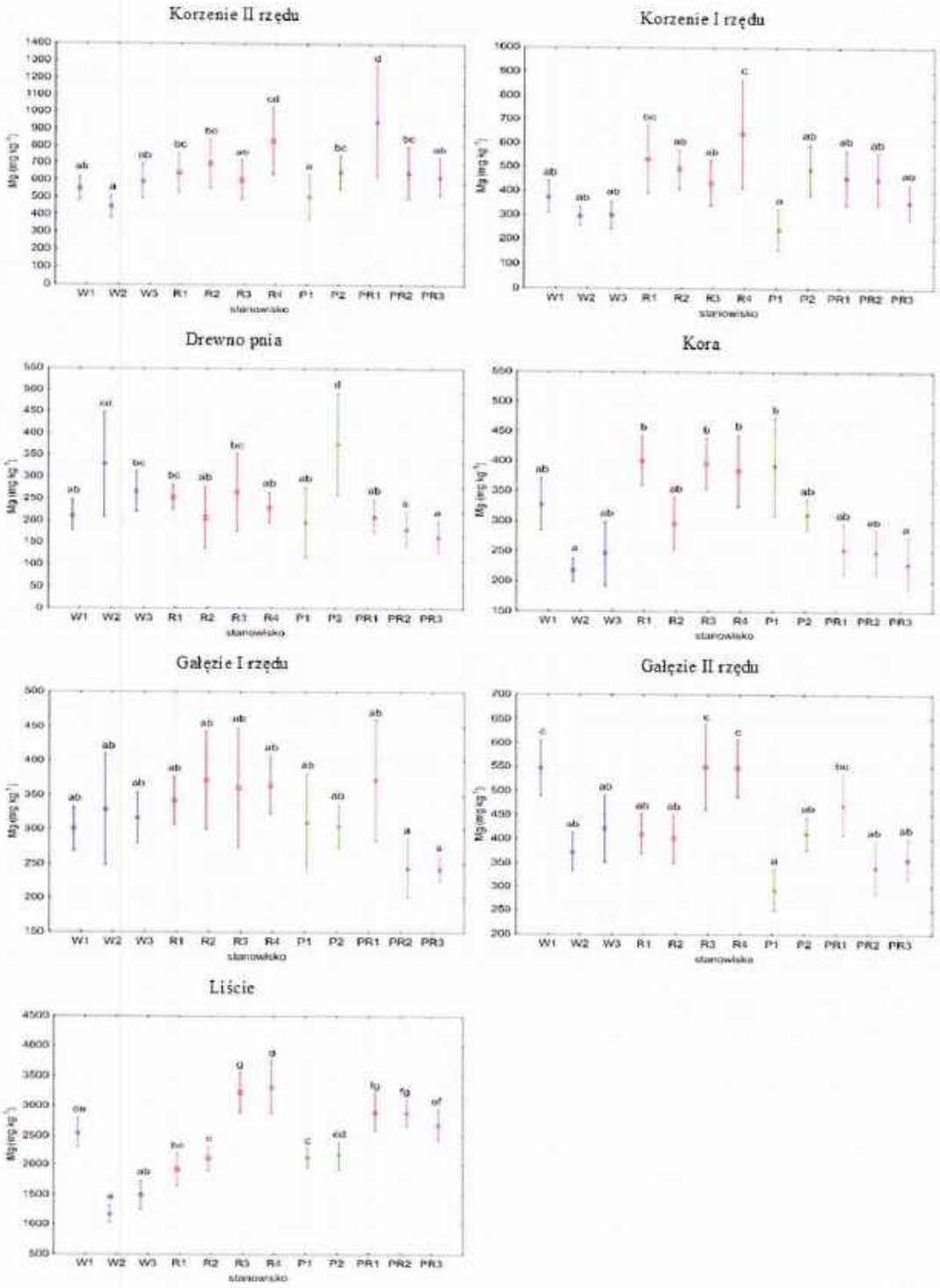



Rysunek 10. Średnia ± 95% CI zawartość Ca (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Zawartość Mg w większości frakcji biomasy brzozy brodawkowatej nie wykazywała wyraźnych różnic pomiędzy badanymi grupami stanowisk (Rys. 11). Zawartości tego pierwiastka były przeważnie zbliżone, a różnice istotne statystycznie miały charakter incydentalny i dotyczyły jedynie wybranych frakcji, np. wyższych zawartości w korzeniach II rzędu na stanowisku PR1 czy w gałęziach II rzędu na stanowiskach R3 i R4. Brak jednolitego wzorca przestrzennego akumulacji Mg wskazuje, że jego zawartość w biomasie brzozy nie była jednoznacznie powiązana z warunkami siedliskowymi stanowisk i stopniem zniekształcenia gleb.

Magnez jest pierwiastkiem niezbędnym w metabolizmie roślin, pełniącym kluczową rolę jako centralny składnik cząsteczki chlorofilu oraz regulator wielu procesów enzymatycznych. Tłumaczy to najwyższe jego nagromadzenie w liściach. Ponadto, w literaturze podkreśla się, że akumulacja Mg w tych organach może być związana nie tylko z jego biodostępnością w glebie, ale także z warunkami świetlnymi i zagęszczeniem drzewostanu. Liście rosnące w warunkach ograniczonego dostępu światła wykazują często wyższą zawartość Mg w związku z koniecznością utrzymania efektywności aparatu fotosyntetycznego (Tränkner i Jaghdani, 2019). Może to tłumaczyć obserwowane różnice w liściach brzozy między stanowiskami o różnym zagęszczeniu drzew (np. wyższe wartości w mniej zwartych drzewostanach).

Brak jednoznacznych trendów między grupami siedlisk sugeruje, że o akumulacji Mg w biomasie brzozy decydowały przede wszystkim czynniki fizjologiczne i wewnętrzne mechanizmy regulacji pobierania oraz transportu tego pierwiastka (Alejandro i in., 2020), a nie sama geneza czy stopień przekształcenia siedliska.

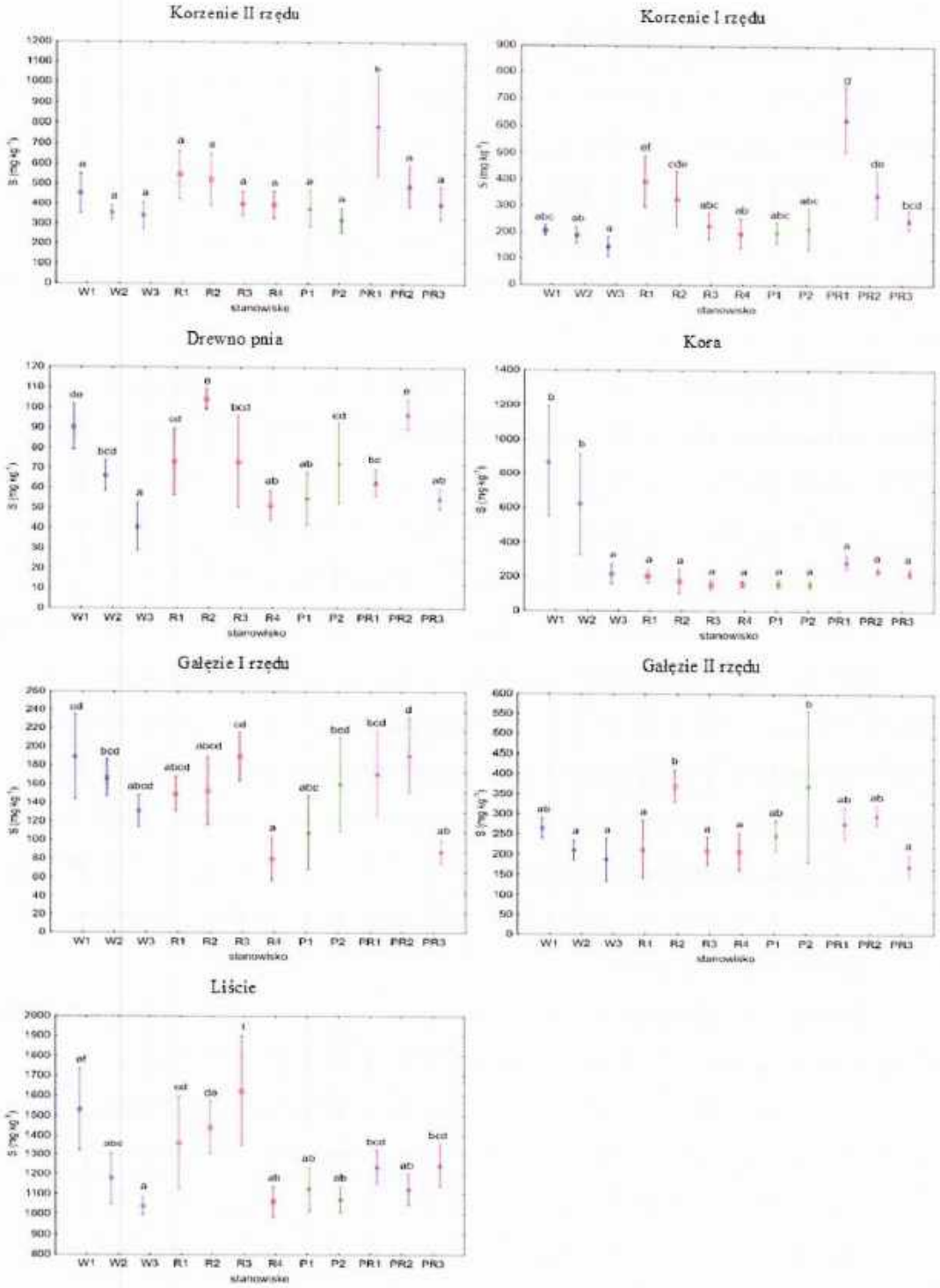



Rysunek 11. Średnia ± 95% CI zawartość Mg (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).

Zawartość S w biomasie brzozy brodawkowatej wykazała wyraźne różnice między badanymi grupami stanowisk (Rys. 12). Najwyższe wartości odnotowano głównie na stanowiskach przemysłowych PR1 i PR2, które w większości frakcji istotnie przewyższały pozostałe grupy. Na stanowiskach W, R i P zawartości S były zbliżone i nie tworzyły wyraźnych różnic statystycznych, a odchylenia miały charakter punktowy i nie powtarzały się w całym drzewie. W kwestii dystrybucji S w biomasie, najwięcej tego pierwiastka zawierały liście, następnie korzenie II rzędu i kora. Z kolei najniższe zawartości odnotowano w drewnie pnia i gałęziach II rzędu.

Podwyższona akumulacja S na stanowiskach przemysłowych wynika najprawdopodobniej ze skumulowanego efektu wzbogacenia gleb w rejonie Bełchatowa w siarczany pochodzące z materiału nadkładowego i popiołów lotnych (Barrow, 1969) oraz emisji związków siarki do atmosfery (Linzon i in., 1979; Frazer, 1935; Katz i in., 1939). Podobny efekt akumulacji S w tkankach roślin zaobserwowano także w innych regionach przemysłowych (Zhang i Yani, 2011).

Na pozostałych stanowiskach zawartości S pozostawały niskie i jednorodne, co może odzwierciedlać zarówno potencjalnie ograniczoną pulę siarczanów w glebach stanowisk wydmowych i porolnych, jak i mały wpływ depozycji atmosferycznej. Niewielkie różnice pomiędzy frakcjami mogą być wynikiem lokalnej zmienności sorpcji siarczanów i procesów wymywania (Barrow, 1969) oraz mechanizmów pobierania S z atmosfery przez liście (Herschbach, 1995; De Kok i in., 2002). Precyzyjne ustalenie roli tych czynników jest jednak trudne.




Rysunek 12. Średnia ± 95% CI zawartość S (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).

### 5.2.2. Zawartość mikroelementów

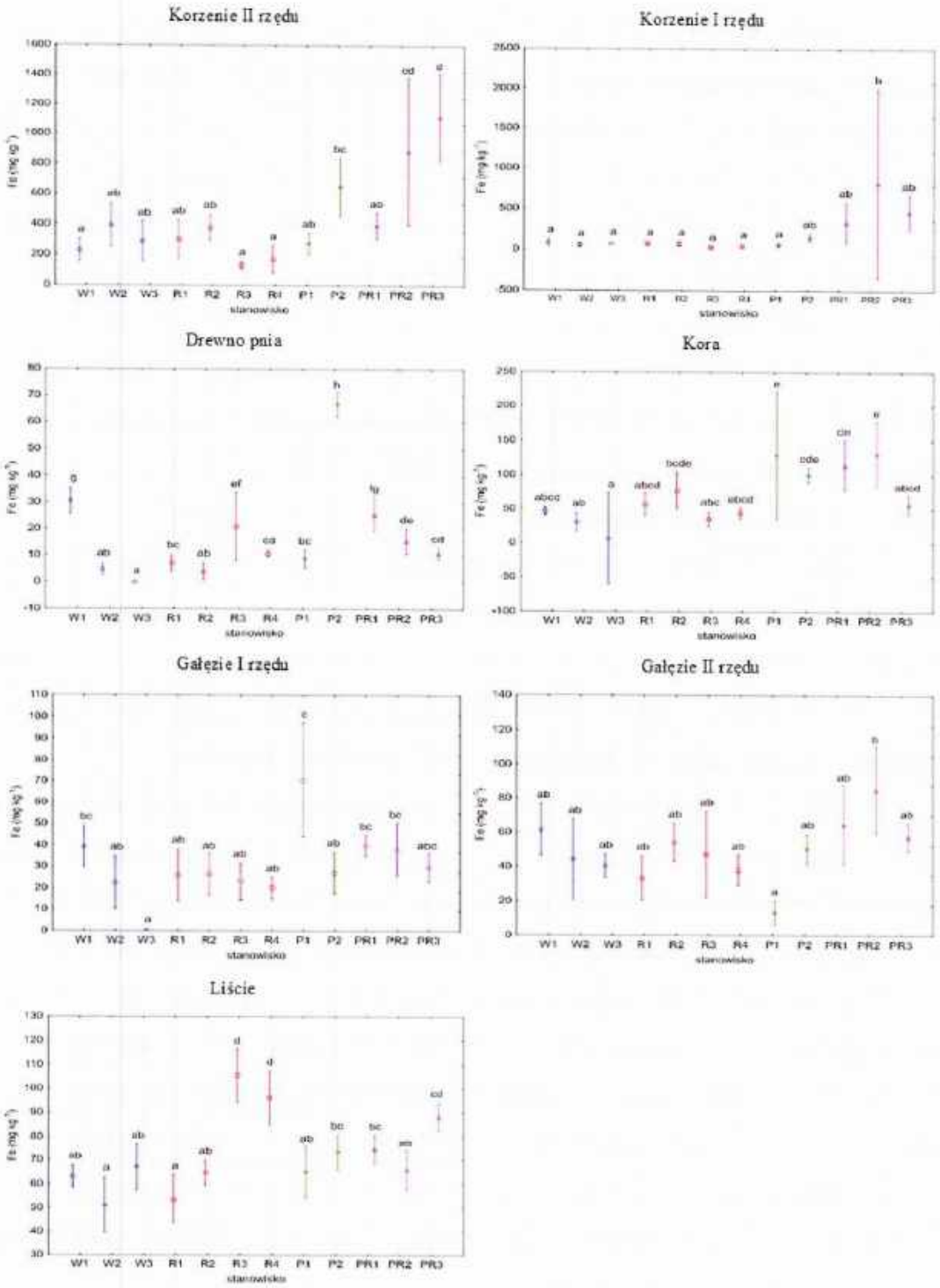
Pod względem zawartości Fe w biomasie brzozy brodawkowatej najbardziej wyróżniały się stanowiska przemysłowe (PR1 i PR2) (Rys. 13). W niektórych analizowanych frakcjach zawartość tego pierwiastka była kilkukrotnie, a nawet kilkunastokrotnie wyższa niż na pozostałych stanowiskach. Na stanowisku kontrolnym (PR3) wartości były niższe niż w PR1–PR2, lecz nadal mieściły się w przedziale wyższym niż na stanowiskach W i P.

Na stanowiskach porolnych (R) i pożarowych (P2) akumulacja Fe była umiarkowana, a wartości nie różniły się istotnie między frakcjami, choć w niektórych przypadkach (korzenie I rzędu, gałęzie I i II rzędu) poziomy na P2 były zbliżone do stanowisk R. Najniższe zawartości stwierdzono w biomasie brzozy rosnącej na stanowiskach wydmowych (W), szczególnie w częściach nadziemnych.

Wyraźnie podwyższona akumulacja Fe w brzozach z terenów przemysłowych (PR1, PR2) związana jest z obecnością materiałów towarzyszących wydobyciu i spalaniu węgla brunatnego – popiołów lotnych i pyłów bogatych w tlenki żelaza (Hycnar i in., 2017). W krajobrazie przemysłowym długotrwała depozycja pyłu mogłaby sugerować przewagę gromadzenia w tkankach zewnętrznych, przede wszystkim w korze i liściach. Jednakże w badanych próbach najwyższe stężenia Fe występowały w korzeniach, co wskazuje, że dominującym źródłem akumulacji jest podłoże glebowe, a nie powierzchniowa depozycja pyłów.

Obserwowana dystrybucja Fe we frakcjach biomasy brzozy wynika z procesów fizjologicznych. Żelazo charakteryzuje się niską mobilnością we floemie, ograniczonym transportem do organów nadziemnych oraz silnym wiązaniem w apoplaście (Parzych i in., 2016; Rout i Sahoo, 2015). Dodatkowo, obserwowane wysokie zawartości w korzeniach może wynikać z zanieczyszczenia próbek bogatymi w Fe cząstkami mineralnymi adhezyjnie związanymi z powierzchnią systemu korzeniowego, co jest znanym problemem w analityce środowiska (Hunt i in., 1999).

Na stanowiskach porolnych i pożarowych (R, P2) zawartości Fe były umiarkowane, a ich rozmieszczenie w frakcjach nie tworzyło wyraźnego schematu siedliskowego. Najniższe wartości stwierdzone na stanowiskach wydmowych (W) potwierdzają ograniczoną mobilność Fe w ubogich, piaszczystych glebach oraz niewielką zdolność brzozy do jego akumulacji w częściach nadziemnych.




Rysunek 13. Średnia ± 95% CI zawartość Fe (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

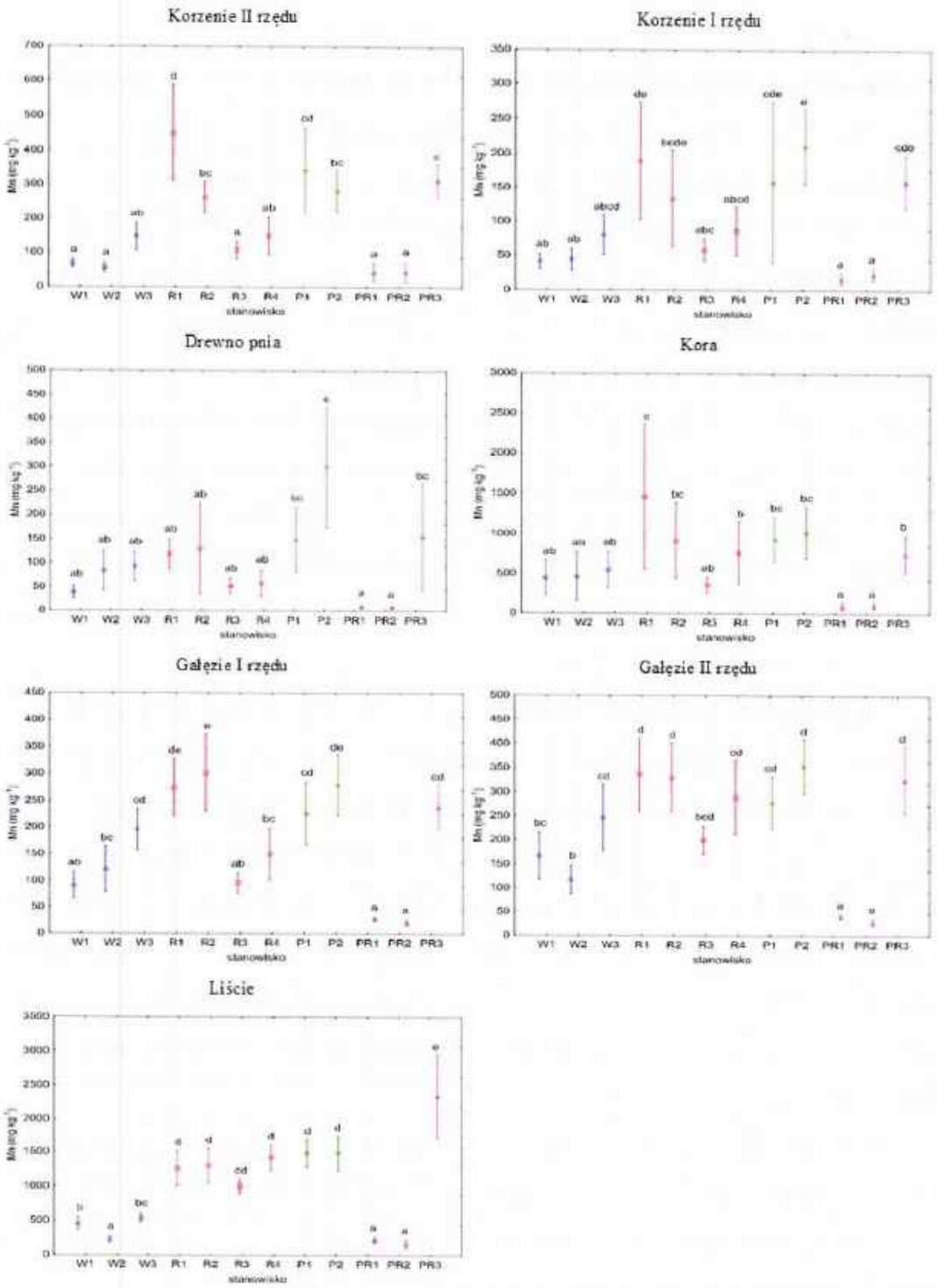
Zawartość Mn (Rys. 14) układała się odwrotnie niż w przypadku Fe: najuboższą, a zarazem statystycznie najwyraźniej odrębną grupę stanowiły stanowiska PR. Jego zawartości oscylowały tu, w zależności od rodzaju frakcji biomasy, w granicach kilkunastu–kilkuset mg $kg^{-1}$, istotnie poniżej pozostałych grup stanowisk. Najwyższe zawartości, przekraczające miejscami 1 400 mg $kg^{-1}$ w liściach i 300–450 mg $kg^{-1}$ w korzeniach II rzędu, odnotowano na stanowiskach R1 i R2 oraz na pożarzysku (P2). Na stanowiskach W zawartość Mn była stosunkowo niska, mimo że gleby tych stanowisk cechowały się najniższym pH spośród badanych lokalizacji. Pod względem rozmieszczenia we frakcjach biomasy, najwyższe koncentracje występowały w liściach, a następnie w cienkich korzeniach oraz korze. Najniższe wartości odnotowano w drewnie pnia i gałęzi, gdzie zawartość Mn była kilkukrotnie niższa niż w liściach.

Niskie, w porównaniu do innych stanowisk, zawartości Mn w biomasie brzóz rosnących na terenie eksploatacji węgla brunatnego i elektrowni można powiązać z zasadowym odczynem, który znacząco ogranicza rozpuszczalność i mobilność jonów $Mn^{2+}$ (Kabata-Pendias i Pendias, 1999). Zjawisko to jest dobrze opisane w literaturze i wskazuje, że gleby bogate w węglany sprzyjają deficytom Mn u roślin.

Z kolei wysokie wartości Mn w brzozach na stanowiskach R oraz na pożarzysku można wiązać z warunkami glebowymi. W przypadku pożarzyska, krótkotrwały spadek pH oraz zmiany potencjału redoks po spaleniu materii organicznej mogły zwiększyć rozpuszczalność Mn i jego biodostępność (Kutiel i Naveh, 1987; Laclau i in., 2002).

Na wydmach śródlądowych obserwowane niskie poziomy Mn, mimo kwaśnego odczynu gleb, wynikają prawdopodobnie z bardzo niskiej zawartości materii organicznej i słabej retencji wodnej. Brak ligandów organicznych ogranicza tworzenie stabilnych kompleksów $Mn^{2+}$, a warunki o skrajnie niskiej wilgotności utrudniają mobilizację Mn z tlenków (Marschner, 2012; Millaleo i in., 2010). Oznacza to, że o biodostępności tego pierwiastka w siedliskach wydmowych decyduje przede wszystkim obecność materii organicznej i wilgotność, a nie samo pH.

Podsumowując, uzyskane wyniki potwierdzają, że biodostępność Mn w biomasie brzozy jest silnie modulowana przez warunki glebowe. Zasadowość i obecność $CaCO_3$ ograniczają jego dostępność, natomiast zakwaszenie i zaburzenia redoks (np. po pożarze) mogą ją okresowo zwiększać. W siedliskach ubogich w próchnicę i wodę, jak wydmy, niskie poziomy Mn utrzymują się niezależnie od odczynu.

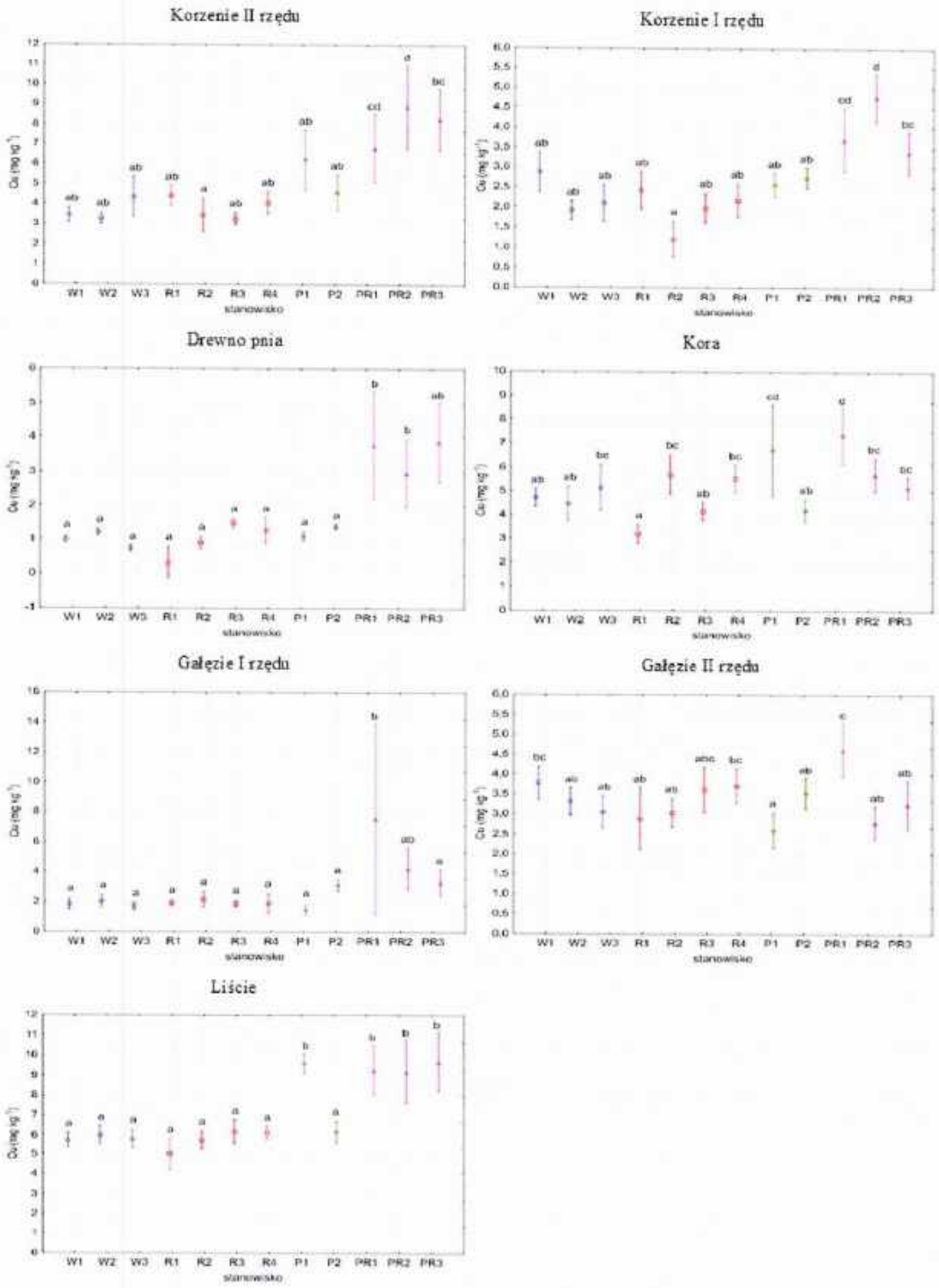



Rysunek 14. Średnia ± 95% CI zawartość Mn (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Badane grupy stanowisk różniły się stosunkowo nieznacznie zawartością Cu w biomasie brzozy brodawkowatej (Rys. 15). Najbardziej wyróżniała się grupa stanowisk PR, na których w niektórych frakcjach (w korzeniach, drewnie pnia, gałęziach, liściach) odnotowano istotnie podwyższone zawartości tego pierwiastka w porównaniu z innymi stanowiskami. Pomiędzy pozostałymi grupami stanowisk (W, R, P) różnice przeważnie nie przekraczały progu istotności i zawartości Cu pozostawały zbliżone. Najwyższe zawartości Cu występowały w liściach, a w dalszej kolejności w korze i korzeniach II rzędu, co wskazuje na większą akumulację tego pierwiastka w tkankach aktywnie zaangażowanych w pobieranie i wymianę metaboliczną. Niższe wartości odnotowano w gałęziach II rzędu oraz korzeniach I rzędu, natomiast najniższe w gałęziach I rzędu i w drewnie pnia. W przekroju wszystkich grup stanowisk większość frakcji wykazywała układ PR > P > W ≈ R, przy czym w PR zawartości Cu w korzeniach II rzędu były porównywalne lub wyższe względem zawartości w korze, a w pozostałych grupach kora była na ogół drugą, po liściach, frakcją najbardziej zasobną w Cu.

Podwyższone zawartości Cu w biomasie brzozy na stanowiskach przemysłowych nie wynikają z wyższej zasobności gleb w ten pierwiastek. Zawartości Cu w glebach tej grupy nie odbiegały bowiem istotnie od innych lokalizacji. Wynika to raczej z wpływu depozycji pyłów przemysłowych. Jak wskazuje Bielowicz (2013), pierwiastki o małej lotności, w tym Cu, są obecne w znacznych ilościach w popiele lotnym, gdzie ich koncentracja może sięgać nawet 272 mg $kg^{-1}$, podczas gdy w surowym węglu brunatnym wynosi około 20 mg $kg^{-1}$. Oznacza to, że emisje związane ze spalaniem węgla brunatnego w elektrowni mogą być istotnym źródłem tego metalu dla roślin rosnących w sąsiedztwie kopalni i osadników.

W pozostałych grupach stanowisk zawartość Cu w biomasie pozostawała na niskim i zbliżonym poziomie, co sugeruje, że ani dawne użytkowanie rolnicze, ani skrajnie ubogie w biogeny gleby wydmowe, ani przekształcenia wywołane pożarem nie wpłynęły w zauważalny sposób na akumulację tego pierwiastka.

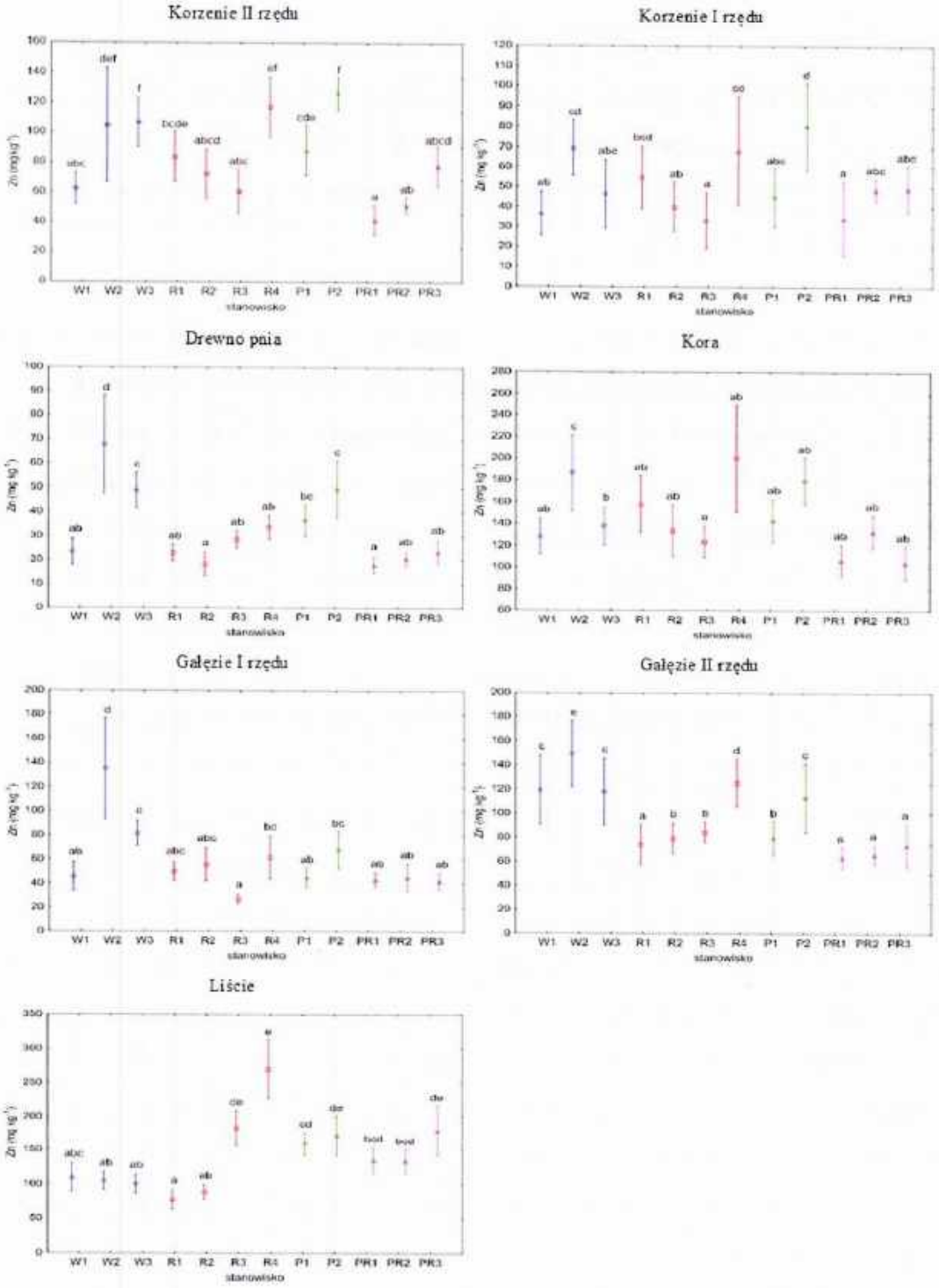



Rysunek 15. Średnia ± 95% CI zawartość Cu (mg kg$^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

Zawartość Zn w biomasie brzóz charakteryzowała się umiarkowanym zróżnicowaniem pomiędzy grupami stanowisk (Rys. 16). Wyraźniejsze odchylenia pojawiły się jedynie punktowo. Najbardziej wyróżniało się stanowisko P2, gdzie w systemie korzeniowym odnotowano istotnie wyższą zawartość Zn w porównaniu z częścią pozostałych stanowisk.

Podwyższona akumulacja Zn na pożarzysku może być skutkiem mineralizacji materii organicznej i czasowego zwiększenia biodostępności tego pierwiastka po przejściu ognia, co potwierdzają wcześniejsze badania wskazujące na wzrost koncentracji metali śladowych w biomasie roślinnej po pożarach (Reinhart i in., 2016). Ogólnie jednak, brak spójnego schematu siedliskowego sugeruje, że w przypadku Zn o jego pobieraniu decydują przede wszystkim mechanizmy wewnętrzne roślin. Brzoza brodawkowata jest gatunkiem uznawanym za dobrego akumulatora tego pierwiastka (Dmuchowski i in., 2012; Szwalec i in., 2018), co może tłumaczyć stosunkowo zbliżone zawartości na stanowiskach. Względnie stałe zawartości Zn w biomasie niezależnie od grupy stanowisk odzwierciedla znaczenie specyficznych transporterów i mechanizmów regulacyjnych brzozy w gospodarce tym pierwiastkiem.

Niezależnie od stanowiska, najwyższe zawartości Zn odnotowano w liściach, a następnie kora oraz cienkie korzenie, natomiast najniższe zawartości występowały w drewnie pnia i gałęzi, co odzwierciedla ograniczoną rolę tkanek przewodzących w akumulacji tego pierwiastka. Taki układ jest zgodny z literaturą, gdzie wskazuje się, że Zn, jako pierwiastek o wysokiej mobilności w floemie, akumuluje się przede wszystkim w organach metabolicznie aktywnych – liściach i młodych tkankach (Kabata-Pendias i Pendias, 1999; Broadley i in., 2007).




Rysunek 16. Średnia ± 95% CI zawartość Zn (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0{,}05$).

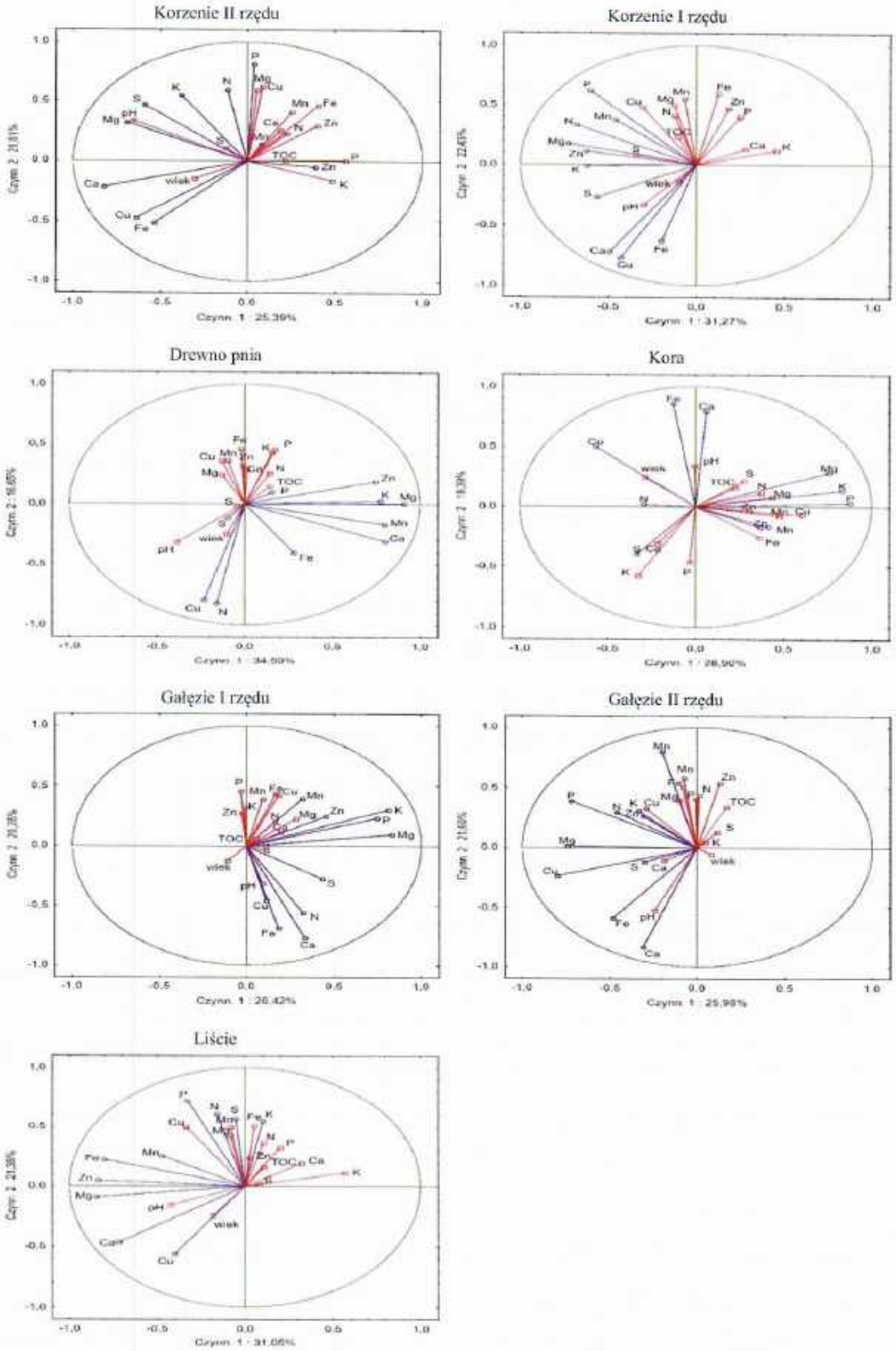
### 5.3. Analiza składowych głównych (PCA)

Wyniki analizy PCA wskazują, że skład pierwiastkowy biomasy brzozy brodawkowatej jest wypadkową oddziaływania wziętych pod uwagę czynników, tj. parametrów kształtujących biodostępność pierwiastków (pH, zawartość TOC) oraz wieku drzewostanu (Rys.17).

Wpływ pH na skład pierwiastkowy biomasy był na ogół słabo zaznaczony. Przy wąskim zakresie odczynu badanych gleb (kwaśnych, z jednym stanowiskiem lekko zasadowym) korelacje z pH w większości frakcji były słabe lub niejednoznaczne, co jest zgodne z wcześniejszymi doniesieniami o ograniczonej roli odczynu przy wąskim zakresie pH (Tyler i Olsson, 2001, 2002; Braun i in., 2020). Na tym tle wyraźniej zaznaczyła się dodatnia korelacja pH z Ca i S (zwłaszcza w korzeniach i w korze), co można wiązać z większą podażą wymiennych kationów Ca oraz mniejszą sorpcją siarczanów w mniej kwaśnym środowisku (McBride, 1994; Stevenson, 1994). Z kolei zależności pH z Cu i Fe należy interpretować pośrednio jako efekt współdziałania tego parametru z innymi cechami siedliska, a nie bezpośredni skutek wzrostu biodostępności tych pierwiastków wraz ze zmianami wartości pH.

Zawartość TOC w glebie wykazywała dodatnią korelację z zawartościami P, K, Mg, Mn i Zn w biomasie brzozy, co można interpretować jako efekt pośredni większej ilości materii organicznej: wzrost CEC, retencji składników oraz sprzyjających warunków mikrobiologicznych zwiększa pulę pierwiastków dostępnych dla roślin i ich pobór. Odmienny wzorzec dotyczył Fe i Cu, dla których obserwowano zależności ujemne. Pierwiastki te są silnie wiązane przez grupy funkcyjne SOM, co obniża aktywność wolnych form w roztworze glebowym i ogranicza ich transport do tkanek (McBride, 1994; Stevenson, 1994; Tipping, 2002; Lehmann i Kleber, 2015).

Względem wieku drzewostanu zaobserwowano silną dodatnią korelację z zawartością Ca, Fe i Cu w biomasie brzozy, podczas gdy ujemne korelacje dotyczyły głównie P, K i Zn. Zależności te wpisują się w znane wzorce zmian chemizmu biomasy drzew wraz z wiekiem — spadek zawartości P i K oraz wzrost Ca w starszych drzewostanach, udokumentowane m.in. w badaniach nad brzozą (Wang i in., 1996) oraz gatunkami iglastymi (Chen i in., 2016).




Rysunek 17. Analizy PCA poszczególnych frakcji biomasy brzozy brodawkowatej, wieku i właściwości gleby (niebieskie linie - składniki biomasy, czerwone linie - składniki/właściwości gleby i wiek stanowisk).

## 6. Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone badania stanowią studium nad bioakumulacją pierwiastków pokarmowych przez brzozę brodawkowatą w gradiencie zniekształcenia gleb – począwszy od gleb o cechach zbliżonych do naturalnych po ukształtowane w wyniku działalności człowieka. Podjęta tematyka ma charakter interdyscyplinarny, z pogranicza leśnictwa, rolnictwa, biogeochemii, ochrony środowiska i innych powiązanych dyscyplin. Pomimo typowych dla takich prac ograniczeń, w tym przypadku wynikających z jednorazowego poboru próbek (brak ujęcia sezonowego), braku precyzyjnej charakterystyki form pierwiastków zawartych w glebie (specjacja, biodostępność) oraz niewątpliwego oddziaływania wielu czynników środowiskowych, które działają różnicująco, a nie zostały w pełni uwzględnione w niniejszych badaniach, uzyskane wyniki istotnie poszerzają wiedzę w zakresie podjętych zagadnień. Ponadto, przeprowadzone badania obejmują aspekty aplikacyjne, jak gospodarka składnikami pokarmowymi w ekosystemach leśnych, rekultywacja gleb i terenów zdegradowanych, czy ocena ryzyka środowiskowego. Pozyskana wiedza może być wykorzystana w planowaniu strategii bardziej zrównoważonej gospodarki zasobami naturalnymi. Odnosząc się do postawionych celów i hipotez badawczych, najważniejsze spostrzeżenia wynikające z przeprowadzonych badań są następujące:

1. Skład pierwiastkowy biomasy brzozy istotnie różnił się między stanowiskami reprezentującymi różne formy i stopień zniekształcenia gleb. Na wydmach śródlądowych często obserwowano niższe, w porównaniu do innych stanowisk, zawartości pierwiastków, zależnie od frakcji biomasy. Na gruntach porolnych podwyższone względem innych badanych stanowisk były głównie zawartości N, P, K i Mn, na pożarzysku wyższe koncentracje dotyczyły P, K i Mn, natomiast w strefie oddziaływania kopalni i elektrowni notowano najwięcej Ca, S, Fe i Cu przy równocześnie mniejszych zawartościach pozostałych pierwiastków. Uzyskane wyniki potwierdzają przyjętą hipotezę, że charakter i stopień zniekształcenia gleb będzie istotnie wpływał na zawartości badanych pierwiastków w biomasie brzozy i ich dystrybucję w jej organach.
2. Uzyskane wyniki potwierdziły również słuszność drugiej hipotezy, że w skali całego zbioru danych nie należy oczekiwać jednoznacznych zależności między zawartościami badanych pierwiastków w glebie a ich zawartościami w biomasie

brzozy. Korelacje stwierdzono głównie dla Fe (ujemne) oraz Mn (dodatnie). Jako najbardziej prawdopodobną przyczynę obserwowanych prawidłowości należy wskazać niejednorodność grup stanowisk w zakresie pochodzenia i właściwości materiałów macierzystych gleb, które z kolei różnicują zasobność siedliska i biodostępność badanych składników. Rola odczynu gleb, jako jednego z kluczowych w tym zakresie czynników jest jednak niewielka w związku z małym zróżnicowaniem tego parametru. Zawartość wielu pierwiastków w biomasie wykazuje natomiast korelacje z zawartością w glebie materii organicznej, co podkreśla jej istotną rolę w ich obiegu biogeochemicznym. Dodatnio z zawartością materii organicznej były skorelowane P, K, Mg, Mn i Zn, a ujemnie Cu i Fe.

3. Rola wieku drzewostanu jako czynnika kształtującego akumulację składników pokarmowych w biomasie brzozy nie została w pełni potwierdzona. Najsilniejsze zależności dotyczyły Ca (w korzeniach II i I rzędu, korze i liściach), Fe oraz Cu (w korzeniach II i I rzędu, drewnie pnia, korze, gałęziach I rzędu i liściach), w przypadku których zawartości pierwiastków wzrastały wraz z wiekiem, natomiast zawartości P (w drewnie pnia, korze, gałęziach I i II rzędu), K (korze, gałęziach I i II rzędu oraz liściach) i Zn (w korzeniach II rzędu, drewnie pnia, korze, gałęziach I i II rzędu) malały z wiekiem. W pozostałych frakcjach (korzenie I rzędu, drewno pnia, gałęzie) zależności były słabe lub nie występowały. Brak wyraźnych zależności pomiędzy wiekiem brzozy a zawartością pierwiastków w jej biomasie należy również tłumaczyć niejednorodnością stanowisk względem parametrów gleb i ich materiałów macierzystych.

**Bibliografia**


Aerts, R., 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: Are there general patterns? Journal of Ecology, 84(4), 597–608. https://doi.org/10.2307/2261481

Agbeshie, A.A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., Awuah, R., 2022. A review of the effects of forest fire on soil properties. Journal of Forestry Research, 33, 1419–1441. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4

Ahokas, H., 1997. Acidification of forest top soils in 60 years to the southwest of Helsinki. Forest Ecology and Management, 94, 187–193. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03981-3.

Alejandro, S., Höller, S., Meier, B., Peiter, E., 2020. Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. Frontiers in Plant Science, 11, 300. https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00300

Alva, D., Manosalva, H., 2019. Efecto del Fuego en las propiedades químicas del suelo en el cañón Sangal, Cajamarca. Universidad Privada del Norte, Perú.

Aosaar, J., Mander, Ü., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Maddison, M., Uri, V., 2016. Biomass production and nitrogen balance of naturally afforested silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand in Estonia. Silva Fennica, 50(4), 1–19. http://dx.doi.org/10.14214/sf.1628

Astel, A., Parzych, A., Trojanowski, J., 2009. Comparision of litterfall and nutrient return in a *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* and a *Empetro nigri-Pinetum* forest stands in northern Poland. Forest Ecology and Management, 257, 2331–2341. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.026.

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A., 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science, 59(3), 233–253. https://doi.org/10.1051/forest:2002020

Aussenac, G., Bonneau, M., Le Tacon, F., 1972. Restitution des éléments minéraux au sol par l'intermédiaire de la litière et des précipitations dans quatre peuplements forestiers de l'est de la France. Oecol. Plant., 7, 1–21.

Bąk, A., Bazan, P., Pławecka, K., Łach, M., 2023. Geopolymers based on fly ash from the Bełchatów power plant. Materials Proceedings, 13, 17. https://doi.org/10.3390/mater proc2 02301 3017

Balík, J., Sedlář, O., Kulhánek, M., Černý, J., Smatanová, M., Suran, P., 2020. Effect of organic fertilizers on glomalin content and soil organic matter quality. Plant, Soil and Environment, 66, 590–597. https://doi.org/10.17221/385/2020-PSE.

Barrow, N.J., 1969. Effects of adsorption of sulfate by soils on the amount of sulfate present and its availability to plants. Soil Science (United States), 108(3). https://doi.org/10.1097/00010694-196909000-00008

Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European Journal of Soil Science, 47(2), 151–163.

Berg, B., Staaf, H., 1987. Release of nutrients from decomposing white birch and Scots pine needle litter. Pedobiologia, 30(1), 55–63.

Berg, B., Meentemeyer, V., 2002. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. Plant and Soil, 242, 83–92. https://doi.org/10.1023/A:1019637807021

Bielowicz, B., 2013. Występowanie wybranych pierwiastków szkodliwych w polskim węglu brunatnym. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, 29(3), 47–59. https://doi.org/10.2478/gospo-2013-0027

Bijak, S., Zasada, M., Bronisz, A., Bronisz, K., Czajkowski, M., Ludwisiak, Ł., Tomusiak, R., Wojtan, R., 2013. Estimating coarse roots biomass in young silver birch stands on post-agricultural lands in central Poland. Silva Fennica, 47(2), 1–14. https://doi.org/10.14214/sf.963.

Borcz, A., Kozioł, W., 2015. Systemy maszynowe w górnictwie odkrywkowym. Cz. 1. Maszyny w górnictwie polskim". Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne, 4, 102–107.

Bown, D., 1995. Encyclopedia of herbs and their uses. The Royal Horticultural Society (RHS). Dorling Kindersley Publishers.

Brandtberg, P.-O., Lundkvist, H., Bengtsson, J., 2000. Changes in forest-floor chemistry caused by a birch admixture in Norway spruce stands. Forest Ecology and Management, 130, 253–264. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00183-8

Brandtberg, P.O., Bengtsson, J., Lundkvist, H., 2004. Distributions of the capacity to take up nutrients by *Betula* spp. and *Picea abies* in mixed stands. Forest Ecology and Management, 198, 193–208. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.012

Braun, S., Schindler, Ch., Rihm, B., 2020. Foliar nutrient concentrations of European beech in Switzerland: relations with N deposition, ozone, climate and soil chemistry. Frontiers in Forests and Global Change, 3, 33. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00033

Broadley, M. R., White, P. J., Hammond, J. P., Zelko, I., Lux, A., 2007. Zinc in plants. New Phytologist, 173(4), 677–702.

Browicz, K., 1979. Geograficzne rozmieszczenie brzóz. (W:) Brzozy. PWN. Warszawa-Poznań.

Brożek, S., Zwydak, M., 2010. Atlas gleb leśnych Polski. Warszawa: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych

Caon, L., Vallejo, V.R., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2014. Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. Earth-Science Reviews, 139, 47–58. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001

Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J., 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. Geoderma, 93, 161–176. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00045-2

Carnol, M., Bazgir, M., 2013. Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. Forest Ecology and Management, 309, 66–75. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.008

Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia, 143(1), 1–10. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8

Chen, D.S., Sun, X.M., Zhang, S.G., 2016. Biomass, carbon storage and nutrient characteristics in *Larix kaempferi* plantations of different ages. Chinese Journal of Applied Ecology, 27(12), 3759–3768.

Chodak, M., Niklińska, M., Śliwińska, E., 2011. Chemical and microbial properties of sandy mine soils afforested with scots pine and silver birch. Polish Journal of Environmental Studies, 20(2), 285–291

Chojnacka, A., Jonczak, J., Oktaba, L., Pawłowicz, E., Regulska, E., Słowińska, S., Olejniczak, I., Oktaba, J., Kruczkowska, B., Jankiewicz, U., 2023. Dynamics of fungal community structure in a silver birch (*Betula pendula* Roth) succession chronosequence on poor-quality post-arable soil. Agriculture Ecosystems & Environment, 342. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108225

Clarkson, D.T., 1984. Calcium transport between tissues and its distribution in the plant. Plant, Cell & Environment, 7(6), 449–456.

Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, Michelle L., Wall, D.H., Parton, W.J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. Nature Geoscience, 8, 776–779. https://doi.org/10.1038/ngeo2520

Czępińska-Kaminska, D., Konecka-Betley, K., Janowska, E., 2003. The dynamics of exchangeable cations in the environment of soils at Kampinoski National Park. Chemosphere, 52(3), 581–584.

Daugaviete, M., Krūmina, M., Kāpopstos, V., Lazdinš, A., 2003. Farmland afforestation: the plantations of birch *Betula pendula* Roth. on different soils. Baltic Forestry, 9(1), 9–21.

Daugaviete, M., Korica, A.M., Silins, I., Barsevskis, A., Bardulis, A., Bardule, A., Spalvis, K., Daugavietis, M., 2015. The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. Journal of Environmental Engineering and Science, B4, 177–189. https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.04.002

De Bano, L.F., 1991. The effect of fire on soil properties. In: Harvey, A.E., Neuenschwander, L.F. (Eds.), Proceedings-management and productivity of western-montane forest soils. General Technical Report, Ogden, 151–156.

De Kok L.J., Westerman, S., Stuiver C.E.E., Weidner, W., Stulen, I., Grill, D., 2002. Interaction between atmospheric hydrogen sulfide deposition and pedospheric sulfate nutrition in *Brassica oleracea* L. Phyton (Horn, Austria), 42(3), 35–44.

Desai, M., Haigh, M., Walkington, H., 2019. Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. Science of the Total Environment, 656, 670–680. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.327

Dhungana, B.P., Thapa Chhetri, V., Baniya, C.B., Sharma, S.P., 2024. Low-intensity wildfire alters selected soil properties in the tropical Shorea robusta forest. International Journal of Forestry Research, 1, 4686760 https://doi.org/10.1155/2024/4686760

Dmuchowski, W., Baczewska, A.H., Gozdowski, D., 2012. Silver birch (*Betula pendula* Roth) as zinc hyperaccumulator. In: Nriagu, J., Pacyna, J., Szefer, P., Markert, B.,

Wuenschmann, S., Namieśnik, J. (Eds.), Heavy Metals in the Environment. Maralte BV, Voorschoten, The Netherlands, 19–25.

Dmuchowski, W., Gazdowski, D., Brągoszewska, P., Baczewska, A.H., Suwara, I., 2014. Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). Ecological Engineering, 71, 32–35. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.053

Dziadowiec, H., 1990. Decomposition of litters in selected forest ecosystems. Nicolaus Copernicus University Press, Toruń.

Dziadowiec, H., Jonczak, J., Czarnecki, A., Kacprowicz, K., 2007. Masa, dynamika i skład chemiczny opadu roślinnego wróżnowiekowych plantacjach odmiany uprawnej topoli czarnej Hybryda 275. Roczniki Gleboznawcze, 58(3/4), 68–77.

Dziadowiec, H., Jonczak, J., Czarnecki, A., Kacprowicz, K., 2008. Porównanie opadu roślinnego w równowiekowych plantacjach topoli Hybryda 275 i Robusta. Roczniki Gleboznawcze, 59(1), 76–84.

Eltrop, L., Brown, G., Joachim, O., Brinkmann, K., 1991. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany. Plant and Soil, 131, 275–285. https://doi.org/10.1007/BF00009459

Fisher, R.F., 1990. Amelioration of soils by trees. In: Gessel, S.P., Lacate, D.S., Weetman, G.F., Powers, R.F. (Eds.), Sustained Productivity of Forest Soils. University of British Columbia Press, Vancouver, 290–300.

Frazer, J., 1935. Sulphur content of plants. Plant Physiology, 10, 529.

French, C.J., Dickinson, N.M., Putwain, P.D., 2006. Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. Environmental Pollution, 141(3), 387–395. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.065

Freschet, G.T., Weedon, J.T., Aerts, R., van Hal, J.R., Cornelissen, J.H.C., 2012. Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. Journal of Ecology, 100, 161–170. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01896.x

Gardiner, A.S., 1968. The reputation of birch for soil improvement. Research and Development Paper, 67. Forestry Commission, London.

Gawęda, T., Małek, S., Zasada, M., Jagodziński, A.M., 2014. Allocation of elements in a chronosequence of silver birch afforested on former agricultural lands. Drewno, 57, 107–117.

Gawęda, T., Błońska, E., Małek, S., 2019. Soil organic carbon accumulation in post-agricultural soils under the Influence birch stands. Sustainability, 11, 1–12. https://doi.org/10.3390/su11164300

Giergiczny, Z., Michniewicz, E., 1991. Badanie procesów zestalania zaczynów z popiołów bełchatowskich, Górnictwo Odkrywkowe, 1.

Gonzáles, H., Ocaña, C.L., Cubas, J., Vega-Nieva, D.J., Ruiz, M., Santos, A., Barboza, E., 2024. Impact of forest fire severity on soil physical and chemical properties in pine and scrub forests in high andean zones of Peru. Trees, Forests and People, 18, 100659. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100659

Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolatitis, K., Nihlgard, B., 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest planations on former agricultuar land. Forest Ecology and Management, 195, 373–384. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036

Hansson, K., Olsson, B.A., Olsson, M., Johansson, U., Kleja, D.B., 2011. Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. Forest Ecology and Management, 262, 522–530.

Hermle, S., Günthardt-Goerg, M.S., Schulin, R., 2006. Effects of metal-contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions. Environmental Pollution, 144(2), 703–714. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.040.

Herschbach, C. De Kok, L.J., Rennenberg, H., 1995. Net uptake of sulfate and its transport to the shoot in spinach plants fumigated with $H_2S$ or $SO_2$: Does atmospheric sulfur affect the "inter-organ" regulation of sulfur Nnutrition? Botanica Acta, 108, 41–46. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1995.tb00829.x

Holátko, J., Brtnický, M., Kučerík J., Kotianová, M., Elbl, K., Kintl, A., Kynický, J., Benada, O., Datta, R., Jansa, J., 2021. Glomalin – truths, myths, and the future of this elusive soil glycoprotein. Soil Biology and Biochemistry, 153, 108116. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108116

Holland, J. E., White, P. J., Glendining, M. J., Goulding, K. W. T., McGrath, S. P., 2019. Yield responses of arable crops to liming – An evaluation of relationships between yields and soil pH from a long-term liming experiment. European Journal of Agronomy, 105, 176–188. https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.02.016

Holubík, O., Podrázský, V., Vopravil, J., Khel, T., Remeš, J., 2014. Effect of agricultural lands afforestation and tree species composition on the soil reaction, total organic carbon and nitrogen content in the uppermost mineral soil profile. Soil and Water Research, 9(4), 192–200. https://doi.org/10.17221/104/2013-SWR

Hunt, H.W., Reuss, D.E., Elliott, E.T., 1999. Correcting estimates of root chemical composition for soil contamination. Ecology, 80(2), 702–707. https://doi.org/10.2307/176645

Hycnar, E., Jończyk, M.W., Ratajczak, T., 2017. Popioły lotne i iły beidellitowe z Bełchatowa jako składniki mieszanin samozestalających się. Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, 100, 37–48.

Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., Velling, P., 2010. Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. Forestry 83(1), 103–119. https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035

Jacobs, L.M., Sulman, B.N., Brzostek, E.R., Feighery, J.J., Phillips, R.P., 2018. Interactions among decaying leaf litter, root litter and soil organic matter vary with mycorrhizal type. Journal of Ecology, 106, 502–513. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12921

Jagodziński, A.M., Zasada, M., Bronisz, K., Bronisz, A., Bijak, S., 2017. Biomass conversion and expansion factors for a chronosequence of young naturally regenerated silver birch (Betula pendula Roth) stands growing on post-agricultural sites. Forest Ecology and Management, 384, 208–220. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.051

Jakubowski, G., Sobczak, R., 1999. Możliwości intensywnej uprawy sosny i brzozy na gruntach porolnych. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A, 882, 61–93.

Jasińska, J., Sewerniak, P., Puchałka, R., 2020. Litterfall in a Scots pine forest on inland dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry. Forests, 11, 678. https://doi.org/10.3390/f11060678

Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications, 10(2), 423–436.

Johansson, M.B., 1995. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests. Forestry 68, 49–62. https://doi.org/10.1093/forestry/68.1.49

Johansson, T., 1999. Biomass equations for determining fractions of common and grey alders growing on abandoned farmland and some practical implications. Biomass Bioenergy, 18(2), 147–159. https://doi.org/10.1016/S0961-9534(99)00078-1

Jonczak, J., 2011. Structure, dynamics and properties of litterfall in a 110-year-old beech stand with admixture of pine and spruce. Sylwan, 155, 760–768

Jonczak, J., 2013. Soil organic matter properties in Stagnic Luvisols under different land use types. Acta Agrophysica, 20(4), 565–576.

Jonczak, J., Olejniczak, M., Parzych, A., Sobisz, Z., 2016. Dynamics, structure and chemistry of litterfall in headwater riparian forest in the area of Middle Pomerania. Journal of Elementology, 21(2), 381–392. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.3.938

Jonczak, J., Oktaba, L., Chojnacka, A., Pawłowicz, E., Kruczkowska, B., Oktaba, J., Słowińska, S., 2023. Nutrient fluxes via litterfall in silver birch (*Betula pendula* Roth) stands growing on post-arable soils. European Journal of Forest Research, 142, 981–996. https://doi.org/10.1007/s10342-023-01569-6

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 398.

Kasurinen, A., Keinänen, M.M., Kaipainen, S., Nilsson, L.-O., Vapaavuori, E., Kontro, M.H., Holopainen, T., 2005. Below-ground responses of silver birch trees exposed to elevated CO2 and O3 levels during three growing seasons. Global Change Biology, 11, 1167-1179. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00970.x

Katz, M., Ledingham, G.A., McCallum, A.W., 1939. Effects of sulphur dioxide on vegetation. National Research Council of Canada.

Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkiner, R.A., 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. Forest Ecology and Management 66, 107–125. https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90151-1

Kirby, K.R., Potvin, C., 2007. Variation in carbon storage among tree species: implications for the management of a small-scale carbon sink project. Forest Ecology and Management, 246(2–3), 208–221. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.072

Kowalkowski, A., Jóźwiak, M., 2007. Temporary variability of the organic matter fall in fir-beech stands in 1994–2006, in the main massif of the Łysogóry Mountains. Monitoring Środowiska Przyrodniczego, 8, 65–72.

Kozioł, W., Machniak, Ł, Sośniak, E., Chałupka, R., 2011. Technologia wydobycia trudno urabialnych skał nadkładowych na przykładzie kopalni węgla brunatnego "Bełchatów." Górnictwo i Geoinżynieria, 35, 165–180.

Kutiel, P., Naveh, Z., 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. Plant and Soil, 104, 269–274. https://doi.org/10.1007/BF02372541

Laclau, J.P., Sama-Poumba, W., Nzila, J. de D., Bouillet, J.P., Ranger, J., 2002. Biomass and nutrient dynamics in a littoral savanna subjected to annual fires in Congo. Acta Oecologica 23(1), 41–50. https://doi.org/10.1016/s1146-609x(02)011

Ladyman, S.J., Harkness, D.D., 1980. Carbon isotope measurements as an index of soil development. Radiocarbon, 22(3), 885–891. https://doi.org/10.1017/S0033822200010286.

Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. Nature, 528, 60–68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Lehto, T., Räisänen, M., Lavola, A., Julkunen-Tiitto, R., Aphalo, P.J., 2004. Boron mobility in deciduous forest trees in relation to their polyols. New Phytologist, 163, 333–339. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01105.x

Linzon, S. N., Temple, P. J., Pearson, R. G., 1979. Sulfur concentrations in plant foliage and related effects. Journal of the Air Pollution Control Association, 29(5), 520–525. https://doi.org/10.1080/00022470.1979.10470 822

Ma, J., Bu, R., Liu, M., Chang, Y., Qin, Q., Hu, Y., 2015. Ecosystem carbon storage distribution between plant and soil in different forest types in Northeastern China. Ecological Engineering, 81, 353–362 https://doi.org/0.1016/j.ecoleng.2015.04.080

Magill, A.H., Aber, J.D., 1998. Long-term effects of experimental nitrogen additions on foliar litter decay and humus formation in forest ecosystems. Plant and Soil, 203, 301–311. https://doi.org/10.1023/A:1004367000041

Małek, S., 2006. The structure and dynamic of litterfall in a beech stand in a monitored area in Ojcowski National Park, in 1995–2000. Journal of Forestry Research, 3, 71–83.

Marguí, E., Queralt, I., Carvalho, M.L., Hidalgo, M., 2007. Assessment of metal availability to vegetation (*Betula pendula*) in Pb-Zn ore concentrate residues with different features. Environmental Pollution, 145, 179–184. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.028

Marschner, H., 2012. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press.

Martínez-Sánchez, J.L., de las Heras, J., Herranz, J.M., 1991. Impacto ecológico de los incendios forestales. Al-Basit. Revista de Estudios Albacetenses, 28, 59–78.

Martiník, A., Knott, R., Krejza, J., Černý, J., 2018. Biomass production of *Betula pendula* stands regenerated in the region of allochthonous *Picea abies* dieback. Silva Fennica, 52(5), 1–15. https://doi.org/10.14214/sf.9985

Matisons, R., Orlovskis., Z., Blūms, K.T., Ruņģis, D., Baranova, M., Krivmane, B., Bitenieks, K., Ramanenka, M., Kļaviņa, D., Zeps, M., 2024. Mycorrhizal diversity on roots of silver birch and hybrid aspen in clonal plantations in northern Europe, Latvia. Forests, 15, 2123. https://doi.org/10.3390/f15122123

McBride, M.B., 1994. Environmental Chemistry of Soils. New York: Oxford University Press.

Menyailo, O.V., Hungate, B.A., Zech, W., 2002. Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial afforestation experiment. Plant and Soil 242, 171–182. https://doi.org/10.1023/A:1016290802518

Metaxoglou, K., Smith, A., 2025. Agriculture's nitrogen legacy. Journal of Environmental Economics and Management 130, 103132. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2025.103132

Mikhailova, E.A., Post, G.C., Cope, M.P., Post, C.J., Schlautman, M.A., Zhang, L., 2019. Quantifying and mapping atmospheric potassium deposition for soil ecosystem services assessment in the United States. Frontiers in Environmental Science, 7, 74. https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00074

Mikola, P., 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. National Swedish Environmental Protection Board 3017, 1–29.

Miles, J., 1981. Effects of trees on soils. In: Last, F.T., Gardiner, A.S. (Eds.), Forest and woodland ecology: an account of research being done in ITE. NERC/Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, 85–88.

Miles, J., 1986. What are the effects of trees on soils? In Trees and wildlife in the Scottish uplands, ed. D. Jenkins. Symposium No. 17. Institute of Terrestrial Ecology, Abbot's Ripton

Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Ivanov, A. G., Mora, M. L., Alberdi, M., 2010. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 10(4), 470–481.

Millard, P., Grelet, G.A., 2010. Nitrogen storage and remobilization by trees: Ecophysiological relevance in a changing world. Tree Physiology, 30(9), 1083–1095. https://doi.org/10.1093/treephys/tpq042

Modrzewska, B., Kosiorek, M., Wyszkowski, M., 2016. Content of some nutrients in Scots pine, silver birch and Norway maple in an urbanized environment. Journal of Elementology, 21(1), 149–157. https://doi.org/10.5601/jelem. 2015. 20.2. 845

Naumova, N., Belanov, I., Alikina, T., Kabilov, M., 2021. Soil microbiome after nine years of fly ash dump spontaneous revegetation. Soil Research, 59(7), 673–683. https://doi.org/10.1071/SR20304

Niewiadomski, W., 2014. Characteristics of soil cover in Poland with special attention paid to the Łódź region. Soil Science Annual, 65(1), 3–12. https://doi.org/10.2478/ssa-2014-0001

Nordén, U., 1994. Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. Scandinavian Journal of Forest Research, 9(1–4), 9–16. https://doi.org/10.1080/02827589409382807

Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., Slodičák, M., 2017. Nutrient content in silver birch biomass on nutrient-poor, gleyic sites. Zpravy Lesnickeho Vyzkumu 62(3), 135–141.

Olchowik, J., Jankowski, P., Suchocka, M., Malewski, T., Wiesiołek, A., Hilszczańska, D., 2023. The impact of anthropogenic transformation of urban soils on ectomycorrhizal fungal communities associated with silver birch (*Betula pendula* Roth.) growth in natural versus urban soils. Scientific Reports, 13, 21268. https://doi.org/10.1038/s41598-023-48592-6

Osman, K.T., 2013. Soils Principles, Properties and Management. Springer, London. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5663-2

Osono, T., Takeda, H., 2004. Accumulation and release of nitrogen and phosphorus in relation to lignin decomposition in leaf litter of 14 tree species. Ecological Research, 19, 593–602. https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00675.x

Ostonen, I., Lõhmus, K., Helmisaari, H.S., Truu, J., Meel, S., 2007. Fine root morphological adaptations in Scots pine, Norway spruce and silver birch along a latitudinal gradient in boreal forests. Tree Physiology, 27, 1627–1634. https://doi.org/10.1093/treephys/27.11.1627

Otremba K, Tatuśko-Krygier N, Kozłowski M., 2020. Chemical properties of Technosols in post-mining areas of the Konin–Turek lignite basin in Poland. Soil Science Annual, 71(4), 334–343. https://doi.org/10.37501/soilsa/126232

Ovington, J.D., Madgwick, H.A.I., 1959. The growth and composition of natural stands of birch. 2. The uptake of mineral nutrients. Plant and Soil, 10(4), 389–400. https://doi.org/10.1007/BF01666212

Parzych, A., Sobisz, Z., Cymer, M., 2016. Preliminary research of heavy metals content by aquatic macrophytes taken from surface water (northern Poland). Desalination and Water Treatment, 57(3), 1453–1463. https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1002275

Pawłowicz, E., 2019. Rozwój procesów glebotwórczych i właściwości gleb leśnych wydmy śródlądowej w okolicach miejscowości Mak (Równina Raciąska). Praca magisterska. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Warszawa.

Pawłowski, B., 1956. Flora Tatr, 1. PWN, Warszawa.

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. Hydrology And Earth System Sciences, 11(5), 1633–1644.

Perala, D.A., Alm, A.A., 1990. Reproductive ecology of birch: a review. Forest Ecology and Management, 32, 1–38. https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90104-J

Peukert, J., Thiel, A., Kania J., 1986. Wykorzystanie popiołu lotnego z węgla brunatnego Bełchatów. Cz. II. Popiół jako surowiec „niski" do produkcji klinkieru portlandzkiego". Cement Wapno Gips, 1.

Podrázský, V.V., Ulbrichová, I.S., 2004. Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. Journal of Forest Science, 50(6), 249–255. https://doi.org/10.17221/4622-JFS

Podrázský, V., Remeš, J., Hart, V., Moser, W.K., 2009. Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. Journal of Forest Science, 55, 299–305. https://doi.org/10.17221/11/2009-JFS

Podrázský, V., Kupka, I., 2011. Effects of douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.]/Franco) on basic soil physical characteristics of forest soils. Zprávy Lesnického Výzkumu, 56, 1–5.

Podrázský, V., Holubík, O., Vopravil, J., Khel, T., Moser, W.K., Prknová, H., 2015. Effects of afforestation on soil structure formation in two climatic regions of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 61 (5), 225–234. https://doi.org/10.17221/6/2015-JFS

Pokojska, U., 1986. The role of humus in formation of the reaction, the buffer properties and the cation exchange capacity of forest soils. Soil Science Annual, 37(2–3), 249–263.

Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? Biogeochemistry, 101, 133–149. https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0

Priha, O., Smolander, A., 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. Soil Biology and Biochemistry, 31, 965–977. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00006-1

Priha, O., Grayston, S.J., Hiukka, R., Pennanen, T. and Smolander, A., 2001. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris, Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. Biology and Fertility of Soils, 33(1), 17-24. https://doi.org/10.1007/s003740000281

PTG, 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 60(2), 5–17.

Raghothama, K.G., 1999. Phosphate acquisition. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 50(1), 665–693.

Ram, L.C., Masto, R.E., 2014. Fly ash for soil amelioration: A review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments. Earth-Science Reviews, 128, 52–74. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.10.003

Ratajczak, T., Hycnar E., 2017. Kopaliny towarzyszące w złożach węgla brunatnego. Geologiczno-surowcowe aspekty zagospodarowania kopalin towarzyszących. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk.

Reinhart, K.O., Dangi, S.R., Vermeire, L.T., 2016. The effect of fire intensity, nutrients, soil microbes, and spatial distance on grassland productivity. Plant and Soil, 409, 203–216. https://doi.org/10.1007/s11104-016-2957-3

Renou-Wilson, F., Pöllänen, M., Byrne, K., Wilson, D., Farrell, E.P., 2010. The potential of birch afforestation as an after-use option for industrial cutaway peatlands. Suo, 61(3–4), 59–76.

Rosenvald, K., Ostonen, I., Truu, M., Truu, J., Uri, V., Vares, A., Lõhmus, K., 2011. Fine-root rhizosphere and morphological adaptations to site conditions in interaction with tree mineral nutrition in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stands. European Journal of Forest Research, 130, 1055–1066. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0492-6

Rosselli, W., Keller, C., Boschi, K., 2003. Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. Plant and Soil 256(2), 265–272. https://doi.org/10.1023/A:1026100707797.

Rout, G.R., Sahoo, S., 2015. Role of iron in plant growth and Mmetabolism. Review in Agricultural Science, 3, 1-24. https://doi.org/10.7831/ras.3.1

Schua, K., Wende, S., Wagner, S., Feger, K.H., 2015. Soil chemical and microbial properties in a mixed stand of spruce and birch in the Ore Mountains (Germany) - A case study. Forests, 6, 1949–1965. https://doi.org/10.3390/f6061949

Shen, G., D. Chen, Y. Wu, L. Liu, and C. Liu. 2019. Spatial patterns and estimates of global forest litterfall. Ecosphere, 10(2):e02587. https://doi.org/10.1002/ecs2.2587

Shorohova, E., Kapitsa, E., 2016. The decomposition rate of non-stem components of coarse woody debris (CWD) in European boreal forests mainly depends on site moisture and tree species. European Journal of Forest. Research, 135, 593–606. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0957-8

Silva, C.A.R., Lacerda, L.D., Ovalle, A.R., Rezende, C.E., 1998. The dynamics of heavy metals through litterfall and decomposition in a red mangrove forest. Mangroves and Salt Marshes, 2, 149–157. https://doi.org/10.1023/A:1009923223882

Šimanský, V., Bajčan, D., Ducsay, L., 2013. The effect of organic mater on aggregation under different soil management practises in a vineyard in an extremely humid year. Catena, 101, 108–113. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.011

Šimanský, V., Balashov, E., Horák, J., 2016. Water stability of soil aggregates and their ability to carbon sequestration in soils of vineyards in Slovakia. Archives of Agronomy and Soil Science, 62(2), 177–197. https://doi.org/10.1080/03650340.2015.1048683

Sosnowska A., Grabowski T., Harasimiuk A., 2021, Przyrodnicze i antropogeniczne uwarunkowania funkcjonowania krajobrazu równiny łowicko-błońskiej na

przykładzie fragmentu Gongolina-Pawłowice. Prace i Studia Geograficzne, 66(3), 47–62. https://doi.org/10.48128/pisg/2021-66.3-04

Sroka, Z., Wrzosek, K., Mazanowski, J., Falkowski, B., 2010. Zagospodarowanie pożarzyska w Cierpiszewie na tle uwarunkowań środowiskowych. W: Sewerniak, J., Gonet, S. (red.), Środowiskowe skutki pożaru lasu (Environmental effects of forest fire). Toruń: Wydawnictwo Naukowe UMK.

Stevenson, F.J., 1994. Humus Chemistry. Wiley, Chichester.

Striganavičiūtė, G., Vaitiekūnaitė, D., Šilanskienė, M., Sirgedaitė-Šėžienė, V., 2025. Microbial allies or adversaries? The genotype-dependent impact of inoculation on silver birch. Plants, 14, 545. https://doi.org/10.3390/plants14040545

Szwalec, A., Lasota, A., Kędzior, R., Mundała, P., 2018. Variation in heavy metal content in plants growing on a zinc and lead tailings dump. Applied Ecology and Environmental Research, 16(4), 5081–5094. https://doi.org/10.15666/aeer/1604_50815094

Terelak H., 2001. Mapa zawartości substancji organicznej w glebach użytków rolniczych Polski. IUNG, Puławy.

Tervahauta, A.I., Fortelius, C., Tuomainen, M., Åkerman, M.-L., Rantalainen, K., Sipila, T., Lehesranta, S.J., Koistinen, K.M., Kärenlampi, S., Yrjäla, K., 2009. Effect of birch (*Betula* spp.) and associated rhizoidal bacteria on the degradation of soil polyaromatic hydrocarbons, PAH-induced changes in birch proteome and bacterial community. Environmental Pollution, 157, 341–346. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.031

Tiebel, K., Huth, F., Wagner, S., 2018. Soil seed banks of pioneer tree species in European temperate forests: a review. iForest - Biogeosciences and Forestry, 11, 48–57. https://doi.org/10.3832/ifor2400-011

Tipping, E., 2002. Cation Binding by Humic Substances. Cambridge Environmental Chemistry, Series 12. Cambridge University Press, Cambridge. http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511535598

Titmuss, F.H., 1959. A concise encyclopedia of wood timbers. The Technical Press Ltd., London.

Tomczyk, A.M., Bednorz, E., 2022. Atlas klimatu Polski (1991–2020). Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Tränkner, M., Jaghdani, S.J., 2019. Minimum magnesium concentrations for photosynthetic efficiency in wheat and sunflower seedlings. Plant Physiology and Biochemistry. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.09.040

Treseder, K.K., Turner, K.M., 2007. Glomalin in ecosystems. Soil Science Society of America Journal, 71, 1257–1266. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0377

Truu, M., Ostonen, I., Preem, J-K., Lõhmus, K., Nõlvak, H., Ligi, T., Rosenvald, K., Parts, K., Kupper, P., Truu, J., 2017. Elevated air humidity changes soil bacterial community structure in the silver birch sand. Frontiers in Microbiology, 8:557. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00557

Tyler, G., Olsson, T., 2001. Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming. Plant and Soil, 230, 307–321.

Tyler, G., Olsson, T., 2002. Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. European Journal of Soil Science 52(1), 151–165.

Ukonmaanaho, L., Merillä, P., Nöjd, P., Nieminen, T.M., 2008. Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. Boreal Environment Research, 13, 67–91.

Úradníček, L., Maděra, P., Tichá, S., Koblížek, J., 2009. Dřeviny České Republiky (Woody plants of Czech Republic), second ed. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy (in Czech).

Uri, V., Vares, A., Tullus, H., Kanal, A., 2007. Above-ground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. Biomass Bioenergy, 31, 195–204. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.08.003

Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., Lõhmus, K., 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch forest chronosequence. Forest Ecology and Management, 267, 112–126. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.033

Uzarowicz, Ł, Kwasowski, W., Śpiewak, O., Świtoniak, M., 2018. Indicators of pedogenesis of Technosols developed in an ash settling pond at the Bełchatów thermal power station (central Poland). Soil Science Annual, 69(1/2018), 49–59.

Válek, Z., 1977. Forest trees as a water management and erosion factor. State Agricultural Publishing House, Praha.

Veiko, U., Krista, L., Ivika, O., Hardi, T., Renal, S., Merit, V., 2007. Biomass production, foliar and root characteristics and nutrient accumulation in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand growing on abandoned agricultural land. European Journal of Forest Research, 126, 495–506. https://doi.org/10.1007/s10342-007-0171-9

Wagner, M., Słomka T., 2000. Charakter petrograficzny i warunki sedymentacji wybranych kompleksów litologicznych z profilu miocenu w złożu węgla brunatnego Bełchatów. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN.

Wang, J.R., Zhong, A.L., Simard, S.W., Kimmins, J.P., 1996. Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of paper birch (*Betula papyrifera*) in the Interior Cedar–Hemlock zone, British Columbia. Forest Ecology and Management, 83(1–2), 27–38. https://doi.org/10.1016/0378-1127(96)03703-6

Wei, X., Li, X., Jia, X., Shao, M., 2013. Accumulation of soil organic carbon in aggregates after afforestation on abandoned farmland. Biology and Fertility of Soils, 49, 637–646. https://doi.org/10.1007/s00374-012-0754-6

White, P.J., Broadley, M.R., 2003. Calcium in plants. Annals of Botany, 92(4), 487–511.

Wu, Q.S., Cao, M.Q., Zou, Y.N., He, X.H., 2014. Direct and indirect effects of glomalin, mycorrhizal hyphae, and roots on aggregate stability in rhizosphere of trifoliate orange. Scientific Reports, 4, 5823. https://doi.org/10.1038/srep05823

Zapata-Carbonell, J., Bégeot, C., Carry, N., Choulet, F., Delhautal, P., Gillet, F., Girardclos O., Mouly, A., Chalot, M., 2019. Spontaneous ecological recovery of vegetation in a red gypsum landfill: Betula pendula dominates after 10 years of inactivity. Ecological Engineering, 132, 31–40. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.03.013

Zasada, M., Bijak, S., Bronisz, K., Bronisz, A., Gawęda, T., 2014. Biomass dynamics in young silver birch stands on post-agricultural lands in central Poland. Drewno, 57(192), 29–39. https://doi.org/10.12841/wood.1644-3985.S07.02.

Zhang, D., Yani, S., 2011. Sulphur transformation during pyrolysis of an Australian lignite. Proceedings of the Combustion Institute, 33, 1747–1753. https://doi.org/10.1016/j.proci.2010.07.074

**Spis tabel**

Tabela 1. Podstawowa charakterystyka badanych stanowisk brzozy brodawkowatej ..... 26

Tabela 2. Podstawowa charakterystyka gleb badanych stanowisk ..... 29

**Spis rysunków**

Rysunek 1. Zasięg występowania brzozy brodawkowatej. Opracowanie własne na podstawie danych dostępnych na European Forest Genetic Resources Programme https://www.euforgen.org/species/betula-pendula (dostęp 04.03.2025 r.)..... 12

Rysunek 2. Lokalizacje stanowisk badawczych ..... 23

Rysunek 3. Uziarnienie gleb badanych stanowisk. ..... 30

Rysunek 4. Średnia ważona ± 95% CI wartość pH gleb badanych stanowisk w warstwie 0–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 32

Rysunek 5. Średnia ± 95% CI zawartość TOC (mg $kg^{-1}$) w glebach badanych stanowisk w warstwie 0–10, 10–20, 20–40 i 40–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 33

Rysunek 6. Średnia ważona ± 95% CI zawartość pierwiastków (mg $kg^{-1}$) w glebach badanych stanowisk w warstwie 0–80 cm; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 35

Rysunek 7. Średnia ± 95% CI zawartość N (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 37

Rysunek 8. Średnia ± 95% CI zawartość P (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 39

Rysunek 9. Średnia ± 95% CI zawartość K (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 41

Rysunek 10. Średnia ± 95% CI zawartość Ca (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$). ..... 43

Rysunek 11. Średnia ± 95% CI zawartość Mg (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....45

Rysunek 12. Średnia ± 95% CI zawartość S (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....47

Rysunek 13. Średnia ± 95% CI zawartość Fe (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....49

Rysunek 14. Średnia ± 95% CI zawartość Mn (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....51

Rysunek 15. Średnia ± 95% CI zawartość Cu (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....53

Rysunek 16. Średnia ± 95% CI zawartość Zn (mg $kg^{-1}$) we frakcjach biomasy brzozy brodawkowatej na badanych stanowiskach; różnice istotne statystycznie oznaczono różnymi literami (GLM, test HSD Tukeya, $\alpha = 0,05$).....55

Rysunek 17. Analizy PCA poszczególnych frakcji biomasy brzozy brodawkowatej, wieku i właściwości gleby (niebieskie linie - składniki biomasy, czerwone linie - składniki/właściwości gleby i wiek stanowisk).....57

Pozostały dorobek naukowy

| | |
|---|---|
| Publikacje | |
| 2023 | Šimanský W., Wójcik-Gront E., **Rustowska B.**, Juriga M., Chlpík J., Macák M., 2023. Reducing machine movement intensity in the field improves soil structure. Acta fytotechn zootechn, 26, 2023(1): 93–101. doi: 10.15414/afz.2023.26.01.93-101 |
| Projekty | |
| 2025 | Narodowe Centrum Nauki, Preludium 23, UMO-2024/53/N/NZ9/02149<br>Kierownik projektu pt.: *Fitomining pierwiastków ziem rzadkich z hald odpadów fosfogipsowych z wykorzystaniem brzozy brodawkowatej (Betula Pendula Roth).* |
| 2024 | Horizon Europe, HORIZON-MISS-2023-SOIL-01-08<br>Wykonawca w projekcie pt.: *Healthy Soil to Permanent Crops Living Labs.* Koordynator projektu: Cristina Carlos, University of Trás-os-Montes and Alto Douro (UTAD) |
| 2022 | Narodowe Centrum Nauki, Opus 22, UMO-2021/43/B/HS3/02636<br>Wykonawca w projekcie pt.: *Biskupie drzewa. Historia środowiskowa Puszczy Białej.* Kierownik projektu: Tomasz Związek, IGiPZ PAN |
| Staże naukowe | |
| 2022 | **UGR – University of Granada**<br>Department of Edaphology and Agricultural Chemistry<br>Opiekun naukowy: Francisco José Martín Peinado<br>Czas trwania stażu: od 19.09.2022 do 19.12. 2022 |
| 2021 | **SPU – Slovak University of Agriculture in Nitra**<br>Faculty of Agrobiology and Food Resources<br>Opiekun naukowy: Vladimír Šimanský<br>Czas trwania stażu: od 30.08.2021 do 15.10.2021 |
| Konferencje | |
| 2024 | Soil Science Days 2024 "Soil sustainability in the context of national and European initiatives", Liptovský Ján, Słowacja<br>Referat (współautor): *Influence of post-industrial waste heap conditions on nutrient accumulation in silver birch (Betula pendula Roth) biomass.* **Rustowska, B.**, Jonczak, J., Kwasowski, W.<br><br>Soil Science Days 2024 "Soil sustainability in the context of national and European initiatives", Liptovský Ján, Słowacja<br>Referat (współautor): *Samples microwave digestion as a crucial point of elemental analysis.* Jankowski, P.S., **Rustowska, B.**<br><br>Centennial Celebration and Congress of the International Union of Soil Sciences, Florencja, Włochy<br>Poster (współautor): *Tracking trace elements dispersal in the lignite opencast mining zone using Scots pine (Pinus sylvestris L.) bark as passive sampler – a* |

| | |
|---|---|
| | *case study of Bełchatów, Poland.* **Rustowska, B.**, Jonczak, J., Pędziwiatr, A., Chojnacka, A., Sut-Lohmann, M. |
| 2023 | 31st Congress of the Soil Science Society of Poland "Soil in the changing World", Poznań, Polska<br>Referat: *Nutrient bioaccumulation and distribution in silver birch (Betula pendula Roth) biomass growing on post-arable soils.* **Rustowska, B.** |
| 2022 | 14 International Symposium "Microelements in Agriculture and in the Environment", Wrocław, Poland<br>Referat: *Long-term wildfire effect on trace elements accumulation in a silver birch (Betula pendula Roth.) biomass.* **Rustowska, B.**<br><br>The World Congress of Soil Science, Glasgow, Szkocja<br>Poster: *Nutrients distribution in silver birch (Betula pendula Roth) biomass growing on poor soils.* **Rustowska, B.** |
| 2021 | 3rd National Conference "Natural environment as a research area", Poznań, Polska<br>Referat: *Analysis of the mobility of selected elements in soils formed on the soda waste landfill of the inactive "Solvay" Soda Plants in Cracow.* **Rustowska, B.**<br><br>3rd National Conference "Natural environment as a research area", Poznań, Polska<br>Referat (współautor): *Influence of silver birch on the sorption properties of post-agricultural soils.* Pawłowicz E., Jonczak J., **Rustowska B.**, Oktaba L., Kondras M., Kruczkowska B., Jankiewicz U., Oktaba J., Olejniczak I., Regulska E., Słowińska S.<br><br>Scientific Conference "Rusty Soil - Soil of the Year 2021. Genesis, characteristics, ecological and economic importance", Toruń, Polska<br>Referat (współautor): *Transformation of selected properties of post-agricultural rusty soils as a result of the succession of the silver birch.* Jonczak J., Kondras M., Pawłowicz E., **Rustowska B.**, Słowińska S., Regulska E., Olejniczak I., Oktaba L., Kruczkowska B., Jankiewicz U., Oktaba J. |
| 2019 | 30th Congress of the Soil Science Society of Poland, Lublin, Polska<br>Poster (współautor): *Indicators of pedogenesis in Technosols developed from wastes from soda production: case study from the former Kraków soda plant "Solvay".* Uzarowicz Ł., Kwasowski W., Dacewicz A., **Rustowska B.** |
| Certyfikowane kursy i warsztaty | |
| 2021 | **WRB Soil Classification Intensive Workshop**<br>Toruń, Polska |

**Kopie publikacji składających się na rozprawę doktorską wraz z oświadczeniami współautorów**

Trees
https://doi.org/10.1007/s00468-024-02492-y

ORIGINAL ARTICLE

# Nutrient distribution and bioaccumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass grown in nutrient-poor soil

**Beata Rustowska**[1]

Received: 23 November 2023 / Accepted: 17 January 2024
© The Author(s), under exclusive licence to Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2024

**Abstract**

***Key message*** **Silver birch growing on extremely nutrient-poor stands of inland dunes was characterized by low contents of these nutrients in its biomass. The nutrient accumulation also depended on its age.**

**Abstract** Silver birch (*B. pendula*) often colonizes inland dunes, as geomorphologically sensitive and unstable environments. Considering its importance in the protection of ecosystems associated with such landforms, we aimed to evaluate the nutrient distribution and bioaccumulation in the organs of that tree. The study covered three stands, aged 12, 20, and 34 years. Ten average trees were sampled from each stand, including fine and coarse roots, stemwood, bark, coarse and fine branches, and leaves along with soil samples at depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm. The contents of macro- and micronutrients were analyzed in collected soil and biomass samples. The soils were strongly acidic and very poor in the studied elements. The nutrient distribution in the birch biomass was highly variable. For most of the elements, the highest contents were recorded in leaves. The highest amounts of Fe were found in fine roots, while Mn and Zn were the most abundant in the bark. Wide variability was also apparent in the bioaccumulation factors. These were usually the highest in the leaves or bark and the lowest in the stemwood. Among the studied elements, N was the most bioaccumulated, followed by S, Zn, Cu, Mn, and P. Nutrient distribution in the birch biomass was typical for tree species. Nutrient levels were generally low, however, significantly higher than their concentrations in the soil, indicating a strong bioaccumulation. The relationship between nutrient accumulation and stand age was observed.

**Keywords** Silver birch · Nutrients · Bioaccumulation · Biogeochemical cycling · Sandy soils

## Introduction

Inland dunes constitute a common component of Central and Eastern European landscapes dominated by glacial and fluvioglacial deposits. These are sensitive landforms, susceptible to wind erosion, which can be accelerated by human activity (Lungershausen et al. 2017) or natural phenomena, such as wildfire (Miller et al. 2012). Permanent plant cover constitutes a key factor in the stabilization of these landforms (Chapman 1982; El-Sheikh et al. 2021; Maun 2009). However, very dry conditions, very low nutrient abundances, and strongly acidic pH, are factors that hinder the development of vegetation. Only lichens and some pioneer plants have adapted to function in such unfavorable environments (Armstrong 2017). Symbiosis with soil microorganisms (bacteria and fungi) is of fundamental importance in the development of inland dune ecosystems (Rilling and Allen 1999). Symbiotic organisms allow the introduction of additional doses of nitrogen (N) (Russow et al. 2008). Moreover, hyphae can increase the weathering intensity and the uptake of other elements, including zinc (Zn) and phosphorus (P) (Nguyen et al. 2019). Generally, the development of plant cover accelerates nutrient cycling, thus contributing to improving soil fertility and productivity (Maun 2009). Litterfall, as a source of nutrients (Campbell et al. 1994; Jonczak et al. 2016, 2023) and a precursor of humic substances (Fioretto et al. 2005), plays a crucial role in this area. Its decomposition allows the formation of litter (O) and humic (A) horizons, which provide effective protection for the soil

Communicated by Koike .

✉ Beata Rustowska
beata_rustowska@sggw.edu.pl

[1] Department of Soil Science, Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Institute of Agriculture, Nowoursynowska 159, 02-776 Warsaw, Poland

Published online: 09 February 2024

surface against the impact of external factors, including the action of wind and water.

Silver birch (*Betula pendula* Roth) is one of the species that easily colonizes dune areas. It is a common tree throughout Eurasia of high economic, social, and ecological importance (Atkinson 1992; Dubois et al. 2020; Hynynen et al. 2010). Due to its low habitat requirements, it easily adapts to environmental conditions, hence it can be found over a wide spectrum of site conditions, including natural and post-arable locations (Hynynen et al. 2010; Jonczak et al. 2020; Valkonen and Ruuska 2003). Certain characteristics of *B. pendula*, such as rapid biomass production, especially during the first phases of growth, and the ease of large-scale seed dispersal, classify it as a pioneer species, imbued with the ability to colonize open areas (Cameron 1996; Hynynen et al. 2010).

Although silver birch has already been the subject of many studies, several aspects related to its functioning in various environments and interrelationships with soil systems remain unclear (Jonczak et al. 2020). One area that has been poorly explored is the issue of nutrient cycling in birch stands, including uptake, bioaccumulation in the biomass, retranslocation from senescing leaves, the influx to the soil via litterfall, and release patterns from decaying biomass. Based on the literature, it is understood that the growth intensity of birch is strongly correlated with nutrient bioavailability, particularly N, P, and potassium (K) (Falkengren-Grerup et al. 2006; Ingestad 1971; Uri et al. 2007), thus indicating the large potential of their uptake from soil. The soil–plant transfer of nutrients can be effectively accelerated by the root microbiome (e.g., Chojnacka et al. 2023). Generally, fresh birch biomass is rich in nutrients. However, the contents tend to correlate with the bioavailability at the site (Uri et al. 2007) and the stand age (Gawęda et al. 2014). Nutrient distribution is uneven in birch organs, with the highest contents occurring in the leaves, followed by the bark and fine roots (Ovington and Madgwick 1959; Rustowska 2022). Several studies have highlighted the strong bioaccumulation of Zn, indicating birch as being a hyperaccumulator of that element (Dmuchowski et al. 2012; Szwalec et al. 2018). Although the studies by Aosaar et al. (2016), Hagen-Thorn et al. (2006), and Jonczak et al. (2023) showed that silver birch intensively retranslocates deficient nutrients (N, P, K) from senescing leaves, the litterfall of that tree is generally rich in those elements, in comparison to other broadleaved, and particularly coniferous, tree species (Berg and Staaf 1987; Brandtberg et al. 2004; Johansson 1995; Jonczak et al. 2023). The decomposition of silver birch is a rapid process (Hynynen et al 2010; Shorohova and Kapitsa 2016).

Previous studies that focused on nutrient cycling in silver birch stands have predominantly featured relatively fertile, often post-arable, locations (e.g. Daugaviete et al. 2015; Hytönen et al. 2014; Jonczak et al. 2023; Uri et al. 2007). There are no reports covering poor sites, such as those associated with aeolian covers. Considering the need for the protection/stabilization of inland dunes, the importance of silver birch as a pioneer colonizing species, and its role in nutrient cycling as a key factor in ecosystem development, it is important that we obtain an understanding of the various links involved in nutrient cycling in those environments from broad ecological studies.

This study focused on nutrient bioaccumulation and distribution in the biomass of silver birch growing on inland dunes under temperate climatic conditions. The nutrient contents were determined in seven biomass fractions (fine roots, coarse roots, stemwood, bark, coarse branches, fine branches, and leaves) and the soils of three stands, aged 12, 20, and 34 years. It was hypothesized that the low abundance of nutrients at these sites would be reflected in low concentrations in the birch biomass. It was also expected that the nutrient content in the biomass would depend on the stand age. The results of the present study through analysis of a broad set of data, both in terms of a number of biomass fractions and elements, may contribute to a better understanding of the functioning of silver birch under a high deficiency of nutrients and generally unfavorable site conditions.

## Materials and methods

### Stand characteristics

The study was performed in the central part of the Raciąż Plain, central Poland, representing a cold climatic zone, with warm summers and a humid continental climate, according to the Köppen–Geiger classification (Peel et al. 2007). The mean annual temperature in the 1981–2010 period was 7.7 °C, with the coldest month being January (−2.6 °C) and the warmest being July (18.2 °C), and the mean annual precipitation being 546.9 mm (Dragańska et al. 2019). The landscape of the studied area developed under the influence of the Vistulian Glaciation and various processes during the Late Pleistocene and Holocene. Generally, it is a flat area covered predominantly with sandy fluvioglacial sediments. Inland dunes of various sizes occur commonly within these covers, constituting a record of accelerated aeolian activity in the past. The study was performed in one of the largest dune fields of the Raciąż Plain. Now, it is an almost completely afforested area with Scots pine and silver birch predominating at various ages.

The study covered three stands of silver birch of different ages—12 (52.904167N, 19.949308E), 20 (52.908802N, 19.948198E), and 34 (52.896873 N, 19.939129 E) years old (yo). The main characteristics of the stands are included in Table 1.

**Table 1** Basic characteristics of the studied silver birch stands

| Characteristic | 12-yo | 20-yo | 34-yo |
|---|---|---|---|
| Age (years) | 12 | 20 | 34 |
| Density (pcs $ha^{-1}$) | 4210 | 1375 | 1250 |
| Height (m) | 6 | 8 | 12 |
| Diameter at breast height (cm) | $9.5 \pm 1.6$ | $11.7 \pm 1.5$ | $13.5 \pm 1.9$ |
| Soil Reference Group[a] | Dystric Brunic Aeolic Arenosol (Protospodic) | Dystric Aeolic Arenosol (Protospodic) | Dystric Aeolic Arenosol |

[a]Soil reference group according to WRB (2022) classification

## Soil and biomass sampling

The soil and biomass samples were collected in June 2021. Ten average-sized birches were chosen per stand. From each tree, samples of the biomass were taken, including second-order roots (RII), first-order roots (RI), stem wood (S), bark (B) collected at breast height, first-order branches (BrI), second-order branches (BrII), and leaves (L) from the central part of the crowns (70 biomass samples in total per stand). From under each birch, soil samples were taken using a soil corer from the following layers: 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm (40 soil samples in total per stand). Additionally, samples from the soil horizons in each stand were collected for description and particle-size distribution analysis to classify the soil.

## Laboratory analyses

The soil samples were dried at room temperature and sieved through a 2.0-mm-mesh sieve to remove the gravel fraction. Part of the sample was milled into powder. The following analyses were performed on the earth (< 2.0 mm) fraction: particle size distribution using the mixed pipette and sieve method and classification of the textural classes, following the Polish Soil Science Society (PTG 2009); pH by the potentiometric method in a suspension with water at a soil:water ratio of 1:2.5; total organic carbon (TOC), N and sulphur (S) by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany); and elemental content of P, K, calcium (Ca), magnesium (Mg), iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu), and Zn by inductively coupled plasma–atomic emission spectrometry (ICP-OES) (Avio 200, Perkin Elmer, USA) prior to microwave (Ethos Up, Milestone, Italy) digestion in aqua regia. The biomass samples were dried at 65 °C and milled into powder. Their analysis included the N content by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany), and P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, and Zn by ICP-OES (Avio 200, Perkin Elmer, USA) after microwave (Ethos Up, Milestone, Italy) digestion in 65% nitric acid ($HNO_3$). All chemical analyses included two replicates. Only pure per-analysis reagents were used, with certified reference materials employed for analysis quality control.

## Statistical analysis

The bioaccumulation factors (BFs) of the elements in the biomass fractions (organs) were calculated based on the formula

$$BF = \frac{\text{contentofelementinorgan}}{\text{contentofelementinsoil}}$$

The mean elemental content in the soils and biomass fractions were calculated, along with the standard deviation. Since the obtained data does not meet the assumptions of normal distribution and the sample size is small, the Kruskal–Wallis test followed by post-hoc Dunn's test for multiple comparisons was applied to determine the statistical significance of the differences between the mean values. To counteract the multiple comparisons, the Bonferroni correction was used. Moreover, the Spearman correlation coefficients between certain variables (the weighted mean elemental contents of the soil, elemental contents in the biomass fractions of silver birch, BFs, and stand age) were calculated. Statistical analysis was performed using the Microsoft Excel and Statistica software.

# Results

## Basic characteristics of the soils

The soils from the studied locations were classified as Dystric Brunic Aeolic Arenosol (Protospodic) (12-yo stand), Dystric Aeolic Arenosol (Protospodic) (20-yo stand), and Dystric Aeolic Arenosol (34-yo stand), based on the World Reference Base classification (International Union of Soil Sciences 2022). All the soils were characterized by a sandy texture (Table 2) and strongly acidic reaction (Fig. 1). In all the layers, the pH-$H_2O$ was at a similar level, ranging from 4.0 to 4.2 in the 12-yo stand,

**Table 2** Particle size distribution of the studied soils

| Soil horizon | Depth (cm) | Sand (%) | Silt (%) | Clay (%) | Textural group |
|---|---|---|---|---|---|
| 12-yo | | | | | |
| AEs | 0–19 | 97.4 | 1.1 | 1.4 | Sand |
| Bvhs | 19–33 | 99.0 | 0.3 | 0.8 | Sand |
| BvC | 33–42 | 98.7 | 0.2 | 1.1 | Sand |
| C | 42–100 | 98.9 | 0.2 | 0.8 | Sand |
| 20-yo | | | | | |
| AEs | 0–9 | 91.3 | 6.7 | 2.0 | Sand |
| BhsC | 9–24 | 98.1 | 0.9 | 0.9 | Sand |
| C1 | 24–42 | 98.2 | 0.7 | 1.1 | Sand |
| C2 | 42–100 | 99.0 | 0.2 | 0.9 | Sand |
| 34-yo | | | | | |
| AC | 0–5 | 95.5 | 3.1 | 1.4 | Sand |
| C1 | 5–50 | 97.8 | 1.2 | 0.9 | Sand |
| C2 | 50–75 | 98.4 | 0.6 | 1.0 | Sand |
| C3 | 75–100 | 99.0 | 0.2 | 0.8 | Sand |

from 3.3 to 4.3 in the 20-yo stand, and from 4.0 to 4.4 in the 34-yo stand. A relatively low abundance of TOC was noted (Fig. 1), which is generally typical of sandy forest soils. The TOC content was the highest in the topsoil (0–10 cm), amounting to 9.9, 21.4, and 8.7 g $kg^{-1}$ in the 12-, 20-, and 34-yo stands, respectively. There was a clear tendency in the profiles of a decrease in TOC with depth, and in the 40–80-cm layer, the TOC content did not exceed 1.32 g $kg^{-1}$. The differences in pH and TOC content between the stands were not statistically significant in most cases, except for differences between 20-yo and 34-yo stands. In this case, the TOC content was considerably higher in the 20-yo stand (Fig. 1).

## Nutrient contents of the soils

The nutrient contents of the soils varied between the stands and with depth. Based on the weighted mean contents in the 0–80-cm soil layer, the orders of the elemental abundances on all three stands showed a similar pattern: K > Fe > Ca > Mg > P > N > Mn > S > Zn > Cu. Only in the case of 20-yo stand, the content of P was higher than Mg (Table 3). The depth tendencies varied depending on the element. The N, S, and Cu contents showed a significant decrease with depth, while the P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, and Zn contents remained at similar levels throughout the profiles, despite the significant differences in the elemental contents between the stands, in most cases (Fig. 2). Most commonly they occurred for Ca and S, followed by Mg, P, Fe, Mn, and K. Considering all the studied elements, significant differences in the majority of cases were found between 12-yo and 34-yo stand (for P, K, Ca, Mg, Fe, and Mn). Between 12-yo and 20-yo stands differences occurred for K, Ca, Mg, S, and Mn, while between 20-yo and 34-yo stands for N, P, S, Fe, and Zn. The recorded nutrient concentrations were typical of uncontaminated sandy soils on inland dunes (Brożek and Zwydak 2010; Czarnowska 1996).

## Nutrient contents in the birch biomass

The distribution of the studied nutrients in the silver birch biomass varied (supplementary information and Fig. 3). The highest contents were mainly noted in the leaves, followed by the fine roots and fine branches, whereas the lowest were in the stem wood. Generally, differences in the elemental contents between the organs were greater for the macronutrients than for the micronutrients (particularly for Cu and Zn). Although the differences in elemental contents between the stands (considering the same organ) were statistically significant in many cases, the trends were not clear. Most often,

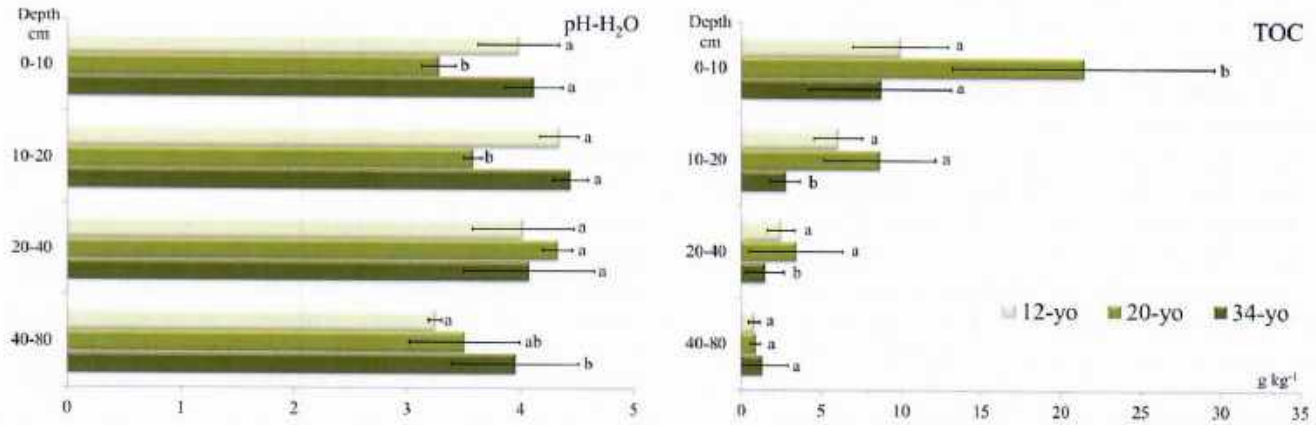



**Fig. 1** pH and TOC content in the studied soils (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p < 0.05$ based on Dunn's test)

**Table 3** Soil mean ± SD elemental contents (mg $kg^{-1}$) in the studied stands

| Element | 12-yo | 20-yo | 34-yo |
|---|---|---|---|
| N | 211.6 ± 39.1[a] | 301.8 ± 45.5[b] | 205.8 ± 70.3[a] |
| P | 328.5 ± 41.2[a] | 398.6 ± 67.1[a] | 257.4 ± 70.9[b] |
| K | 9787.9 ± 241.2[a] | 9170.2 ± 315.7[b] | 9161.7 ± 265.4[b] |
| Ca | 1654.7 ± 67.7[a] | 1439.8 ± 64.7[b] | 1358.2 ± 90.7[b] |
| Mg | 336.5 ± 9.8[a] | 388.7 ± 15.5[b] | 439.9 ± 42.7[b] |
| S | 47.7 ± 6.1[a] | 75.9 ± 11.5[b] | 45.3 ± 13.5[a] |
| Fe | 5333.3 ± 258.2[a] | 4694.3 ± 527.9[b] | 3910.5 ± 457.8[c] |
| Mn | 127.4 ± 11.1[a] | 85.7 ± 5.9[b] | 82.8 ± 9.9[b] |
| Cu | 0.7 ± 0.1[a] | 0.6 ± 0.1[a] | 0.7 ± 0.2[a] |
| Zn | 16.4 ± 0.9[a] | 11.4 ± 1.4[b] | 20.8 ± 5.1[a] |

Note: Different letters (a, b, c) indicate statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on Dunn's test

significant differences were found for Fe, followed by S, Mn, Zn, Ca, and Mg. Among these elements, considering the majority of biomass fractions, they mostly occurred between 12-yo and 20-yo stands (for Ca, Mg, Fe, and Zn). Between 12-yo and 34-yo stands, as well as between 20-yo and 34-yo stands, the analysis showed differences mainly for S, Fe, and Mn. The elemental contents were relatively low, reflecting the trophic status of the sites. The correlations between the elemental contents of the silver birch biomass and their contents at the site were relatively poor (Table 4), except in a few cases. Much stronger were correlations recorded between the elemental contents and stand age, especially for S, Fe (negative), and Mn (positive) (Table 5). The contents of the remaining nutrients showed usually moderate correlations (both positive and negative).

### Bioaccumulation factors

The bioaccumulation intensity in the silver birch biomass was highly variable, depending on the element and the biomass fraction (supplementary information and Fig. 4). The highest elemental BF values usually occurred in the leaves. However, in the 20-yo stand the highest BF of Ca and Mn was noted in the bark. This biomass fraction was also the most abundant in Zn in all the stands. In general, based on the BF values, N had the strongest bioaccumulation, followed by S, Zn, and Cu (Fig. 4). For K, Mg, and Fe the BF values were generally low (< 1.0) in most biomass fractions. The statistical analysis showed that significant differences between the studied stands were the most common for S and Zn, followed by Fe, Mn, P, and N. For all of the studied elements, they were predominantly observed between 20-yo and 24-yo stands in terms of N, P, S, Fe, Mn, and Zn when considering the majority of biomass fractions. Between 12-yo and 20-yo stands and between 12-yo and 34-yo stands the analysis showed differences primarily for P, Mg, S, and Zn and for Mg, Fe, and Mn, respectively. The correlation analysis indicated Mg, Fe, and Mn as elements which BF's were strongly correlated with stand age for many of the biomass fractions. The BF values of the remaining nutrients showed rather moderate associations (both positive and negative) (Table 6).

## Discussion

The nutrient levels of inland dune soils are generally very low, as evidenced by the studies of Brożek and Zwydak (2010), Willis and Yemm (1961), and others. This observation was confirmed by the findings of this study (Table 3). The contents of P, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, and Zn were considerably lower than their mean contents of Polish sandy soils (Lis et al. 2012), as well as N content when compared to the Arenosols stands of silver birch (Rustowska 2022). The vertical distribution of elements reflects the importance of the soil organic and mineral phases and the role of vegetation (Jobbágy and Jackson 2001). In forest soils, elements such as N, P, Cu, Zn, S, and Mn occur in their highest amounts in the ectohumus (O) followed by the humic (A) horizons, below which a decreasing tendency with depth can usually be observed. The Ca, Mg, K, and Fe contents increase with depth or are stable. These general tendencies can be modified by the lithological discontinuities, the water regime, soil-forming processes, and other factors. In the studied soils, typical depth tendencies were exhibited by N, S, Cu, K, Ca, Mg, and Fe. The P and Zn deviated from the typical distribution, however, generally occurring in very low concentrations. Litterfall plays a key role in the distribution of the studied elements in forest soils (Çakir and Akburak 2017; Jonczak et al. 2016; Marler and Cruz 2022; Morffi-Mestre et al. 2020), with leaves being its major component. Leaves are usually the most abundant in nutrients compared to other biomass fractions (Jonczak 2011, 2013; Jonczak et al. 2016; Terauda and Nikodemus 2006). However, the chemistry of falling leaves originates not only from the site characteristics but also from retranslocation as a mechanism of effective nutrient management. The intensity of that process can exceed 80% (Ericsson 1994; Giertych et al. 1999). Studies by Jonczak et al. (2023) have shown that, although silver birch intensively retranslocates deficient nutrients, including N, P, and K, their influx to the soil via litterfall is higher in post-arable stands when compared to many other tree species.

Nitrogen and P are major limiting factors on biomass production in natural and most managed forests in the world (Elser et al. 2007). These elements are extremely poorly represented in inland dune soils. Consequently, it should be expected that there would be low concentrations in the

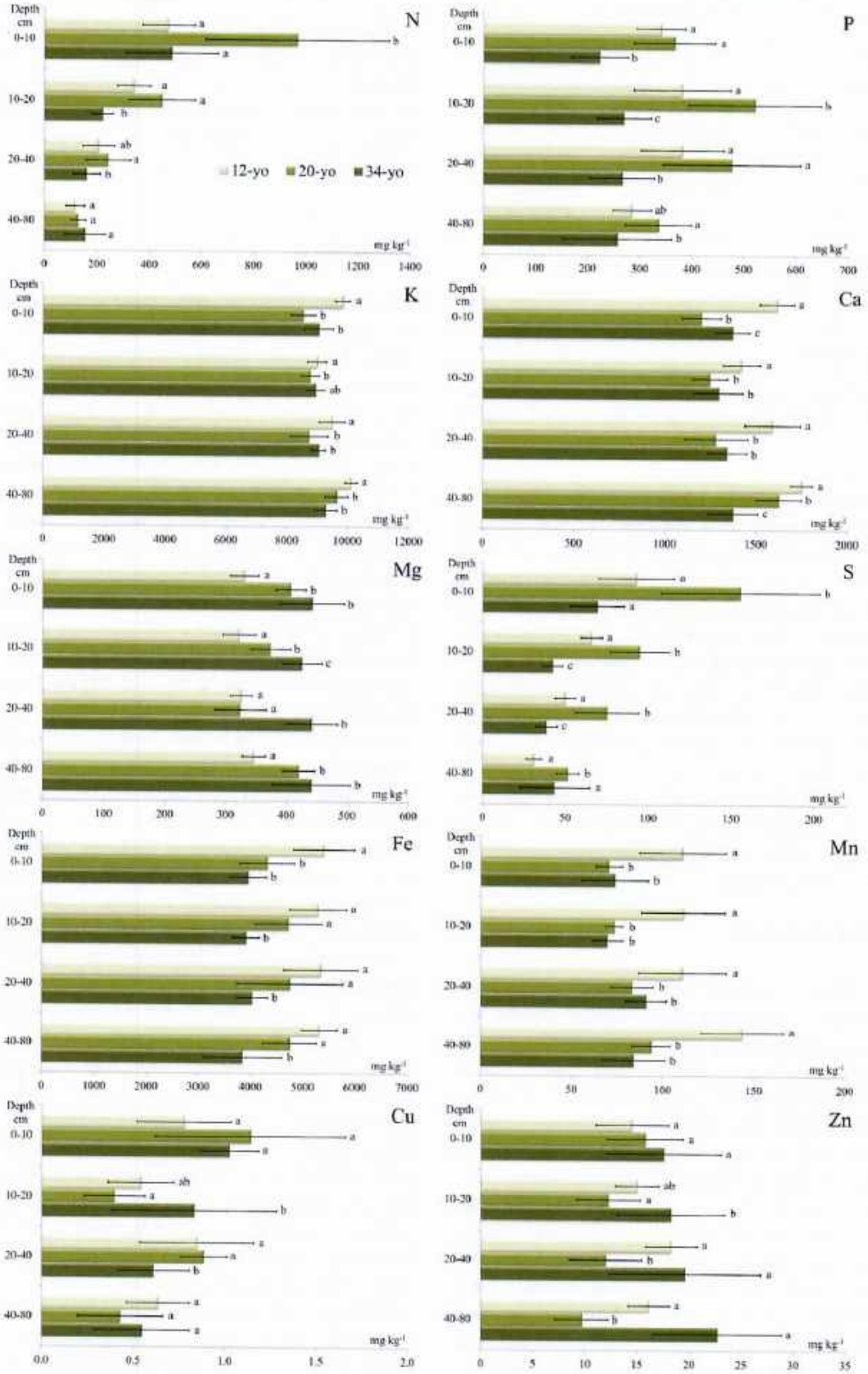



**Fig. 2** Mean ± SD elemental contents in the soils at depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p < 0.05$, based on the Dunn's test)

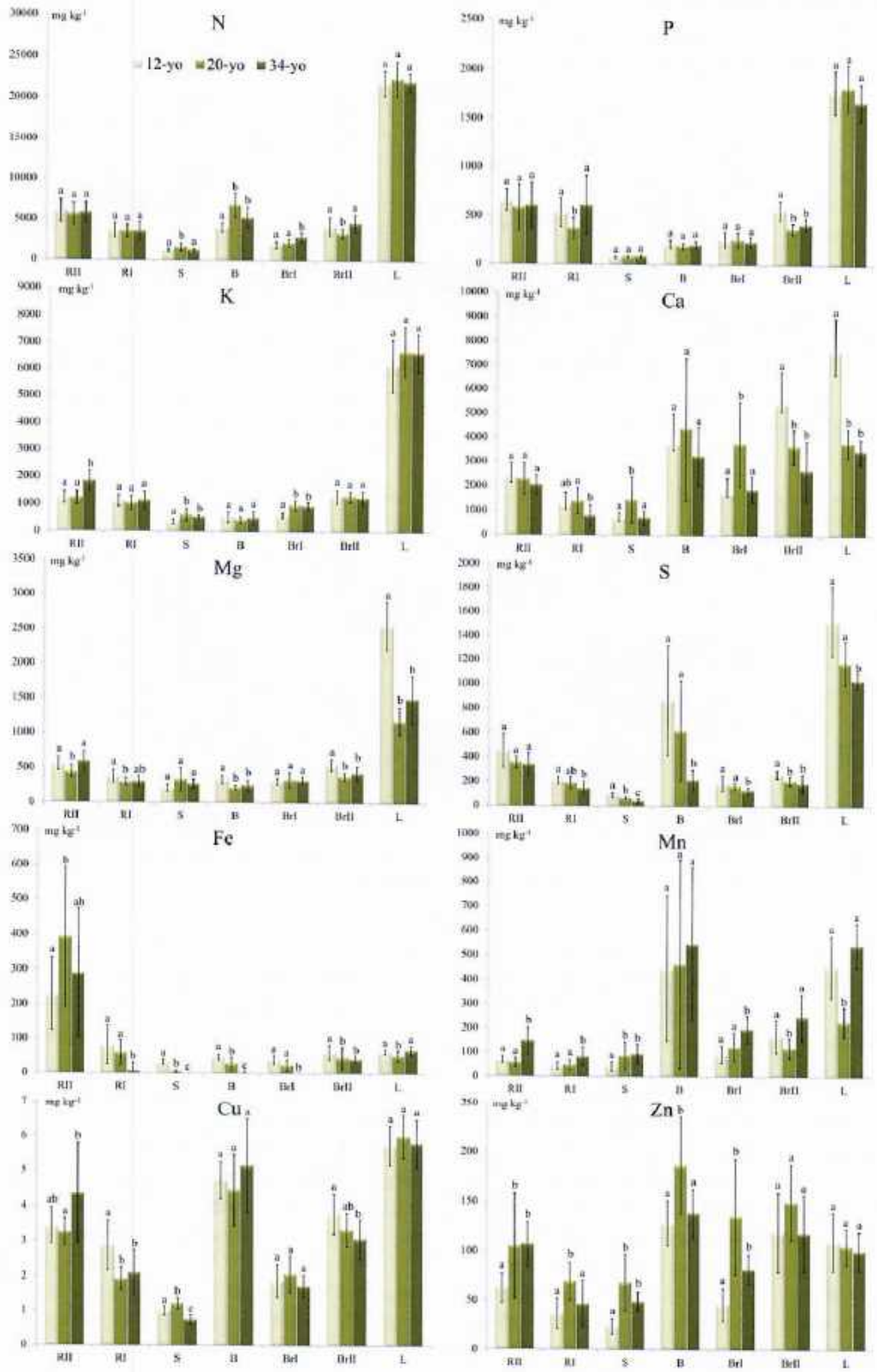



**Fig. 3** Mean ± SD elemental content in the birch biomass (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p < 0.05$ based on Dunn's test)

**Table 4** Spearman correlation coefficients between the element contents in the soil and the biomass fractions of silver birch

| Element | RII | RI | S | B | BrI | BrII | L |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| N | −0.151 | 0.025 | 0.417 | 0.377 | −0.132 | −0.264 | −0.047 |
| P | 0.099 | −0.2623 | 0.074 | −0.092 | 0.182 | −0.097 | 0.098 |
| K | −0.222 | −0.038 | −0.412 | 0.148 | −0.480 | 0.036 | −0.160 |
| Ca | 0.225 | 0.188 | −0.036 | −0.098 | −0.093 | 0.742 | 0.665 |
| Mg | −0.067 | −0.322 | 0.200 | −0.530 | −0.016 | −0.442 | −0.583 |
| S | −0.026 | 0.194 | 0.093 | 0.252 | 0.392 | −0.061 | −0.079 |
| Fe | −0.088 | 0.522 | 0.814 | 0.610 | 0.791 | 0.515 | −0.100 |
| Mn | −0.229 | −0.209 | −0.342 | 0.149 | −0.288 | 0.028 | 0.063 |
| Cu | −0.007 | 0.193 | −0.191 | −0.176 | 0.039 | 0.113 | −0.113 |
| Zn | −0.013 | −0.381 | −0.340 | −0.404 | −0.343 | −0.260 | −0.310 |

Note: B—bark, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, L—leaves, RI—first-order roots, RII—second-order roots, S—stem-wood. Green indicates positive correlation/red indicates negative correlation. Colour shades mean the strength of correlation

**Table 5** Spearman correlation coefficients between the elemental content in the silver birch biomass fractions and its age

| Element | RII | RI | S | B | BrI | BrII | L |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| N | −0.5 | −0.5 | 0.5 | 0.5 | 1 | 0.5 | 0.5 |
| P | −0.5 | 0.5 | 1 | −0.5 | −0.5 | −0.5 | −0.5 |
| K | 0.5 | 0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 |
| Ca | −1 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 | −1 | −1 |
| Mg | 0.5 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | −0.5 |
| S | −1 | −1 | −1 | −1 | −1 | −1 | −1 |
| Fe | 0.5 | −1 | −1 | −1 | −1 | −1 | 0.5 |
| Mn | 0.5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0.5 | 0.5 |
| Cu | 0.5 | −0.5 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | −1 | 0.5 |
| Zn | 1 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | −0.5 | −1 |

Note: B—bark, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, L—leaves, RI—first-order roots, RII—second-order roots, S—stem-wood. Green indicates positive correlation/red indicates negative correlation. Colour shades mean the strength of correlation

biomass from these soils compared to those of other locations. However, both elements had high BF values in this study, particularly in the leaves (Fig. 4), highlighting their physiological importance. For leaves, the concentrations of N (21–22 g $kg^{-1}$) and P (1.7–1.8 g $kg^{-1}$) were within the ranges reported in the literature referring to stands representing low to moderate nutrient abundance. These leaf values oscillate between 17.6 and 42 g $kg^{-1}$ for N and 1.3 and 3.5 g $kg^{-1}$ for P (Daugaviete et al. 2015; Jonczak et al. 2023; Oksanen et al. 2005; Rustowska 2022). For roots, contents for N (5.5–6 g $kg^{-1}$) and P (0.5–0.6 g $kg^{-1}$) were comparable to the 2.2–8.4 g $kg^{-1}$ for N and 0.32–0.54 g $kg^{-1}$ for P provided by Hellsten et al. (2013). Values for both birch leaves and fine roots on post-arable sites were a bit higher than in our study (Daugaviete et al. 2015; Rosenvald et al. 2014). Daugaviete et al. (2015) noted higher contents with the difference for leaves reaching up to 13.4 g $kg^{-1}$ for N and 1.5 g $kg^{-1}$ for P, as well as Rosenvald et al. (2014), who found N contents in leaves higher by to 0.9% and 0.7% in fine roots and by to 0.23% (in leaves) and 0.11% (in fine roots) for P than in this study. In urban areas, P contents in silver birch were even higher; Modrzewska et al. (2016) reported up to 10 g $kg^{-1}$ in leaves and 2.3 g $kg^{-1}$ in the bark. As reported by Fyllas et al. (2009), the accumulation of P depends mainly on environmental factors, which can explain the differences observed between this study and the above-mentioned works in which birches were growing in highly variable conditions.

The K, Ca, Mg, and S contents in the silver birch biomass from this study are mostly similar to reports by other authors who have conducted research on sandy soils obtaining the contents of these elements in leaves in the range of 1.7–15.1, 2.9–12.5, 0.3–3.4, and 1.07–1.12 g $kg^{-1}$ for K, Ca, Mg, and S, respectively (Daugaviete et al. 2015; Jonczak et al. 2023; Rustowska 2022). The results are also consistent with the data presented by Hellsten et al. (2013), Miranda et al. (2013), and Oksanen et al. (2005). However, there were some differences from stands strongly affected by human activity. Although the birch biomass K contents were similar to those presented by Rosenvald et al. (2014), the amount of accumulated K in the present study was higher—by approx. 4 g $kg^{-1}$ and 3 g $kg^{-1}$ when compared to the birches growing

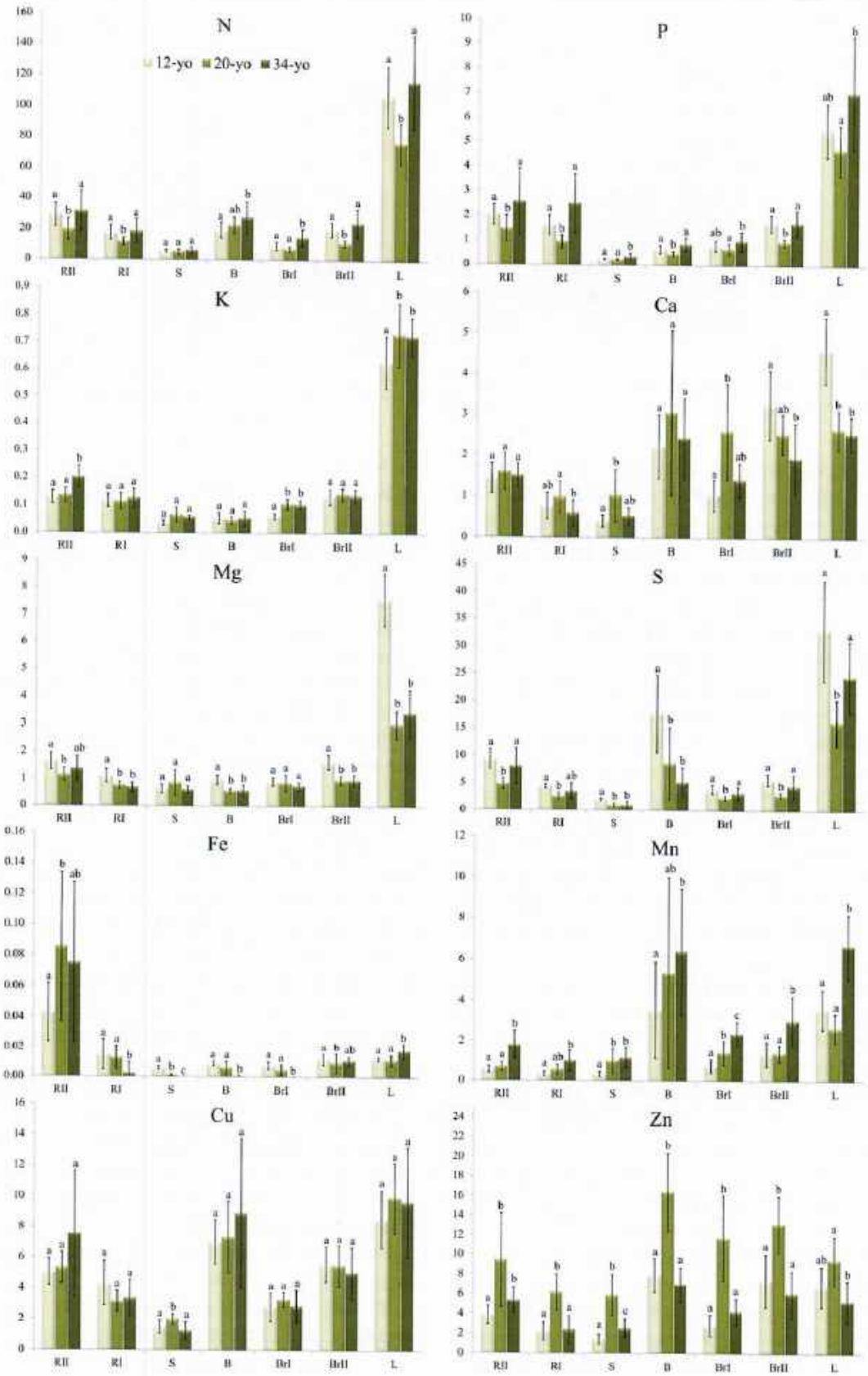



**Fig. 4** Mean ± SD of the elemental bioaccumulation factors (different letters indicate statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on Dunn's test)

**Table 6** Spearman correlation coefficients between the bioaccumulation factors in the silver birch biomass fractions and its age

| Element | RII | RI | S | B | BrI | BrII | L |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| N | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| P | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 |
| K | 1.0 | 0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| Ca | 0.5 | −0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | −1.0 | −1.0 |
| Mg | −0.5 | −1.0 | −0.5 | −0.5 | −1.0 | −1.0 | −0.5 |
| S | −0.5 | −0.5 | −0.5 | −1.0 | −0.5 | −0.5 | −0.5 |
| Fe | 0.5 | −1.0 | −1.0 | −1.0 | −1.0 | −0.5 | 0.5 |
| Mn | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 0.5 |
| Cu | 1.0 | −0.5 | −0.5 | 1.0 | 0.5 | −1.0 | 0.5 |
| Zn | 0.5 | 0.5 | 0.5 | −0.5 | 0.5 | −0.5 | −0.5 |

Note: B—bark, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, L—leaves, RI—first-order roots, RII—second-order roots, S—stemwood. Green indicates positive correlation/red indicates negative correlation. Colour shades mean the strength of correlation

on post-arable (Daugaviete et al. 2015) and post-industrial (Sitko et al. 2022) soils, respectively. In addition, Modrzewska et al. (2016) reported lower contents of K in birch leaves in urbanized area, even by approx. 4 g $kg^{-1}$. These differences were unexpected. However, in some areas it may be explained by the atmospheric deposition of K, which found in rainfall and dust, can be transported over long distances (Nieves-Cordones et al. 2019), contributing to increased K accumulation in plant biomass. On the studied stands, this could be the influence of the surrounding rural environment, e.g. farms or arable fields (Mikkelsen and Roberts 2021). Although the stands were formed by aeolian sediments, they were relatively abundant in K (Table 3). In the present study, compared to the K content of sandy soils presented in the work of Rustowska (2022), they were about 7 g $kg^{-1}$ higher. For the biomass element content, an inverse dependency was noted for Mg and Ca when compared to post-smelter soil heap in the study of Sitko et al. (2022). Their accumulated amounts being lower in the birch biomass in this work. It is not surprising, since the soils on the studied stand had also significantly lower contents of Ca and Mg – by approx. 80 and 17 mg $kg^{-1}$, respectively.

Micronutrients typically occur in plant biomass in low concentrations. This is due to their limited uptake from the soil as an effect of their low physiological requirements (Li et al. 2017). Despite the significant amount of Fe in soil, its concentration in plant biomass usually does not exceed 0.5 g $kg^{-1}$. In this study, the silver birch leaves contained Fe at levels comparable to those recorded by Oksanen et al. (2005) and Sitko et al. (2022), but at lower levels than those reported in Kicińska and Gruszecka-Kosowska (2016), who recorded even approx. 630 ppm Fe in unwashed birch leaves. In terms of the other micronutrients, their contents are mostly similar to the elemental compositions of birches growing on nutrient-poor (Arenosol) soils, except for Mn (Jonczak et al. 2023; Rustowska 2022). Contents of Mn were much lower in this study, particularly when compared to the work of Sitko et al. (2022) on post-coal-mine spoil heap soils, who recorded contents of Mn approx. 5 times higher than in this study—on the level of 3.18 g $kg^{-1}$. However, in the leaves of birches growing on former open-cast coal land, the differences in the Mn contents were marginal, similar to the Zn contents (Desai et al. 2019).

Silver birch has often been reported as a Zn-tolerant plant with naturally high Zn concentrations in the leaves (Adriano 1986). It has even been considered as a hyperaccumulator of that element (Dmuchowski et al. 2014). Compared to the results in this study, Hermle et al. (2006), Kicińska and Gruszecka-Kosowska (2016), Pająk et al. (2017), Rosseli et al. (2003), and Sitko et al. (2022) on post-industrial areas reported higher contents of Zn in the birch leaves from post-industrial areas with the contents reaching up to approx. 0.15, 3.7, 1.5, 0.23, and 0.5 g $kg^{-1}$. Szwalec et al. (2018) also found tailings-dump soils to have high amounts of Cu and Zn, reporting Zn contents in the birch biomass in the highest amount of 2.2 mg $kg^{-1}$. However, the Cu contents were comparable to those in this study (approx. 5 mg $kg^{-1}$), even though the tailings-dump soils were contaminated with this element. Hermle et al. (2006) and Pająk et al. (2017) determined similar Cu contents in birch leaves on metal-contaminated soils. Rosseli et al. (2003) found that Cu concentrations in the aboveground tissues of silver birch were similar in samples taken from a contaminated area and the control soil. This is likely because Cu is strongly associated with several soil constituents (Romi et al. 2014) and, in general, its content in plant tissues remains relatively stable, regardless of the type of soil and its abundance in this element (Baker and Brooks 1989).

The distribution of elements in tree biomass is uneven among the organs due to their different physiological functions. Stemwood tends to be the least element-rich biomass fraction, whereas the assimilating organs, bark, flowers, and seeds are nutrient-rich (Augusto et al. 2008; Barron-Gafford et al. 2003; Gawęda et al. 2014; Uri et al. 2007; Yang

and Luo 2021). This was confirmed by the present study, where the distribution of elements in silver birch growing on nutrient-poor sands mostly corresponds to the findings of other authors (Novák et al. 2017; Rustowska 2022). The fact that the highest contents of most of the nutrients were in the leaves is probably associated with their roles in photosynthesis and as the final link in the flow of water from the soil (Ostrowska and Porębska 2002). The increased share of certain elements, such as Mn, Cu, and Zn, in this biomass fraction, as well as in the bark and branches, may also result from atmospheric deposition (Arasimowicz et al. 2010; Lindberg et al. 1982). In terms of Fe, the highest concentration was in the fine roots (Fig. 3), which might be related to its low mobility in plants (Parzych et al. 2016), but also to the presence of fine soil particles in the root samples. Because Fe is present in soils in large amounts, and because the complete removal of residual mineral parts from roots is difficult, its overestimation in this biomass fraction is a known problem (Hunt et al. 1999).

In the present study, it was also hypothesized that stand age influenced elemental accumulation in silver birch biomass because it is one of the factors that determine the nutrient status in plant biomass (Alifragis et al. 2001; Augusto et al. 2008; Mizuno et al. 2008; Peri et al. 2006; Rodríguez-Soalleiro et al. 2018; Rosenvald et al. 2013; Rytter 2002). For instance, Rytter (2002) observed a decrease in macronutrient concentrations (N, P, K, Ca, and Mg) in hybrid aspen stems with increasing age, as well as Alifragis et al. (2001) in the biomass of Aleppo pine trees for N, P, K, and Mg and Peri et al. (2006) in oersted trees for these nutrients including also S. For Ca authors indicated reverse trend. Rodríguez-Soalleiro et al. (2018) found negative correlations of concentrations of P, K, Ca, Mg, S, Cu, and B with age in the woody parts of deciduous species. Augusto et al. (2008) recorded higher N, P, and K concentrations, but lower Ca in younger pine needles than in older ones, while Mg concentrations were not affected by age. Generally, the presented above results differ among the particular tree species. However, the results of the present study seem to usually confirm the general trend, mainly for Mg, S, and Fe. The correlation analysis (Table 4 and 5) revealed that the contents and/or BFs of the above-mentioned nutrients correlated often negatively with stand age. However, in the case of Mg, the significantly higher accumulation by the youngest birches (Figs. 3 and 4) can be also related to other factors, such as high density and shading on the 12-yo stand (Table 1). Since Mg constitutes a central component of chlorophyll involved in photosynthesis, leaves at lower light availability may have accumulated higher Mg content than leaves on lower-density stands (Tränkner and Jaghdani 2019). In terms of Fe, from the correlation analysis, it can be assumed that its accumulation can be also related to the soil abundance of the stand. This can be supported by the observation of a clear decreasing trend in the accumulation of Fe in most biomass fractions, along with a decline in soil abundance of this element. When compared to Mg, S, and Fe, an opposite tendency was characterized for Mn, but it is consistent with the finding of Mizuno et al. (2008), who indicated that mature Chengiopanax sciadophylloides trees had higher foliar Mn concentrations than young trees. Regarding N and P, although the correlation analysis did not show dependencies of their accumulation with age, it can be observed that despite significant differences in the content of N and P in the soils of the studied stands, their accumulation in silver birch biomass was similar (Figs. 3 and 4). It can be explained by increased mycorrhizal colonization and dependence of older trees on their symbiotic fungal relationships, which may offset the decreasing soil fertility over time (Liu et al. 2018; Martín-Pinto et al. 2022).

## Conclusions

The present study was focused on the evaluation of nutrient concentrations, their distribution patterns, and their bioaccumulation intensity in the biomass of silver birch growing on extremely nutrient-poor inland dune stands under temperate climatic conditions. The findings have relevance for the fields of forest ecology and biogeochemistry. Certain trends and specific features of the stands were identified in relation to their variable ages. Based on the results obtained, it can be stated that the nutrient levels in the silver birch biomass were generally low, but not appreciably different from those reported by other authors in stands associated with sandy soils. The nutrient levels in the biomass were much higher than their concentrations in the soils, indicating a strong bioaccumulation intensity, as evidenced by the BFs. However, the intensity of that process varied greatly among the elements, organs, and stands, which is in line with previous reports and the general tendencies for tree species. Among the studied elements, N had the strongest accumulation, followed by S, Zn, Cu, Mn, and P. Most of the elements had their highest contents and BFs in the leaves, followed by either the bark (S, Cu), the roots (N, P, Mg), or the branches (K). Fe occurred in its highest amounts in the fine roots, whereas Mn and Zn were most concentrated in the bark. The lowest elemental contents, and thus BFs, were recorded in the stem wood. Overall, this study showed the relationships of the stand age with content and bioaccumulation intensity of some nutrients (particularly Mg, S, Fe, and Mn) in the biomass of silver birch growing on inland dunes and highlighted the importance of soil nutrient abundance as a factor influencing the nutrient status of this tree. Birch as a potential hyperaccumulator of Zn was also confirmed by this study.

**Supplementary Information** The online version contains supplementary material available at https://doi.org/10.1007/s00468-024-02492-y.

**Author contribution statement** BR is the sole author of the article.

**Funding** No funds, grants, or other support was received.

**Data availability** Full data will be available on request.

## Declarations

**Conflict of interest** The author has not disclosed any competing interests.

## References

Adriano DC (1986) Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York, p 533

Alifragis D, Smiris P, Maris F, Kavvadias V, Konstantinidou E, Stamou N (2001) The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. Forest Ecol Manag 141(3):259–269. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00334-0

Aosaar J, Mander Ü, Varik M, Becker H, Morozov G, Maddison M, Uri V (2016) Biomass production and nitrogen balance of naturally afforested silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand in Estonia. Silva Fenn 50(4):1–19. https://doi.org/10.14214/sf.1628

Arasimowicz M, Niemiec M, Wiśniowska-Kielian B (2010) Zinc, copper and chromium content in soils and needles of the Scots pine (*Pinus silvestris* L.) from the Krakow Agglomeration terrain. Ecol Chem Eng A 17(12):1534–1552

Armstrong RA (2017) Adaptation of lichens to extreme conditions. In: Shukla V, Kumar S, Kumar N (eds) Plant adaptation strategies in changing environment. Springer, Singapore, pp 1–27. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6744-0_1

Atkinson MD (1992) *Betula pendula* Roth (*B. verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh. biological flora of the British Isles. Journal Ecol 80:837–870

Augusto L, Meredieu C, Bert D, Trichet P, Porté A, Bosc A, Lagane F, Loustau D, Pellerin S, Danjon F, Ramger J, Gelpe J (2008) Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. Ann for Sci 65:808

Baker AJM, Brooks RR (1989) Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1:81–126

Barron-Gafford GA, Will RE, Burkes EC, Shiver B, Teskey RO (2003) Nutrient concentrations and contents, and their relation to stem growth, of intensively managed *Pinus taeda* and *Pinus elliottii* stands of different planting densities. For Sci 49:291–300

Berg B, Staaf H (1987) Release of nutrients from decomposing white birch and Scots pine needle litter. Pedobiologia 30(1):55–63

Brandtberg PO, Bengtsson J, Lundkvist H (2004) Distributions of the capacity to take up nutrients by *Betula* spp. and *Picea abies* in mixed stands. Forest Ecol Manag 198:193–208. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.012

Brożek S, Zwydak M (2010) Atlas gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa (in Polish with English summary)

Çakir M, Akburak S (2017) Litterfall and nutrients return to soil in pure and mixed stands of oak and beech. J Fac for Istanbul U 67(2):185–200

Cameron AD (1996) Managing birch woodlands for the production of quality timber. Forestry 69:357–371. https://doi.org/10.1093/forestry/69.4.357

Campbell BM, Frost P, King JA, Mawanza M, Mhlanga L (1994) The influence of trees on soil fertility on two contrasting semi-arid soil types at Matopos, Zimbabwe. Agrof Syst 28:159–172

Chapman DM (1982) Dune stabilization. In: Beaches and coastal geology. Encyclopedia of earth sciences series. Springer, New York. https://doi.org/10.1007/0-387-30843-1_160.

Chojnacka A, Jonczak J, Oktaba L, Pawłowicz E, Regulska E, Słowińska S, Oljeniczak I, Oktaba J, Kruczkowska B, Jankiewicz U (2023) Dynamics of fungal community structure in a silver birch (*Betula pendula* Roth) succession chronosequence on poor-quality post-arable soil. Agr Ecosys Environ 342(4):108225. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108225

Czarnowska K (1996) Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb. Roczniki Gleboznawcze t. XLVII supl. Warszawa, pp 43–50 (in Polish with English summary)

Daugaviete M, Korica AM, Silins I, Barsevskis A, Bardulis A, Bardule A, Spalvis K, Daugavietis M (2015) The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. J Environ Sci Eng B 4:177–189. https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.04.002

Desai M, Haigh M, Walkington H (2019) Phytoremediation: metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. Sci Total Environ 656:670–680. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.32

Dmuchowski W, Baczewska AH, Gozdowski D (2012) Silver birch (*Betula pendula* Roth) as zinc hyperaccumulator. In: Nriagu J, Pacyna J, Szefer P, Markert B, Wuenschmann S, Namieśnik J (eds) Heavy metals in the environment. Maralte BV, Voorschoten, pp 19–25

Dmuchowski W, Gozdowski D, Brągoszewska P, Baczewska AH, Suwara I (2014) Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). Ecol Eng 71:32–35. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.053

Dragańska E, Szwejkowski Z, Cymes I (2019) Warunki klimatyczne Polski północno-wschodniej w latach 1981–2010. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, Olsztyn (in Polish)

Dubois H, Verkasalo E, Claessens H (2020) Potential of birch (*Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh.) for forestry and forest-based industry sector within the changing climatic and socio-economic context of Western Europe. Forests 11:336. https://doi.org/10.3390/f11030336

Elser JJ, Bracken ME, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecol Lett 10:1135–1142. https://doi.org/10.1111/j.14610248.2007.01113.x

El-Sheikh MA, Thomas J, Arif IA, El-Sheikh HM (2021) Ecology of inland sand dunes "nafuds" as a hyper-arid habitat, Saudi Arabia: floristic and plant associations diversity. Saudi J Biol Sci 28(3):1503–1513. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.12.002

Ericsson T (1994) Nutrient dynamics and requirements of forest crops. New Zeal J for Sci 24:133–168

Falkengren-Grerup U, Brink D-J, Brunet J (2006) Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils. For Ecol Manag 225(1–3):74–81. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027

Fioretto A, Di Nardo C, Papa S, Fuggi A (2005) Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. Soil Biol

Biochem 37:1083–1091. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.11.007

Fyllas NM, Patiño S, Baker TR, Bielefeld Nardoto G, Martinelli LA, Quesada CA, Paiva R, Schwarz M, Horna V, Mercado LM, Santos A, Arroyo L, Jiménez EM, Luizão FJ, Neill DA, Silva N, Prieto A, Rudas A, Silviera M, Vieira ICG, Lopez-Gonzalez G, Malhi Y, Phillips OL, Lloydet J (2009) Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate. Biogeosciences 6:2677–2708. https://doi.org/10.5194/bg-6-2677-2009

Gawęda T, Małek S, Zasada M, Jagodziński A (2014) Allocation of elements in a chronosequence of silver birch afforested on former agricultural lands. Drewno 57:107–117. https://doi.org/10.12841/wood.1644-3985.S06.07

Giertych MJ, Karolewski P, de Temmerman LO (1999) Foliage age and pollution alter content of phenolic compounds and chemical elements in Pinus nigra needles. Water Air Soil Poll 110:363–377

Hagen-Thorn A, Varnagiryte I, Nihlgård B, Armolaitis K (2006) Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. Forest Ecol Manag 228:33–39. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.021

Hellsten S, Helmisaari H-S, Melin Y, Skovsgaard JP, Kaakinen S, Kukkola M, Akselsson C (2013) Nutrient concentrations in stumps and coarse roots of Norway spruce, Scots pine and silver birch in Sweden, Finland and Denmark. Forest Ecol Manag 290:40–48. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.017

Hermle S, Günthardt-Goerg MS, Schulin R (2006) Effects of metal-contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions. Environ Pollut 144(2):703–714. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.040

Hunt HW, Reuss DE, Elliott ET (1999) Correcting estimates of root chemical composition for soil contamination. Ecol 80(2):702–707. https://doi.org/10.2307/176645

Hynynen J, Niemistö P, Viherä-Aarnio A, Brunner A, Hein S, Velling P (2010) Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. Forestry 83:103–119. https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035

Hytönen J, Saramäki J, Niemistö P (2014) Growth, stem quality and nutritional status of *Betula pendula* and *Betula pubescens* in pure stands and mixtures. Scand J for Res 29(1):1–11. https://doi.org/10.1080/02827581.2013.838300

Ingestad T (1971) A definition of optimum nutrient requirements in birch seedlings II. Physiol. Plantarum 24(1):118–125

IUSS Working Group WRB (2022) World reference base for soil resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, 4th edn. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna

Jobbágy EG, Jackson RB (2001) The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. Biogeochemistry 53:51–77. https://doi.org/10.1023/A:1010760720215

Johansson MB (1995) The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests. Forestry 68:49–62. https://doi.org/10.1093/forestry/68.1.49

Jonczak J (2011) Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. Sylwan 155(11):760–768 (**(in Polish with English summary)**)

Jonczak J (2013) Dynamics, structure and properties of plant litterfall in a 120-year old beech stand in Middle Pomerania between 2007–2010. Soil Sci Ann 64(1). https://doi.org/10.2478/ssa-2013-0002

Jonczak J, Olejniczak M, Parzych A, Sobisz Z (2016) Dynamics, structure and chemistry of litterfall in headwater riparian forest on the area of Middle Pomerania. J Elem 21(2):381–392. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.3.938

Jonczak J, Jankiewicz U, Kondras M, Kruczkowska B, Oktaba L, Oktaba J, Olejniczak I, Pawłowicz E, Polláková N, Raab T, Regulska E, Słowińska S, Sut-Lohmann M (2020) The influence of birch trees (*Betula spp.*) on soil environment – a review. Forest Ecol Manag 477: 118486. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118486

Jonczak J, Oktaba L, Chojnacka A, Pawłowicz E, Kruczkowska B, Oktaba J, Słowińska S (2023) Nutrient fluxes via litterfall in silver birch (*Betula pendula* Roth) stands growing on post-arable soils. Eur J for Res 142:981–996. https://doi.org/10.1007/s10342-023-01569-6

Kicińska A, Gruszecka-Kosowska A (2016) Long-term changes of metal contents in two metallophyte species (Olkusz area of Zn-Pb ores, Poland). Environ Monit Assess 188(6). https://doi.org/10.1007/s10661-016-5330-3

Li C, Wang P, Menzies NW, Lombi E, Kopittke PM (2017) Effects of changes in leaf properties mediated by methyl jasmonate (MeJA) on foliar absorption of Zn, Mn and Fe. Ann Bot 120:405–415. https://doi.org/10.1093/aob/mcx063

Lindberg SE, Harriss RC, Turner RR (1982) Atmospheric deposition of metals to forest vegetation. Science 215(4540):1609–1611. https://doi.org/10.1126/science.215.4540.1609

Lis J, Pasieczna A, Mojski JE, Przeniosło S, Sylwestrzak H, Strzelecki R, Wołkowicz S (eds) (2012) Atlas geochemiczny Polski. https://mapgeochem.pgi.gov.pl/atlas-polski/atlas-geochemiczny-polski/atlas-geochemiczny-polski/atlas-geochemiczny-polski-tabele/. Accessed 11 Jan 2024

Liu M, Xu F, Xu X, Wanek W, Yang X (2018) Age alters uptake pattern of organic and inorganic nitrogen by rubber trees. Tree Physiol 38(11):1685–1693. https://doi.org/10.1093/treephys/tpy031

Lungershausen U, Larsen A, Bork H-R, Duttmann R (2017) Anthropogenic influence on rates of aeolian dune activity within the northern European Sand Belt and socio-economic feedbacks over the last ~2500 years. Holocene 28(1). https://doi.org/10.1177/0959683617715693

Marler TE, Cruz GN (2022) Temporal variation of Litterfall and nutrient return of *Serianthes nelsonii* Merr. in a Tropical Karst Forest. Plants 11(17):2310. https://doi.org/10.3390/plants11172310

Martín-Pinto P, Andrés Oria-de-Rueda J, Dejene T, Mediavilla O, Hernández-Rodríguez M, Reque JA, Sanz-Benito I, Santos M, Geml J (2022) Influence of stand age and site conditions on ectomycorrhizal fungal dynamics in *Cistus ladanifer*-dominated scrubland ecosystems. Forest Ecol Manag 519:120340. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120340

Maun MA (2009) The sand dune environment. The biology of coastal sand dunes. Oxford University Press, New York, pp 23–29

Mikkelsen RL, Roberts TL (2021). Inputs: potassium sources for agricultural systems. In: Murrell TS, Mikkelsen RL, Sulewski G, Norton R, Thompson ML (eds) Improving potassium recommendations for agricultural crops. Springer, Cham, pp 47–73. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59197-7_2

Miller ME, Bowker MA, Reynolds RL, Goldstein HL (2012) Post-fire land treatments and wind erosion – lessons from the Milford Flat Fire, UT, USA. Aeolian Res 7:29–44. https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.04.001

Miranda I, Gominho J, Mirra I, Pereira H (2013) Fractioning and chemical characterization of barks of *Betula pendula* and *Eucalyptus globulus*. Ind Crops Prod 41:299–305. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.04.024

Mizuno T, Asahina R, Hosono A, Tanaka A, Senoo K, Obata H (2008) Age-dependent manganese hyperaccumulation in *Chengiopanax sciadophylloides* (Araliaceae). J Plant Nutr 31(10):1811–1819. https://doi.org/10.1080/01904160802325396

Modrzewska B, Kosiorek M, Wyszkowski M (2016) Content of some nutrients in Scots pine, silver birch and Norway maple in an urbanized environment. J Elem 21:149–157

Morffi-Mestre H, Ángeles-Pérez G, Powers JS, Andrade J, Huechacona Ruiz AH, May-Pat F, Chi-May F, Dupuy JM (2020) Multiple

factors influence seasonal and interannual litterfall production in a tropical dry forest in Mexico. Forests 11(12):1241. https://doi.org/10.3390/f11121241

Nguyen TD, Cavagnaro TR, Watts-Williams SJ (2019) The effects of soil phosphorus and zinc availability on plant responses to mycorrhizal fungi: a physiological and molecular assessment. Sci Rep 9:14880. https://doi.org/10.1038/s41598-019-51369-5

Nieves-Cordones M, Ródenas R, Lara A, Martínez V, Rubio F (2019) The combination of $K^+$ deficiency with other environmental stresses: what is the outcome? Physiol Plant 165(2):264–276. https://doi.org/10.1111/ppl.12827

Novák J, Dušek D, Kacálek D, Slodičák M (2017) Nutrient content in silver birch biomass on nutrient-poor, gleyic sites. Zpravy Lesnickeho Vyzkumu 62(3):135–141

Oksanen E, Riikonen J, Kaakinen S, Holopainen T, Vapaavuori E (2005) Structural characteristics and chemical composition of birch (*Betula pendula*) leaves are modified by increasing $CO_2$ and ozone. Glob Change Biol 11:732–748. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00938.x

Ostrowska A, Porębska G (2002) The chemical composition of plants, its interpretation and use in environmental protection. Monograph. IEP, Warsaw. (in Polish)

Ovington JD, Madgwick HAI (1959) The growth and composition of natural stands of birch. 2. The uptake of mineral nutrients. Plant Soil 10(4):389–400. https://doi.org/10.1007/BF01666212

Pająk M, Halecki W, Gąsiorek M (2017) Accumulative response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth) to heavy metals enhanced by Pb-Zn ore mining and processing plants: explicitly spatial considerations of ordinary kriging based on a GIS approach. Chemosphere 168:851–859. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10

Parzych A, Sobisz Z, Cymer M (2016) Preliminary research of heavy metals content by aquatic macrophytes taken from surface water (northern Poland). Desalin Water Treat 57(3):1453–1463. https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1002275

Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol Earth Syst Sci 11:1633–1644. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130

Peri PL, Gargaglione V, Pastur GM (2006) Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of Nothofagus antarctica forest of Southern Patagonia. Forest Ecol Manag 233:85–99. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.009

PTG (2009) Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. Roczniki Gleboznawcze. Soil Sci Ann 60(2):5–17

Rilling MC, Allen MF (1999) What is the role of arbuscular mycorrhizal fungi in plant-to-ecosystem responses to elevated atmospheric CO2? Mycorrhiza 9:1–8

Rodríguez-Soalleiro R, Eimil-Fraga C, Gómez-García E, García-Villabrille JD, Rojo-Alboreca A, Muñoz F, Oliveira N, Sixto H, Pérez-Cruzado C (2018) Exploring the factors affecting carbon and nutrient concentrations in tree biomass components in natural forests, forest plantations and short rotation forestry. For Ecosyst 5:35. https://doi.org/10.1186/s40663-018-0154-y

Romi M, Matijevi L, Baki H, Romi D (2014) Copper accumulation in vineyard soils: distribution, fractionation and bioavailability assessment. InTech. https://doi.org/10.5772/57266

Rosenvald K, Ostonen I, Uri V, Varik M, Tedersoo L, Lõhmus K (2013) Tree age effect on fine-root and leaf morphology in a silver birch forest chronosequence. Eur J for Res 32:219–230. https://doi.org/10.1007/s10342-012-0669-7

Rosenvald K, Tullus A, Ostonen I, Uri V, Kupper P, Aosaar J, Varik M, Sõber J, Niglas A, Hansen R, Rohula G, Kukk M, Sõber A, Lõhmus K (2014) The effect of elevated air humidity on young silver birch and hybrid aspen biomass allocation and accumulation – acclimation mechanisms and capacity. Forest Ecol Manag 330:252–260. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.016

Rosseli W, Keller C, Boschi K (2003) Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. Plant Soil 256:265–272

Russow R, Veste M, Breckle SW, Littmann T, Böhme F (2008) Nitrogen input pathways into sand dunes: biological fixation and atmospheric nitrogen deposition. In: Breckle SW, Yair A, Veste M (eds) Arid dune ecosystems. Ecological studies, vol 200. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-75498-5_22

Rustowska B (2022) Long-term wildfire effect on nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. Soil Sci Annu 73:149943. https://doi.org/10.37501/soilsa/149943

Rytter L (2002) Nutrient content in stems of hybrid aspen as affected by tree age and tree size, and nutrient removal with harvest. Biomass Bioenergy 23(1):13–25. https://doi.org/10.1016/s0961-9534(02)00029-6

Shorohova E, Kapitsa E (2016) The decomposition rate of non-stem components of coarse woody debris (CWD) in European boreal forests mainly depends on site moisture and tree species. Eur J Forest Res 135:593–606. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0957-8

Sitko K, Opała-Owczarek M, Jemioła G, Gieroń Z, Szopiński M, Owczarek P, Rudnicka M, Małkowski E (2022) Effect of drought and heavy metal contamination on growth and photosynthesis of silver birch trees growing on post-industrial heaps. Cells 11:53. https://doi.org/10.3390/cells11010053

Szwalec A, Lasota A, Kędzior R, Mundała P (2018) Variation in heavy metal content in plants growing on a zinc and lead tailings dump. Appl Ecol Environ Sci 16(4):5081–5094. https://doi.org/10.15666/aeer/1604_50815094

Terauda E, Nikodemus O (2006) Element inputs by Litterfall to the soil in pine forest ecosystems. Environ Bioindic 1(2):145–156. https://doi.org/10.1080/15555270600705673

Tränkner M, Jaghdani SJ (2019) Minimum magnesium concentrations for photosynthetic efficiency in wheat and sunflower seedlings. Plant Physiol Biochem. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.09.040

Uri V, Vares A, Tullus H, Kanal A (2007) Above-ground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. Biomass Bioenergy 31(4):195–204. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.08.003

Valkonen S, Ruuska J (2003) Effect of *Betula pendula* admixture on tree growth and branch diameter in young *Pinus sylvestris* stands in southern Finland. Scandinavian J for Res 18(5):416–426. https://doi.org/10.1080/02827581.2003.9610645

Willis AJ, Yemm EW (1961) Braunton Burrows: mineral nutrient status of the dune soils. J Ecol 49:377–390

Yang Z, Luo Z (2021) Nitrogen and phosphorus distribution and relationship in soils and plants under different aged Chinese fir plantation. Forests 12(9):1271. https://doi.org/10.3390/f12091271

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Springer Nature or its licensor (e.g. a society or other partner) holds exclusive rights to this article under a publishing agreement with the author(s) or other rightsholder(s); author self-archiving of the accepted manuscript version of this article is solely governed by the terms of such publishing agreement and applicable law.

**SOIL SCIENCE ANNUAL**
2024, 75(3), 195922

https://doi.org/10.37501/soilsa/195922

BY-NC-ND

# Nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass growing on post-arable soils

Beata Rustowska[1]*, Jerzy Jonczak[1], Marek Kondras[1]

[1] Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Institute of Agriculture, Department of Soil Science, Nowoursynowska Str. 159, 02-776 Warsaw, Poland

* Corresponding author: MSc Beata Rustowska, beata_rustowska@sggw.edu.pl, ORCID iD: https://orcid.org/0000-0001-9434-862X

Received: 2024-06-13
Accepted: 2024-11-13
Published online: 2024-11-13
Associated editor: Piotr Sewerniak

**Keywords:**

Silver birch
Biogeochemical cycling
Nutrients
Bioaccumulation
Marginal soils

**Abstract**

The afforestation of former farmland is a common practice on poor-quality soils when traditional production is no longer profitable. To at least maintain, and preferably improve the health and quality of the soil, it is crucial to understand the effects of various tree species on the soil environment. Tracking nutrients, including their contents, bioavailability, bioaccumulation in the biomass, and return to the soil via litterfall is important in this regard. Although silver birch (*Betula pendula* Roth) is often implemented in afforestation, knowledge concerning its ecology is still insufficient, including the nutrient aspects. Hence, we undertook a broad study to determine the bioaccumulation of major nutrients (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn) in the biomass of silver birch trees growing on post-arable soils, representing various trophic states and degrees of deformation, under temperate climatic conditions. The study covered four stands representing varied soil textures (loamy and sandy) and ages (10 and 35 years). Samples of soil (from depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm) and biomass (fine roots, coarse roots, stemwood, bark, coarse branches, fine branches, and leaves) were collected and analyzed using standard procedures. The soils were acidic and moderately abundant in total organic carbon and N, but generally poor in the remaining elements. The elemental contents strongly varied among the birch organs, commonly reaching their highest values in the leaves, followed by the roots (N, P, K, Mg, S), bark (Mn, Cu), and branches (Ca). Iron occurred in its highest amounts in the fine roots, Zn in the bark. Among the macronutrients, the highest bioaccumulation intensity was recorded for N, followed by S, P, and Ca, while the highest intensity among the micronutrients was for Zn. Statistically significant differences were noted in several cases between the stands, in terms of individual biomass fractions and their elemental contents and bioaccumulation factors. Our results highlight the influence of soil properties and the post-arable nature of the stand on the nutrient accumulation in silver birch biomass. We found that silver birch growing on former arable soils shows an increased accumulation of some nutrients, particularly P and S. Moreover, the strong bioaccumulation of Zn and Mn by this species was confirmed.

## 1. Introduction

Human history is closely linked to progressive deforestation in many areas (Mather et al., 2000). The conversion of forest soils to cropland soils has resulted in significant changes in their properties and functions, which has affected terrestrial ecosystems and biodiversity at various scales (Bezerra et al., 2023), as well as certain global processes (Tinker et al., 1996). The loss of soil organic matter (SOM), accompanied by a deterioration in its quality, and profound changes in the soil's nutrient status and cycling are typical of the transition from forest to arable land use (Murty et al., 2002; Tolimir et al., 2020). Further changes strongly depend on the agricultural practices applied, including crop rotation, cultivation techniques, and fertilization. The impacts of these factors on the soil system have been clearly demonstrated by the results of long-term experiments (e.g., Kaiser et al., 2007; Chahal et al., 2021). Agricultural practices in the past have contributed to soil degradation in many areas and in many ways (e.g., Borrelli et al., 2017; Bednář and Šarapatka, 2018). As a result, the profitability of cultivating soils of some areas has declined considerably, leading to the abandonment of agricultural production.

Soils excluded from agricultural production are characterized by a number of specific features resulting from unsuitable agricultural practices. Compaction, low SOM content and poor SOM quality, acidification or alkalization, salinization, low nutrient contents, nutrient imbalance, and contamination with various substances are the symptoms most typical of soil degradation and reduced productivity (Prăvălie et al., 2021). A significant number of these problems concern sandy soils with natu-

© 2024 by the authors. Licensee Soil Science Society of Poland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND 4.0) license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

rally low contents of organic matter and clay minerals, these being the components responsible for the mechanisms of internal stabilization and the buffering of external factors (Šimanský et al., 2019). Afforestation is considered to be one of the most effective forms of regeneration of soils degraded by agricultural production. However, the ultimate effects of this process depend on the choice of tree species because it is well known that each species interacts with the soil in their own particular way (Augusto et al., 2002). Identifying these mechanisms is crucial for the successful restoration of degraded soils, including their properties and functions. In addition, the choice of vegetation should consider the initial state of the soil in terms of the form of degradation and the expected final effects. Tracking nutrients in plant–soil systems, including their contents in the soil, their uptake, allocation in the biomass, return to the soil via litterfall, and release during litter decomposition, provides valuable information on the effects of vegetation on the soil cover and its potential for reclamation.

Previous studies have shown that the afforestation of degraded post-arable soils brings many ecological and economic benefits (Łaska, 2014), and is generally in line with a policy promoting the sustainable management of natural resources (Sławski et al., 2020). However, the afforestation of such soils is a challenge to modern forestry due to their specific characteristics (Krawczyk, 2014), particularly considering the key objectives of that process–at least maintaining, and preferably improving, the health and quality of the soil. Being able to meet these expectations requires a detailed diagnosis of the trends and mechanisms pertaining to how individual tree species impact the soil system–its structure, properties, processes, and functions. Tracking essential nutrients, including its elemental content, their forms, bioavailability, leaching in the soil, and uptake, their bioaccumulation in the biomass, return to the soil via litterfall, and release during decomposition, can add highly valuable information to this topic.

Silver birch (*Betula pendula* Roth) is one of the tree species most often used for the afforestation of post-arable and post-industrial areas in the temperate climatic zone. Although it can usually be found on nutrient-poor sandy soils (Sutinen al., 2002; Oksanen, 2021), its tolerance to a variety of site conditions is broad. It is a species with high succession potential, characterized by its rapid growth and large seed fall (Špulák et al., 2010). Hence, it easily colonizes open spaces, such as abandoned fields, post-fire or post-industrial areas, improving site conditions for other, more demanding species. Although silver birch is widely distributed in the forests of the Northern Hemisphere, and its importance has been increasing in the forest economy over the last few decades, there is still insufficient knowledge concerning its impact on the soil system and vice versa (Jonczak et al., 2020). This also concerns nutrients–their status, cycling, and bioaccumulation in the biomass–with the available data differing and often being inconsistent.

The production of biomass in silver birch stands is considered to be large (Uri et al., 2012; Gawęda et al., 2014; Jagodziński et al., 2017), thus suggesting a high demand for soil nutrients. Although this thesis has been confirmed by several authors in relation to nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) (Ferm, 1993; Falkengren-Grerup et al., 2006), it seems to be contrary to the opinion of the high tolerance of this tree for poor site conditions. Previous studies have shown that fresh silver birch biomass is relatively rich in nutrients. However, these elemental contents are controlled by their abundance at the site, the soil characteristics, and the stand age, and they vary among the organs, commonly reaching their highest values in the leaves and rarely in the bark or fine roots (Daugaviete et al., 2015; Novák et al., 2017; Rustowska, 2022). Daugaviete et al. (2015) reported higher contents of nutrients in the biomass of silver birch growing on post-arable compared to natural soils. Among the elements, zinc (Zn) and manganese (Mn) are understood to accumulate particularly strongly in the biomass of silver birch (Dmuchowski et al., 2014; Rustowska, 2022). Studies by Hagen-Thorn et al. (2006), Aosaar et al. (2016), and Jonczak et al. (2023a) have shown that essential nutrients, including N, P, and K, are intensively translocated from the senescing leaves to the branches during the late summer and autumn, whereas some (calcium [Ca], iron [Fe], Mn, and Zn) are accumulated. Finally, the nutrient contents in silver birch litterfall are among the highest reported for broadleaved tree species (Brandtberg et al., 2004; Jonczak et al., 2023a) and much higher than for conifers (Berg and Staaf, 1987, Johansson, 1995). Hence, litterfall constitutes an important link in the biogeochemical cycling of elements in birch stands. Leaves, as a major component of litterfall, decompose rapidly (Tripathi et al., 2006; Huttunen et al., 2009). Based on previous studies, no opinion on the impact of silver birch on the nutrient status of soils is unambiguous, with both positive and negative effects having been reported.

Overall, the available literature demonstrates an increasing interest in the study of silver birch and its role in the biogeochemical cycling of elements and the transformation of soils. Hence, we undertook a broad study aimed at determining the bioaccumulation of major nutrients in the biomass of silver birch growing on soils representing various trophic statuses and degrees of deformation.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study area

The study was performed in central Poland, which, based on the Köppen–Geiger climate classification (Peel et al., 2007), resides in a cold climatic zone, characterized by warm summers and a humid continental climate. The mean annual temperature was 8.3°C and the mean annual sum of precipitation was 541.4 mm $yr^{-1}$ for the period 1951–2020 for the nearest station in Skierniewice. July was the warmest month, while January was the coldest. July was also the month with the highest sum of precipitation, while January was the lowest. Based on the thermal classification of Miętus et al. (2002), the studied year (2021) was characterized as normal, with air temperatures oscillating around the multiannual mean value. The annual sum of precipitation in 2021 amounted to 685.4 mm $yr^{-1}$, which, referring to the precipitation classification of Kaczorowska (1962) and in relation to the norm for the period 1951–2020, was categorized as humid.

In this paper, we focused on the accumulation of N, P, K, Ca, magnesium (Mg), sulfur (S), Mn, Fe, copper (Cu), and Zn in the biomass of silver birch growing on post-arable soils under temperate climatic conditions. The study covered four stands of silver birch that varied in terms of soil condition, stand age, stand density, and tree diameter at breast height (DBH). Two major sources of variability were included in the study–soil texture (sandy soils and loamy soils) and stand age (10 and 35 years old). The nutrient contents in silver birch organs (fine roots, coarse roots, stemwood, bark, coarse branches, fine branches, leaves) and in the topsoil (0–80 cm) were analyzed. The soil analysis also included several characteristics influencing the nutrient abundances and their bioavailability. All stand characteristics are included in Table 1. Stands C and D were covered by a natural succession of silver birch, while at Stands A and B planting (*without* plowing) was carried out.

### 2.2. Soil and biomass sampling

Soil and biomass samples were collected in July 2021 from 10 locations per stand. Each location represented one average tree, from which the following biomass fractions were taken: second-order roots (RII), first-order roots (RI), stemwood (S), stem bark (B), first-order branches (BrI), second-order branches (BrII), and leaves (L). The samples of stemwood and bark were collected at breast height, while the leaves were taken from the central part of the crown. The soil samples were collected from under each tree (approximately 1 m from the stem) using a 3-cm-diameter corer from soil mineral layers 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm deep. In addition, one core was taken from the central part of each stand for the purpose of describing and classifying the soil using the World Reference Base (WRB) for Soil Resources 2022 system (IUSS Working Group WRB, 2022).

### 2.3. Laboratory analysis

The soil samples were dried at room temperature and sieved through a 2.0-mm-mesh sieve. The samples were subjected to particle size distribution analysis using the mixed pipette and sieve methods and applying the U.S.D.A (Soil Survey Division Staff, 1993) classification of textural classes. The soil pH was determined using the potentiometric method in a suspension with water at a soil:water ratio of 1:2.5. The biomass samples were dried at 65°C and then milled into powder. The total organic carbon (TOC), N, and S contents were determined by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany). The P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, and Zn contents were determined by inductively coupled plasma atomic-emission spectrometry (ICP-OES, Avio 200, Perkin Elmer, USA) after microwave (Ethos Up, Milestone, Italy) digestion in 65% nitric acid.

All the analyses, except for the particle size distribution and pH, were performed in duplicate. Only pure per-analysis reagents and certified reference materials were used for instrument calibration and quality control.

### 2.4. Statistical analyses and calculations

The statistical analysis included obtaining the mean elemental contents from the soil and biomass samples along with the standard deviations (SDs). We also calculated bioaccumulation factors (BFs) based on the formula BF = element content in the biomass fraction/element content in the soil. To determine the statistically significant differences between the stands, the Kruskal–Wallis test followed by Dunn's test was applied. Relationships between variables were analyzed by principal component analysis (PCA) using Statistica 13 software.

## 3. Results

### 3.1. Basic characteristics of the soils

The studied silver birch stands were located on complexes of Cambisols (Stands A and B) and Brunic Arenosols (Stands C and D) based on forest maps. According to the WRB classification (IUSS Working Group WRB, 2022), Stands A and B were on Dystric Cambisol (Loamic, Ochric) developed from fine aeolian sediments over glacial till, whereas Stands C and D were on Eutric Cambisols and Eutric Brunic Arenosols developed on aeolian sediments overlying fluvioglacial sands. The difference in classification of the soils at Stands C and D resulted from the thickness of the silt layer. The presence of an Ap horizon in all

**Table 1**
Selected characteristics of the studied silver birch stands

| Stand name | Coordinates | Forest address | Soil reference group | Age (years) | Density (trees ha$^{-1}$) | DBH (cm) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A | N 51.7085<br>E 19.9498 | 06-02-2-09 | Dystric Cambisol (Loamic, Ochric) | 10 | 4,000 | 11.5±2.6 |
| B | N 51.7092<br>E 19.9474 | 06-02-2-07-60-C-00 | Dystric Cambisol (Loamic, Ochric) | 35 | 1,020 | 23.7±5.7 |
| C | N 51.8712<br>E 20.2980 | 06-18-1-01 | Eutric Cambisol | 10 | 3,500 | 10.7±2.4 |
| D | N 51.8768<br>E 20.3006 | 06-18-1-01 | Eutric Brunic Arenosol | 35 | 2,640 | 17.3±4.8 |

Note: Soil reference group according to the World Reference Base for Soil Resources (2022) classification.

the studied soils confirmed their post-arable character (Table 2). The soils were strongly acidic or acidic, with mean pH-$H_2O$ values of 4.8±0.1 for Stand A, 4.9±0.2 for B, 5.5±0.2 for C, and 5.3±0.4 for D, considering the 0–80-cm layer. The vertical variability in this property was low (Fig. 1). The soils were quite poor in SOM, with the highest TOC contents occurring in the 0–10-cm topsoil, and with the values being 17.2±4.5, 20.0±5.7, 11.0±3.0, and 12.9±2.0 g kg-1 for Stands A, B, C, and D, respectively. The tendency of the TOC content was to decline with depth, with the TOC content in the 40–80-cm layer being no higher than 2.7±2.1 g $kg^{-1}$ (Stand A). Statistically significant differences between the stands, both in terms of pH and TOC, were noted in several cases (Fig. 1).

### 3.2. Nutrient contents of the soils

The weighted mean nutrient contents in the 0–80-cm soil layer are presented in Table 3. Based on these, in Stands A and B, the elements occurred in the order Fe>K>Mg>Ca>N>Mn>P>S>Zn>Cu and Fe>K>Mg>Ca>N>P>Mn>S>Zn>Cu, respectively. In Stands C and D, they occurred in the order Fe>K>Ca>Mg>N>P>Mn>S>Zn>Cu and Fe>K>Ca>Mg>P>N>Mn>S>Zn>Cu, respectively. The vertical distributions of K, Mg, Fe, and Cu showed low variability, whereas N, P, Ca, S, Mn, and Zn showed a decreasing tendency with depth (Fig. 2). Statistically significant differences were frequent between the stands, especially in the macronutrients. Among these, P, Mg, and S showed the greatest variability.

**Table 2**
Particle size distribution in the studied soils

| Soil horizon | Depth (cm) | Sand (%) | Silt (%) | Clay (%) | Textural group (USDA) |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | A | | |
| A(p) | 0–20 | 69.4 | 29.2 | 1.4 | sandy loam |
| Bw | 20–42 | 60.8 | 36.0 | 3.2 | sandy loam |
| 2C | 42–150 | 93.1 | 3.7 | 3.2 | sand |
| | | | B | | |
| A(p) | 0–24 | 59.5 | 37.5 | 3.0 | sandy loam |
| Bw | 24–55 | 63.2 | 34.2 | 2.6 | sandy loam |
| 2C | 55–150 | 60.9 | 18.7 | 20.4 | sandy clay loam |
| | | | C | | |
| A(p) | 0–25 | 67.0 | 30.9 | 2.1 | sandy loam |
| Bv | 25–45 | 71.1 | 26.9 | 2.0 | sandy loam |
| C | 45–150 | 84.2 | 13.6 | 2.2 | loamy sand |
| | | | D | | |
| A(p) | 0–27 | 80.2 | 17.6 | 2.2 | loamy sand |
| Bv | 27–60 | 86.8 | 11.9 | 1.3 | sand |
| C | 60–150 | 96.0 | 3.0 | 1.0 | sand |

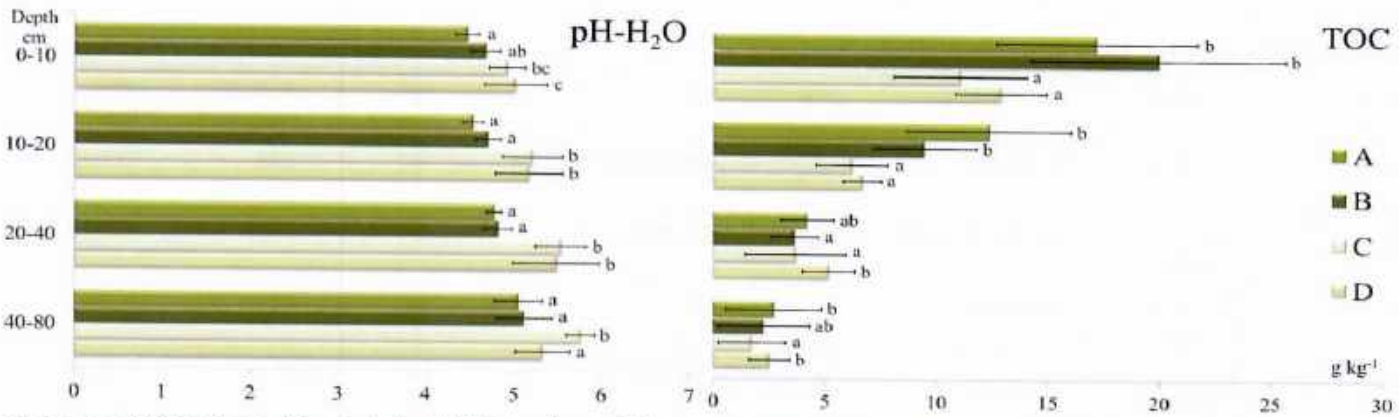



**Fig. 1.** pH and TOC contents of the studied soils (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p<0.05$ based on the Kruskal–Wallis test followed by Dunn's test)

**Table 3**
Soil weighted mean ± SD elemental contents (mg kg$^{-1}$) in the studied stands in the 0–80-cm soil layers

| Element | A | B | C | D |
|---|---|---|---|---|
| N | 428.7±55.2$^{b}$ | 436.1±90.1$^{b}$ | 327.5±67.2$^{a}$ | 338.9±63.4$^{a}$ |
| P | 195.0±23.2$^{a}$ | 305.1±41.5$^{b}$ | 178.0±35.2$^{a}$ | 361.7±34.2$^{b}$ |
| K | 1,670.5±387.9$^{b}$ | 1,880.9±338.4$^{bc}$ | 2,021.5±263.7$^{c}$ | 1,349.7±73.0$^{a}$ |
| Ca | 830.8±89.2$^{a}$ | 932.5±71.8$^{b}$ | 1,001.5±82.3$^{b}$ | 910.5±103.1$^{ab}$ |
| Mg | 939.6±211.8$^{bc}$ | 983.0±197.4$^{c}$ | 783.8±114.4$^{ab}$ | 700.4±61.6$^{a}$ |
| S | 121.4±14.4$^{c}$ | 96.3±13.6$^{b}$ | 68.0±16.2$^{a}$ | 77.1±8.4$^{a}$ |
| Fe | 5,881.1±979.6$^{b}$ | 5,638.6±838.2$^{ab}$ | 5,144.5±857.2$^{a}$ | 5,308.5±344.9$^{ab}$ |
| Mn | 214.8±52.7$^{bc}$ | 223.5±45.0$^{c}$ | 162.1±27.5$^{a}$ | 176.7±31.9$^{ab}$ |
| Cu | 7.8±1.6$^{a}$ | 7.3±0.9$^{a}$ | 9.2±1.4$^{b}$ | 10.3±1.5$^{b}$ |
| Zn | 20.0±1.6$^{b}$ | 20.1±3.1$^{b}$ | 15.8±2.0$^{a}$ | 22.0±3.7$^{b}$ |

Note: Different letters indicate statistically significant differences between the stands at a significance level of $p<0.05$ based on the Kruskal–Wallis test followed by Dunn's test.

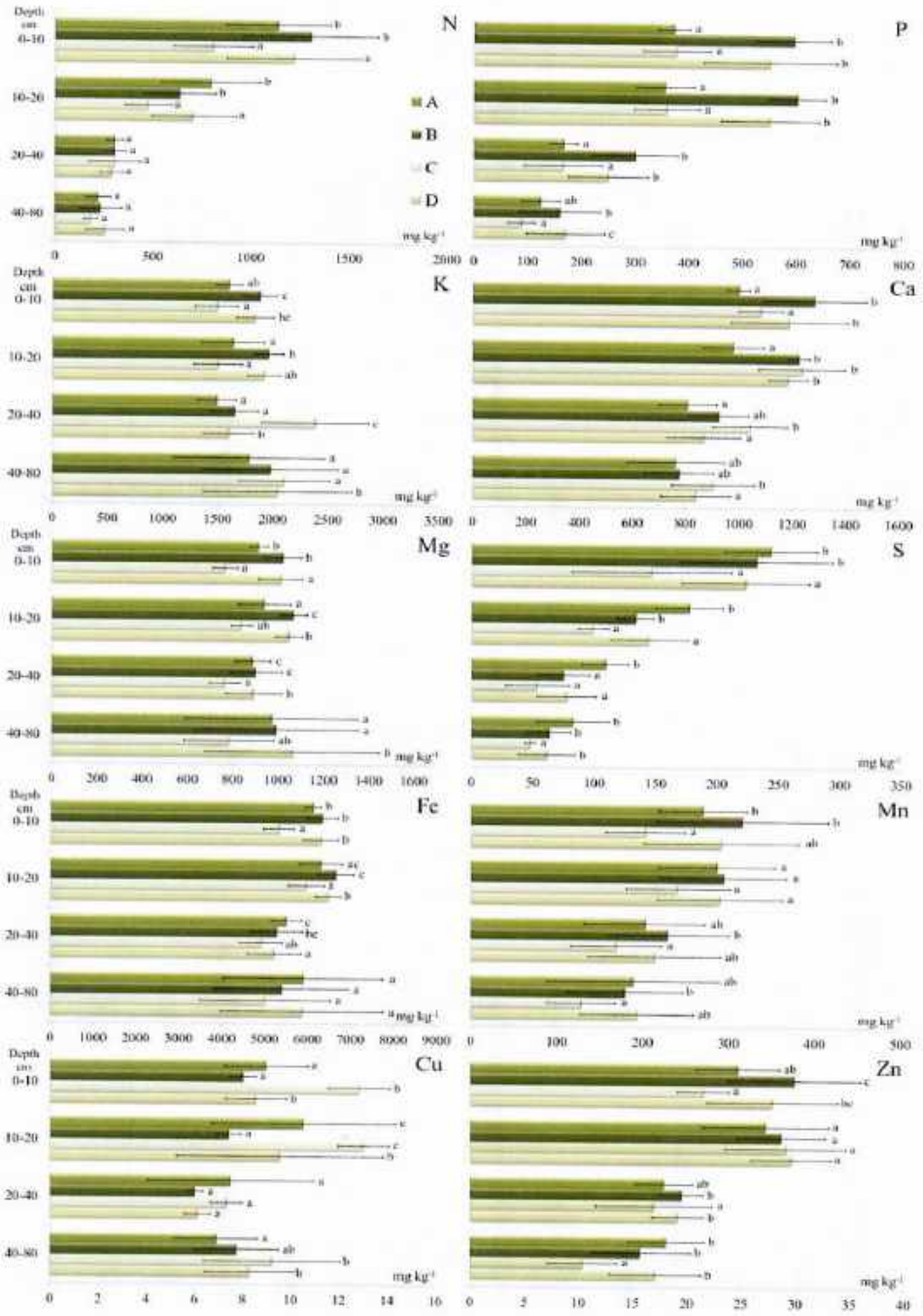



**Fig. 2.** Mean ± SD elemental content in the soils at depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p<0.05$ based on the Kruskal–Wallis test followed by Dunn's test)

### 3.3. Nutrient content in birch biomass

As shown in Fig. 3, the distribution patterns varied among the studied elements. The majority of the nutrients occurred in their highest amounts in the leaves (N, P, K, Ca, Mg, S, Mn), followed by the roots (N, P, K, Mg, S), bark (Mn, Cu), and branches (Ca). Zinc had its highest content in the leaves or bark, depending on the stand, whereas Fe was the highest in the fine roots. The stemwood was the poorest in all studied elements, but statistically significant differences in the elemental contents were observed between the stands in several cases (Fig. 3), although no specific trend could be recognized.

A PCA analysis was applied to identify sources of variability and reveal the relationships between the elements in various biomass fractions and their linkage to the soil nutrients and certain characteristics (Figs. 4–10). The observed variability was explained by two major principal components (PC1 and PC2) in 88.9%, 87.2%, 80.5%, 78.2%, 84.1%, 75.2%, and 81.3% of the cases for the RII, RI, S, B, BrI, BrII, and L biomass fractions, respectively. Several correlations were observed between the elements in the biomass fractions and the soil parameters and stand age. The soil TOC content was mostly strongly negatively correlated with the P content and positively with the S, Fe, and Mn contents. The pH-$H_2O$ was mostly positively correlated with

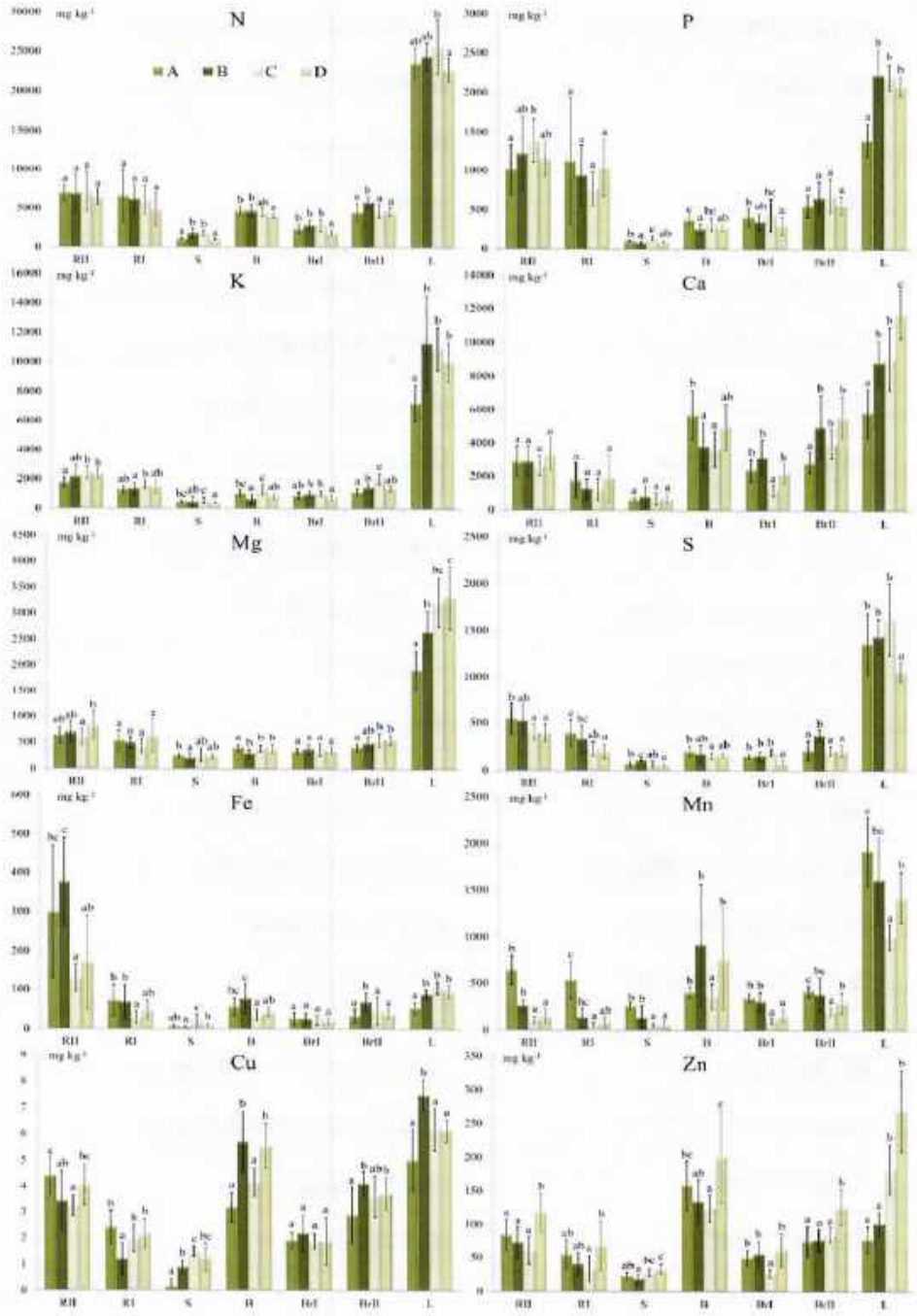



**Fig. 3.** Mean ± SD elemental content in birch biomass (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p<0.05$ based on the Kruskal–Wallis test followed by Dunn's test). RII – second-order roots, RI – first-order roots, S – stemwood, B – bark at a height ≈130 cm, BrI – first-order branches, BrII – second-order branches, and L – leaves

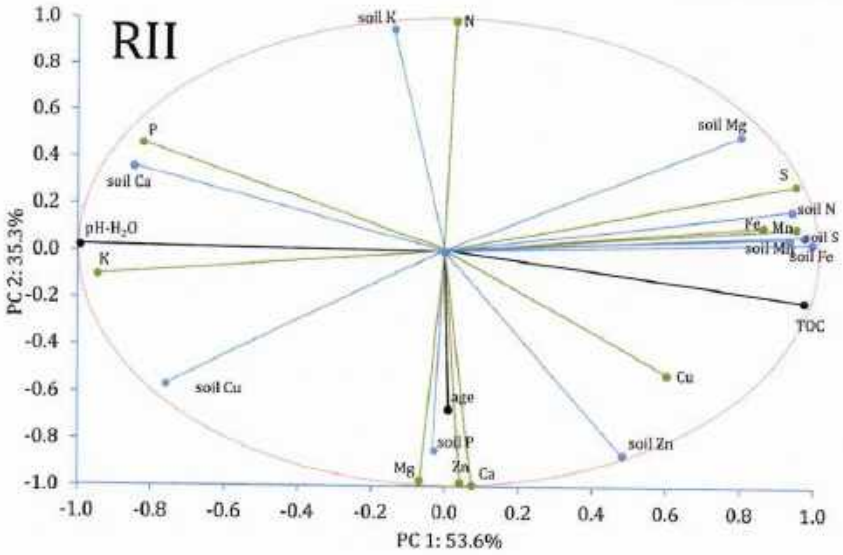



**Fig. 4.** PCA analysis for RII biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). RII – second-order roots

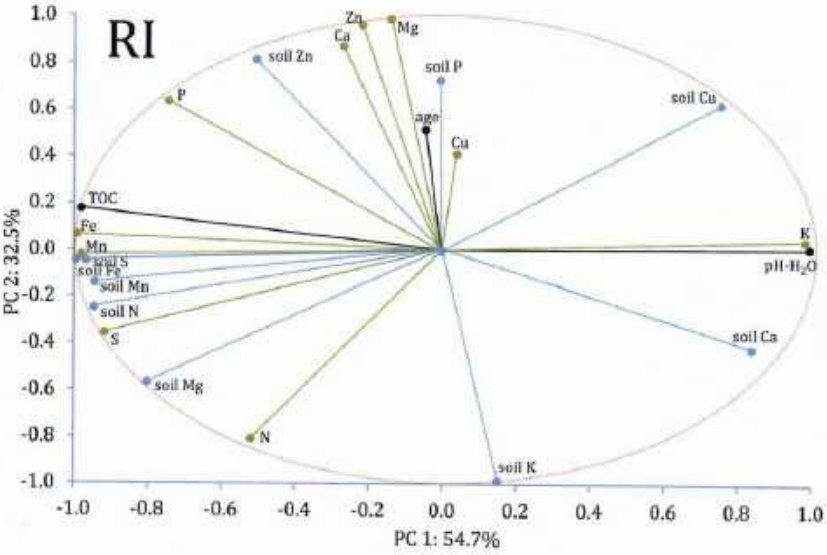



**Fig. 5.** PCA analysis for RI biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). RI – first-order roots

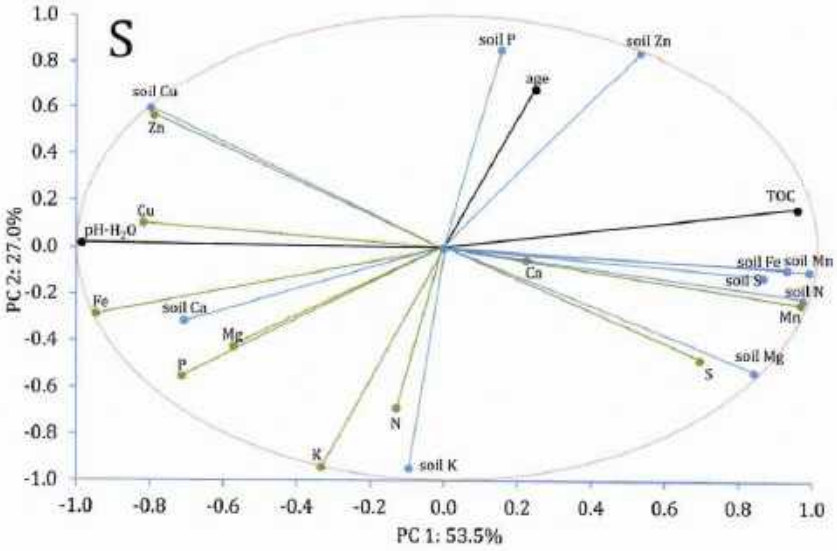



**Fig. 6.** PCA analysis for S biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). S – stemwood

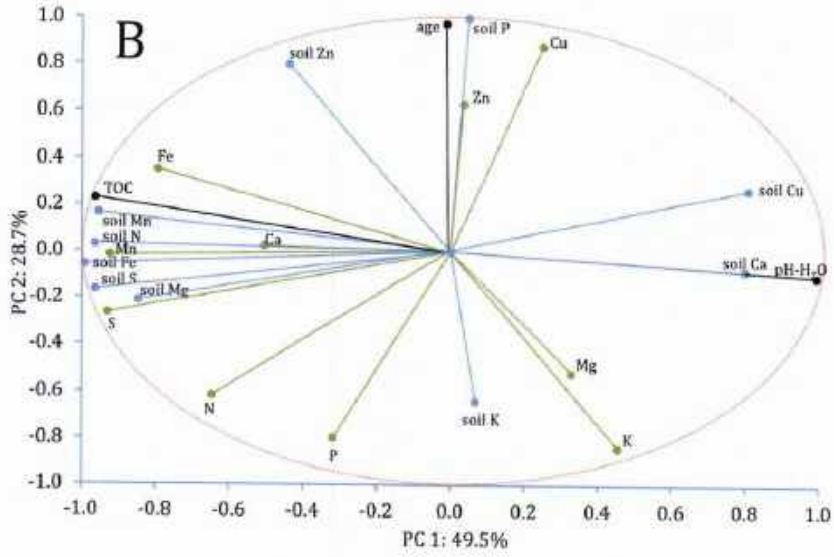



**Fig. 7.** PCA analysis for B biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). B – bark

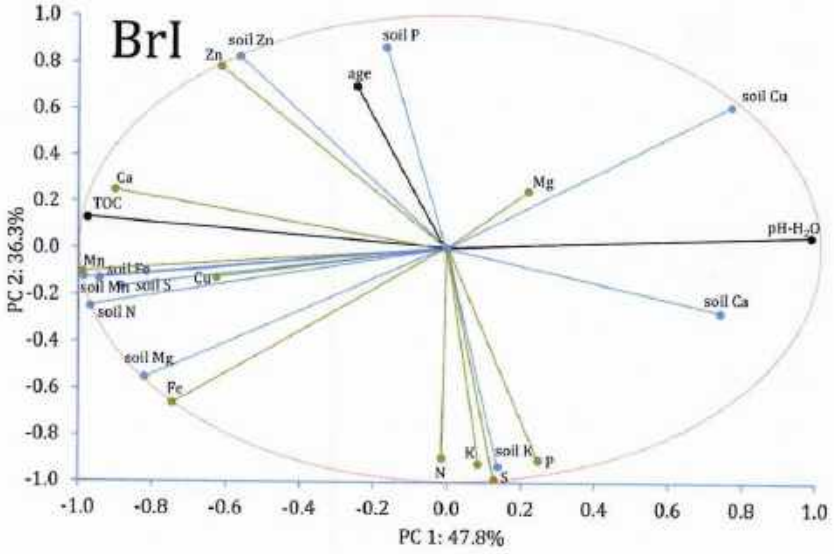



**Fig. 8.** PCA analysis for BrI biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). BrI – first-order branches

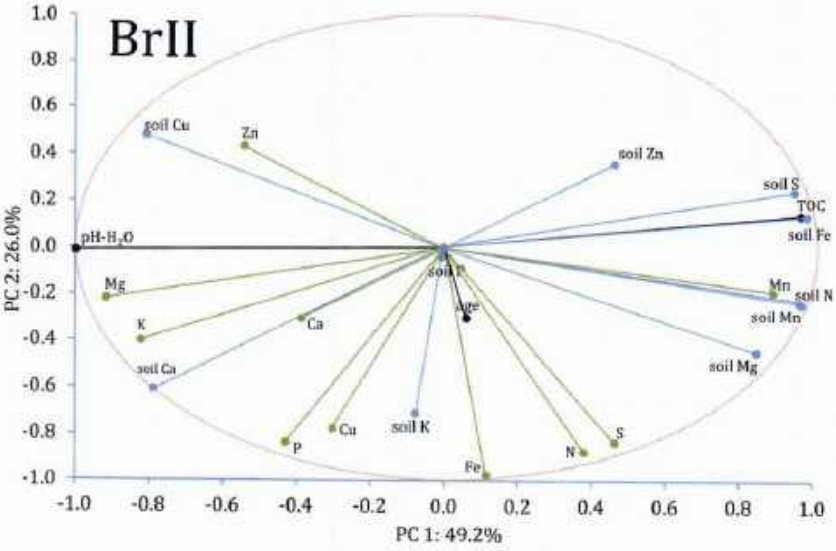



**Fig. 9.** PCA analysis for BrII biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). BrII – second-order branches

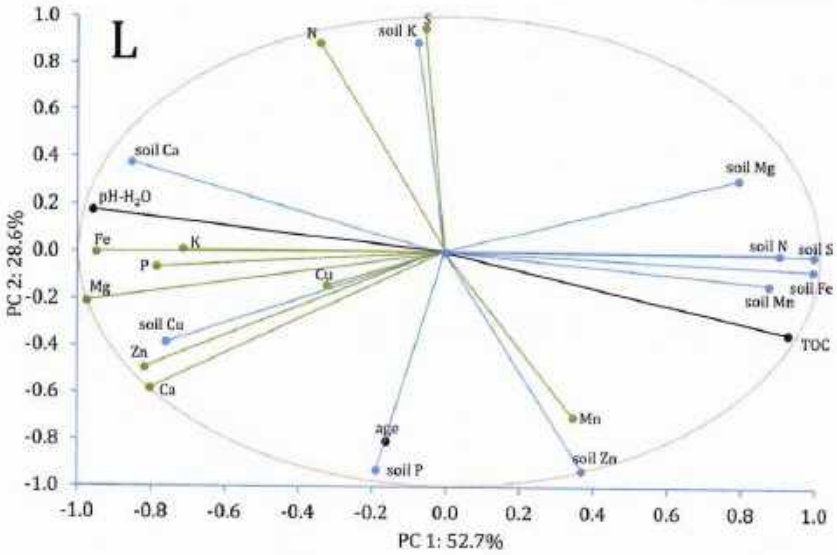



**Fig. 10.** PCA analysis for L biomass fraction and soil characteristics (green lines – biomass components/properties, blue lines – soil components/properties, gray lines – stand characteristics). L – leaves

the K contents, while negatively with Mn and S contents. Stand age was mainly strongly correlated with Ca (positively).

### 3.4. Bioaccumulation factor

The intensity of nutrient bioaccumulation was evaluated based on the BF. In all the stands, the highest BF values among the macronutrients were noted for N, and among the micronutrients for Zn (Fig. 11). The order of BF values in regard to particular elements varied (Fig. 11). In general, the highest bioaccumulation was typical of the leaves and/or bark. In most cases, the stemwood was characterized by the poorest bioaccumulation intensity of all the studied elements. The lowest BF value for the macronutrients was mainly for K, while for the micronutrients, it was Fe. Strong variation was also apparent in the occurrence of statistically significant differences, which were noted in several cases between the stands and were usually greater with regard to the macronutrients.

## 4. Discussion

The soils of the studied silver birch stands represented the typical components of the soil cover of the temperate climatic zone. The differences between the stands mainly concerned the origin of the parent material and its textural characteristics, which was reflected in the physical and chemical properties, and ultimately also the trophic status and productivity of the soils. Generally, all the soils were rather poor in quality, an so their exclusion from agricultural production was not surprising. It should be noted that we captured the present state of the soils in this study, which were only partially developed after the 10 or 35 years of impact from their planting with silver birch. Recent studies have clearly shown that silver birch negatively influences SOM (Jonczak et al., 2023b) and strongly modifies the soil microbiome (Chojnacka et al., 2023). The differences recorded between the studied soils, in terms of pH and elemental content, were generally not large, but they were statistically significant in several cases (Fig. 2). The slightly lower pH in the topsoil compared to the deeper soil zones indicated the initial phases of acidification—a process that typically occurs under forest vegetation in a percolating water regime. The lower TOC contents in the soils of C and D compared to A and B (Fig. 1) were expected, considering differences in texture—a major factor in soil aggregation and the physical protection of SOM (Le Bissonnais and Arrouays, 1997). The soil texture and SOM also strongly determine nutrient occurrences, including their stocks and bioavailability, and ultimately also their uptake and accumulation in the plant biomass (Silver et al., 2000; Gerke, 2022).

The nutrient levels in the silver birch biomass were mainly a function of the biomass fraction. The importance of soil characteristics and stand age were not fully clear. Most of the studied nutrients occurred in their highest amounts in the leaves, and their lowest in the stemwood. This observation well reflects the physiological role of these organs and the one-way solution transport from the root zone to the leaves. This is a typical observation, also noted for silver birch by Rustowska (2022), and by several other authors for other tree species. Some elements (Ca, Zn, Cu, and Zn) occurred in high amounts in the bark. This is also a typical relationship. The ability to accumulate elements in the bark has been widely applied in the bioindicative assessment of environmental contamination with trace elements (Chrabąszcz and Mróz, 2017). Phosphorus, Fe, and Cu occurred at relatively high concentrations in the fine roots. In the case of Fe, this reflects a methodological problem more than the true concentration of the element in the biomass. This is due to contamination of the roots with fine soil particles that cannot be completely removed from the sample during preparation (Hunt et al., 1999). We confirmed the finding of Hellsten et al. (2013) that nutrient concentration decreases with increasing root diameter.

Among the nutrients, N, P, and K are considered of key importance for silver birch growth, as evidenced by the studies of Ovington and Madgwick (1959), Ferm (1993), Miller (1984), and Hynynen et al. (2010). In addition, Possen et al. (2021)

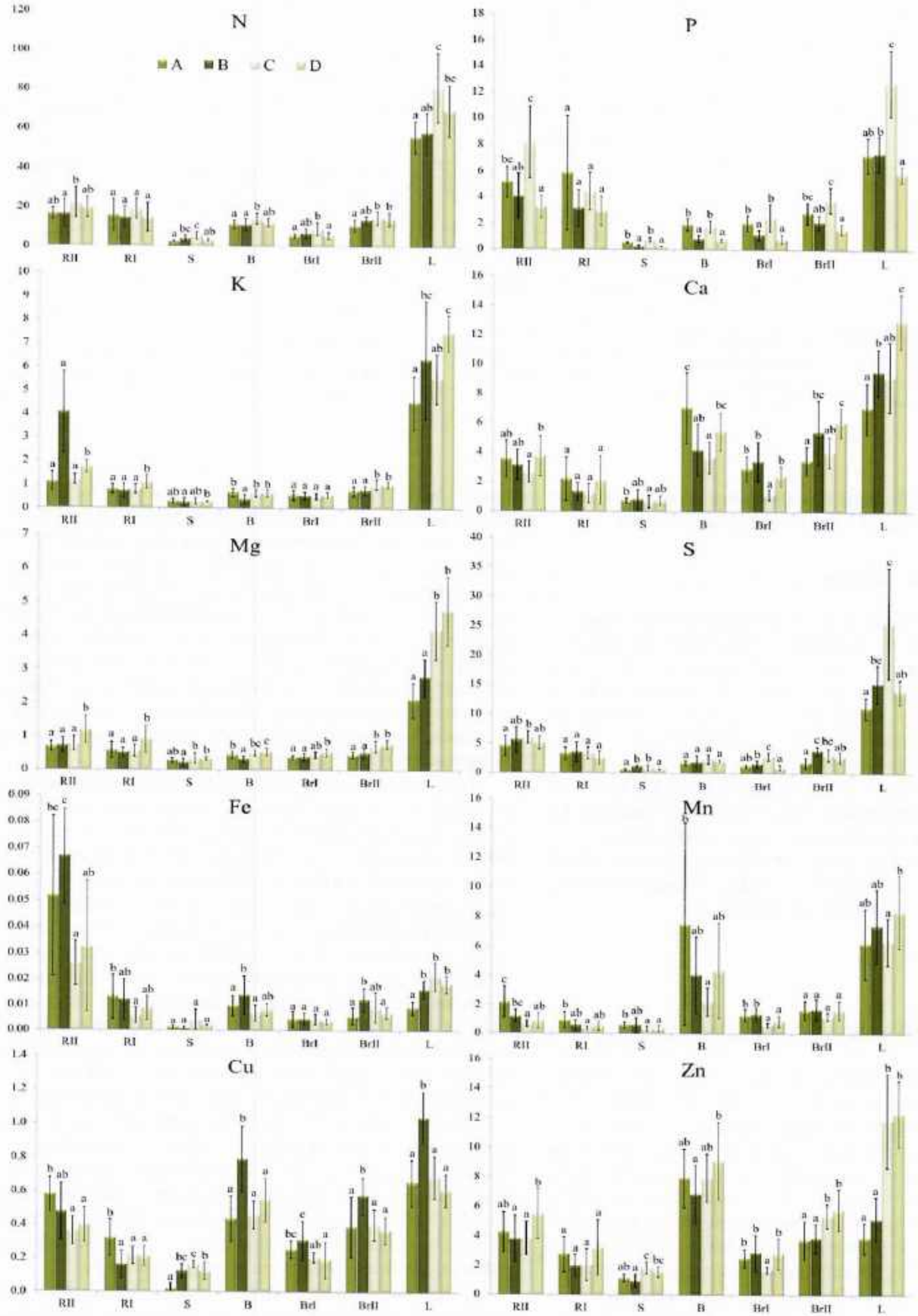



**Fig. 11.** Mean ± SD of the BFs of the studied elements (different letters indicate statistically significant differences between stands at a significance level of $p<0.05$ based on the Kruskal–Wallis test followed by Dunns's test). RII – second-order roots, RI – first-order roots, S – stemwood, B – bark at a height ≈130 cm, BrI – first-order branches, BrII – second-order branches, and L – leaves

highlighted the role of N in the adaptation of this tree to changes in climate. Jonczak et al. (2023a) stated that silver birch litterfall is relatively rich in these elements, although they are intensively translocated from the senescing leaves to the branches in autumn. The N, P, and K contents recorded in our story in the silver birch biomass were generally comparable with those reported by other authors for post-arable stands (e.g., Daugaviete et al., 2015). However, some differences were apparent when comparing them to stands representing another land-use history. For instance, lower P contents were reported by Rustowska (2022) in natural and post-fire stands on inland dunes, by Novák et al. (2017) on nutrient-poor gleyic soils, and by Hellsten et al. (2013) in Sweden. Contrastingly, Oksanen et al. (2005) noted higher P contents. The higher contents of the studied elements in the post-arable stands in this study seem to compare well to the natural contents reported in the literature, likely reflecting the effect of fertilization on the former arable fields. It might be expected that the importance of this factor would decrease over time, which seems to have been confirmed by our study. We observed higher P contents in the biomass of younger birches than older ones (Fig. 3). This observation is in line with the fact that the nutritional requirements of silver birch are greater in the early phases of growth (Miller, 1984). The differences noted between the studied stands can be partially explained by the soil pH—an important factor in nutrient bioavailability (Tuszyński, 1990). Based on our results and data in the literature, it can be assumed that the post-arable character of the stands influenced the accumulation of N, P, and K in the silver birch biomass.

Calcium and Mg are usually present in soils in amounts that exceed the nutritional demands of the vegetation. Hence, they are not translocated from senescing leaves, including in silver birch (Jonczak et al., 2023a). Although the studied stands were generally comparable in terms of the Ca and Mg contents of the soils (Table 3), some statistically significant differences were found between the biomass fractions (Fig. 3). The distribution of these elements in the leaves indicated the importance of stand age as a factor in the variability. Its role is not clear for other biomass fractions.

Sulfur cycling has been rarely studied in forest ecosystems, although it is a key micronutrient, with an interesting anthropogenic context over the last century. The element usually occurs in European forest soils in low amounts and is strongly taken up by the vegetation. Atmospheric emissions were an important source of the element in the 20th century (Oniawa and Babajide, 1993). However, due to a reduction in such emissions, S has become increasingly deficient in both forest and arable soils over the last several years (Skwierawska et al., 2016; Shukla et al., 2021). The large role of vegetation and SOM in the biogeochemical cycling of S has also been confirmed by its distribution in soil profiles. The highest concentrations have been reported for SOM-enriched horizons, with a decreasing tendency with depth being typical (Tabatabai and Bremner, 1972). This tendency was also confirmed in our study (Fig. 2). Another important factor influencing S is soil texture. Typically, S occurs in higher amounts in fine-textured soils. This tendency was also confirmed in our study (Table 3). The distribution of S in the silver birch biomass showed trends typical of the other studied nutrients, with maximum values noted in the leaves and minimum values in the stemwood. However, there is no literature data on this topic, so it is difficult to say whether the trends observed are typical.

There is more literature available on the Mn, Cu, and Zn contents in silver birch biomass, although this usually concerns industrial or urban areas and has a contamination context (Kosiorek et al., 2016; Szwalec et al., 2018; Křibek et al., 2020; Sitko et al., 2022). When comparing our data with those reported by Jonczak et al. (2023a) for stands on post-arable soils, and by Oksanen et al. (2005) and Rustowska (2022) for natural stands, the Fe, Mn, Cu, and Zn contents in the biomass were generally similar. Manganese had the highest contents, accompanied by the greatest stand-to-stand variability, among the mentioned elements (Fig. 3). The high potential for Mn accumulation is also typical of other tree species, including Scots pine and Norway maple, as evidenced by Kosiorek et al. (2016). The differences observed between the stands indicate abundance of soil (Table 3), soil texture (Table 2), and TOC content (Fig. 1) as key factors in Mn variability in silver birch biomass. In addition, it is well known that the bioavailability of elements such as Fe, Mn, Cu, and Zn is strongly controlled by soil pH (Gębski, 1998; Gupta et al., 2019).

The BF has commonly been applied as a measure of the intensity of the bioaccumulation of chemical elements in plant organs (e.g., Jonczak and Parzych, 2018; Rustowska, 2022; Yan et al., 2023). This factor has interpretative value in the context of both plant nutrition and environmental contamination. Based on the BF, we can state that the silver birch in the studied stands had a sufficient supply of the majority of nutrients (Fig. 11), particularly N. High BF values for N are typical of forest vegetation due to its intensive uptake and low content in the soil. The major nutrients in our study had BF values comparable to those reported by Rustowska (2022) in silver birch stands growing on post-fire soils. Regarding the micronutrients, typically high BF values were noted for Mn and Zn, which accords with the findings of Gallagher et al. (2008), Dmuchowski et al. (2014), Szwalec et al. (2018), and Desai et al. (2019). The high bioaccumulative potential of silver birch with respect to these elements can be highlighted by comparison with other tree genera, including Avicennia and Rhizopora (Takarina and Pin, 2017), and the 11 pine species studied by Jonczak et al. (2021). In our study, we additionally assumed that nutrient accumulation would also controlled by silver birch age because several previous studies have indicated the importance of this factor (e.g., Alifragis et al., 2001; Rosenvald et al., 2013; Rodríguez-Soalleiro et al., 2018). While significant differences in the content of some elements (mainly K, Cu, and Zn) have been observed between stands differing in age, the trends are not clear.

## 5. Conclusions

The results of this study highlight the complexity of nutrient bioaccumulation in silver birch biomass and the linkage of the process with the site characteristics, including soil texture, pH, SOM content, and nutrient abundance. The influence of the post-agricultural history on the stands appeared to be marked, but this history's role should be considered in the context of an indirect effect, as a factor shaping the physical and chemical

characteristics of the soils. The role of stand age, as a factor influencing the bioaccumulation of nutrients in the biomass of silver birch growing on post-arable soils, was not fully revealed by our study. The elements showed strongly uneven distributions in the organs, reflecting their physiological roles and the one-way solution transport from the fine roots to the leaves. Typically, the leaves were the richest in most of the studied elements, followed by the roots (N, P, K, Mg, and S), bark (Mn and Cu), and branches (Ca). Based on our results, we can state that silver birch strongly accumulates N and P, these being deficient nutrients in forest ecosystems. This supports previous reports. Another typical observation was the strong bioaccumulation of Mn and Zn, which confirms the opinion of the studied tree species as being good accumulators of these elements.

Overall, our findings contribute to a more comprehensive understanding of the ecology of silver birch, with particular emphasis on its functioning on post-arable soils. However, our knowledge on this issue is still far from complete, albeit these results have the potential to be applied in the development of forestry practices for post-arable sites characterized by a number of specific features resulting from their history.

## References

Alifragis, D., Smiris, P., Maris, F., Kavvadias, V., Konstantinidou, E., Stamou, N., 2001. The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. Forest Ecology and Management 141(3), 259–269. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00334-0

Aosaar, J., Mander, Ü., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Maddison, M., Uri, V., 2016. Biomass production and nitrogen balance of naturally afforested silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand in Estonia. Silva Fennica 50(4), 1–19. http://dx.doi.org/10.14214/sf.1628

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A., 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science 59, 233–253. https://doi.org/10.1051/forest:2002020

Bednář, M., Šarapatka, B., 2018. Relationships between physical-geographical factors and soil degradation on agricultural land. Environmental Research 164, 660–668. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.042

Berg, B., Staaf, H., 1987. Release of nutrients from decomposing white birch and Scots pine needle litter. Pedobiologia 30(1), 55–63.

Bezerra, J.S., Arroyo-Rodríguez, V., Dupuy-Rada, J.M., Leal, I.R., Tabarelli, M., 2023. Negative impact of slash-and-burn agriculture on the seed rain in a tropical dry forest. Forest Ecology and Management 531, 120821. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120821

Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Panagos, P., 2017. A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach. Land Degradation and Development 28(1), 335–344. https://doi.org/10.1002/ldr.2588

Brandtberg, P.O., Bengtsson, J., Lundkvist, H., 2004. Distributions of the capacity to take up nutrients by *Betula* spp. and *Picea abies* in mixed stands. Forest Ecology and Management 198, 193–208. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.012

Chahal, I., Hooker, D.C., Deen, B., Janovicek, K., Van Eerd, L.L., 2021. Long-term effects of crop rotation, tillage, and fertilizer nitrogen on soil health indicators and crop productivity in a temperate climate. Soil and Tillage Research 213, 105121. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105121

Chojnacka, A., Jonczak, J., Oktaba, L., Pawłowicz, E., Regulska, E., Słowińska, S., Olejniczak, I., Oktaba, J., Kruczkowska, B., Jankiewicz, U., 2023. Dynamics of fungal community structure in silver birch (*Betula pendula* Roth) succession chronosequence on poor-quality post-arable soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 342, 108225. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108225

Chrabąszcz, M., Mróz, L., 2017. Tree bark, a valuable source of information on air quality. Polish Journal of Environmental Studies 26(2), 453–466. https://doi.org/10.15244/pjoes/65908

Daugaviete, M., Korica, A.M., Silins, I., Barsevskis, A., Bardulis, A., Bardule, A., Spalvis, K., Daugavietis, M., 2015. The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. Journal of Environmental Engineering and Science B4, 177–189. https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.04.002

Desai, M., Haigh, M., Walkington, H., 2019. Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. Science of The Total Environment, 656, 670–680. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.327

Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Brągoszewska, P., Baczewska, A.H., Suwara, I., 2014. Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). Ecological Engineering 71, 32–35. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.053

Falkengren-Grerup, U., Brink, D.-J., Brunet, J., 2006. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils. Forest Ecology and Management 225(1–3), 74–81. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027

Ferm, A., 1993. Birch production and utilization for energy. Biomass Bioenergy 4(6), 391–404. https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90061-8

Gallagher, F.J., Pechmann, I., Bogden, J.D., Grabosky, J., Weis, P., 2008. Soil metal concentrations and vegetative assemblage structure in an urban brownfield. Environmental Pollution 153, 351–361. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.011

Gawęda, T., Małek, S., Zasada, M., Jagodziński, A., 2014. Allocation of elements in a chronosequence of silver birch afforested on former agricultural lands. Drewno 57, 107–117. https://doi.org/10.12841/wood.1644-3985.S06.07

Gębski, M., 1998. Czynniki glebowe oraz nawozowe wpływające na przyswajalność metali ciężkich przez rośliny. Postępy Nauk Rolniczych 5, 3–16.

Gerke, J., 2022. The central role of soil organic matter in soil fertility and carbon storage. Soil Systems 6, 33. https://doi.org/10.3390/soilsystems6020033

Gupta, N., Yadav, K.K., Vinit, K., Kumar, S., Chadd, R.P., Kumar, A., 2019. Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration – a review. Science of The Total Environment 651, 2927–2942. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.047

Hagen-Thorn, A., Varnagiryte, I., Nihlgård, B., Armolaitis, K., 2006. Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. Forest Ecology and Management 228, 33–39. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.021

Hellsten, S., Helmisaari, H-S., Melin, Y., Skovsgaard, J.P., Kaakinen, S., Kukkola, M., Akselsson, C., 2013. Nutrient concentrations in stumps and coarse roots of Norway spruce, Scots pine and silver birch in Sweden, Finland and Denmark. Forest Ecology and Management 290, 40–48. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.017

Hunt, H.W., Reuss, D.E., Elliott, E.T., 1999. Correcting estimates of root chemical composition for soil contamination. Ecology 80(2), 702–707. https://doi.org/10.2307/176645

Huttunen, L., Aphalo, P.J., Lehto, T., Niemela, P., Kuokkanen, K., Kelloma, S., 2009. Effects of elevated temperature, elevated $CO_2$ and fertilization on quality and subsequent decomposition of silver birch leaf litter. Soil Biology and Biochemistry 41, 2414–2421. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.014

Hynynen, J., Niemisto, P., Vihera-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., Velling, P., 2010. Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. Forestry 83(1), 103–119. https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035

IUSS Working Group WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

Jagodziński, A.M., Zasada, M., Bronisz, K., Bronisz, A., Bijak, S., 2017. Biomass conversion and expansion factors for a chronosequence of young naturally regenerated silver birch (*Betula pendula* Roth) stands growing on post-agricultural sites. Forest Ecology and Management 384, 208–220. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.051

Johansson, M.B., 1995. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests. Forestry 68, 49–62. https://doi.org/10.1093/forestry/68.1.49

Jonczak, J., Parzych, A., 2018. Bioaccumulation of macronutrients in herbaceous plants of the Sławno glaciolacustrine plain, northern Poland. Acta Fytotechnica et Zootechnica 21(2), 44–51. https://doi.org/10.15414/afz.2018.21.02.44-51

Jonczak, J., Jankiewicz, U., Kondras, M., Kruczkowska, B., Oktaba, L., Oktaba, J., Olejniczak, I., Pawłowicz, E., Polláková, N., Raab, T., Regulska, E., Słowińska, S., Sut-Lohmann, M., 2020. The influence of birch trees (*Betula* spp.) on soil environment – A review. Forest Ecology and Management 477, 118486. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118486

Jonczak, J., Sut-Lohmann, M., Polláková, N., Parzych, A., Šimanský, V., Donovan, S., 2021. Bioaccumulation of potentially toxic elements by the needles of eleven pine species in low polluted area. Water, Air, and Soil Pollution 232(1). https://doi.org/10.1007/s11270-020-04959-3

Jonczak, J., Oktaba, L., Chojnacka, A., Pawłowicz, E., Kruczkowska, B., Oktaba, J., Słowińska, S., 2023a. Nutrient fluxes via litterfall in silver birch (*Betula pendula* Roth) stands growing on post-arable soils. European Journal of Forest Research 142, 981–996. https://doi.org/10.1007/s10342-023-01569-6.

Jonczak, J., Oktaba, L., Pawłowicz, E., Chojnacka, A., Regulska, E., Słowińska, S., Olejniczak, I., Oktaba, J., Kruczkowska, B., Kondras, M., Jankiewicz, U., Wójcik-Gront, E., 2023b. Soil organic matter transformation influenced by silver birch (*Betula pendula* Roth) succession on abandoned from agricultural production sandy soil. European Journal of Forest Research 142, 367–379. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01527-8

Kaczorowska, Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Przegląd Geograficzny IG PAN, Nr 33, ss. 112. (in Polish)

Kaiser, M., Ellerbrock, R.H., Gerke, H.H., 2007. Long-term effects of crop rotation and fertilization on soil organic matter composition. European Journal of Soil Science 58(6), 1460-1470. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00950.x

Kosiorek, M., Modrzewska, B., Wyszkowski, M., 2016. Levels of selected trace elements in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* L.), and Norway maple (*Acer platanoides* L.) in an urbanized environment. Environmental Monitoring and Assessment 188, 598. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5600-0

Krawczyk, R., 2014. Afforestation and secondary succession. Forest Research Papers 75(4), 423–427.

Křibek, B., Míková, J., Knésl, I., Mihaljevič, M., Sýkorová, I., 2020. Uptake of trace elements and isotope fractionation of Cu and Zn by birch (*Betula pendula*) growing on mineralized coal waste pile. Applied Geochemistry 122, 104741. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.10474

Łaska, G., 2014. Ecological consequences of deforestation and afforestation on a post-arable land: Changes in the composition and structure of plant communities and transformations of oak-hornbeam habitats and soil. Ecological Questions 20, 9–21. http://dx.doi.org/10.12775/EQ.2014.012

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. European Journal of Soil Science 48, 39–48.

Mather, A.S., Needle, C.L., 2000. The relationships of population and forest trends. The Geographical Journal 166(1), 2–13.

Miętus, M., Owczarek, M., Filipiak, J., 2002. Warunki termiczne na obszarze Wybrzeża i Pomorza w świetle wybranych klasyfikacji. Materiały Badawcze IMGW, seria Meteorologia, 36, ss. 56. (in Polish)

Miller, H.G., 1984. Nutrient cycles in birch woods. Proc Roy Soc Edinb, 853, 83–96.

Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. Global Change Biology 8(2), 105–123. https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x

Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., Slodičák, M., 2017. Nutrient content in silver birch biomass on nutrient-poor, gleyic sites. Zprávy Lesnického Výzkumu 62(3), 135–141.

Oksanen, E., Riikonen, J., Kaakinen, S., Holopainen, T., Vapaavuori, E., 2005. Structural characteristics and chemical composition of birch (*Betula pendula*) leaves are modified by increasing $CO_2$ and ozone. Global Change Biology 11, 732–748. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00938.x

Oksanen, E., 2021. Birch as a model species for the acclimation and adaptation of northern forest ecosystem to changing environment. Frontiers in Forests and Global Change 4, 682512. https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.682512

Oniawa, P.C., Babajide, A.O., 1993. Sulphate-sulphur levels of topsoils related to atmospheric dioxide pollution. Environmental Monitoring and Assessment 25, 141–148. https://doi.org/10.1007/BF00549135

Ovington, J.D., Madgwick, H.A.I., 1959. The growth and composition of natural stands of birch. 2. The uptake of mineral nutrients. Plant and Soil 10, 389–400. https://doi.org/10.1007/BF01666212

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences 11, 1633–1644. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130

Possen, B.J.H.M., Rousi, M., Keski-Saari, S., Silfver, T., Kontunen-Soppela, S., Oksanen, E., Mikola, J., 2021. New evidence for the importance of soil nitrogen on the survival and adaptation of silver birch to climate warming. Ecosphere 12(5), e03520. https://doi.org/10.1002/ecs2.3520

Prăvălie, R., Patriche, C., Borrelli, P., Panagos, P., Roșca, B., Dumitrașcu, M., Nita, I-A., Săvulescu, I., Birsan, M-V., Bandoc, G., 2021. Arable lands under the pressure of multiple land degradation processes. A global perspective. Environmental Research 194, 110697. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110697

Rodríguez-Soalleiro, R., Eimil-Fraga, C., Gómez-García, E., García-Villabrille, J.D., Rojo-Alboreca, A., Muñoz, F., Oliveira, N., Sixto, H., Pérez-Cruzado, C., 2018. Exploring the factors affecting carbon and nutrient concentrations in tree biomass components in natural forests, forest plantations and short rotation forestry. Forest Ecosystems 5, 35. https://doi.org/10.1186/s40663-018-0154-y

Rosenvald, K., Ostonen, I., Uri, V., Varik, M., Tedersoo, L., Lõhmus, K., 2013. Tree age effect on fine-root and leaf morphology in a silver birch forest chronosequence. European Journal of Forest Research 32, 219–230. https://doi.org/10.1007/s10342-012-0669-7

Rustowska, B., 2022. Long-term wildfire effect on nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. Soil Science Annual 73, 149943. https://doi.org/10.37501/soilsa/149943

Shukla, A.K., Behera, S.K., Prakash, C., Tripathi, A., Patra, A.K., Dwivedi, B.S., Trivedi, V., Rao, Ch.S., Chaudhari, S.K., Das, S., Singh, A.K., 2021. Deficiency of phyto-available sulphur, zinc, boron, iron, copper and manganese in soils of India. Scientific Reports 11, 19760. https://doi.org/10.1038/s41598-021-99040-2

Silver, W., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M., Cosme, R., 2000. Effects of Soil Texture on Belowground Carbon and Nutrient Storage in a Lowland Amazonian Forest Ecosystem. Ecosystems 3, 193–209. https://doi.org/10.1007/s100210000019

Šimanský, V., Juriga, M., Jonczak, J., Uzarowicz, Ł., Stępień, W., 2019. How relationships between soil organic matter parameters and soil

structure characteristics are affected by the long-term fertilization of a sandy soil. Geoderma 342, 75–84.

Sitko, K., Opała-Owczarek, M., Jemioła, G., Gieroń, Z., Szopiński, M., Owczarek, P., Rudnicka, M., Małkowski, E., 2022. Effect of drought and heavy metal contamination on growth and photosynthesis of silver birch trees growing on post-industrial heaps. Cells 11, 53. https://doi.org/10.3390/cells11010053

Skwierawska, M., Benedycka, Z., Jankowski, K., Skwierawski, A., 2016. Sulphur as a fertiliser component determining crop yield and quality. Journal of Elementology 21(2), 609–623. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.3.992

Sławski, M., Tarabuła, T., Sławska, M., 2020. Does the enrichment of post-arable soil with organic matter stimulate forest ecosystem restoration–A view from the perspective of three decades after the afforestation of farmland. Forest Ecology and Management 478, 118525. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118525

Soil Survey Division Staff, 1993. Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook, p. 18.

Špulák, O., Souček, J., Bartoš, J., Kacálek, D., 2010. Potential of young stands with birch dominance established by succession on abandoned agricultural land. Forest Research Reports 55(3), 165–170.

Sutinen, R., Teirilä, A., Pänttäjä, M., Sutinen, M.-L., 2002. Distribution and diversity of tree species withrespect to soil electrical characteristics in Finnish Lapland. Canadian Journal of Forest Research 32, 1158–1170.

Szwalec, A., Lasota, A., Kędzior, R., Mundała, P., 2018. Variation in heavy metal content in plants growing on a zinc and lead tailings dump. Applied Ecology and Environmental Research 16(4), 5081–5094. https://doi.org/10.15666/aeer/1604_50815094

Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1972. Distribution of total and available sulfur in selected soils and soil profiles. Agronomy Journal 64(1), 40–44. https://doi.org/10.2134/agronj1972.00021962006400010013x

Takarina, N.D., Pin, T.G., 2017. Bioconcentration Factor (BCF) and Translocation Factor (TF) of Heavy Metals in Mangrove Trees of Blanakan Fish Farm. Makara Journal of Science 21(2). https://doi.org/10.7454/mss.v21i2.7308

Tinker, P.B., Ingram, J.S.I., Struwe, S., 1996. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. Agriculture, Ecosystems and Environment 58(1), 13–22. https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00651-6

Tolimir, M., Kresović, B., Životić, L., Dragović, S., Dragović, R., Sredojević, Z., Gajić, B., 2020. The conversion of forestland into agricultural land without appropriate measures to conserve SOM leads to the degradation of physical and rheological soil properties. Scientific Reports 10, 13668. https://doi.org/10.1038/s41598-020-70464-6

Tripathi, S.K., Sumida, A., Shibata, H., Ono, K., Uemura, S., Kodama, Y., Hara, T., 2006. Leaf litterfall and decomposition of different above- and belowground parts of birch (*Betula ermanii*) trees and dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*) shrubs in a young secondary forest in Northern Japan. Biology and Fertility of Soils 43, 237–246. https://doi.org/10.1007/s00374-006-0100-y

Tuszyński, M., 1990. Properties of post-agricultural soils and forest economy. Sylwan 134, 41–49.

Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., Lõhmus, K., 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch forest chronosequence. Forest Ecology and Management 267, 112–126. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.033

Yan, Q., Fang, H., Wang, D., Xiao, X., Deng, T., Li, X., Wei, F., Liu, J., Lin, C., 2023. Transfer and transformation characteristics of Zn and Cd in soil-rotation plant (*Brassica napus* L and *Oryza sativa* L) system and its influencing factors. Scientific Reports 13, 7393. https://doi.org/10.1038/s41598-023-34377-4

## Rozmieszczenie składników odżywczych w biomasie brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth) porastającej gleby porolne

### Słowa kluczowe

Brzoza brodawkowata
Obieg biogeochemiczny
Składniki pokarmowe
Bioakumulacja
Gleby marginalne

### Abstrakt

Zalesianie dawnych gruntów rolnych jest powszechną praktyką na glebach niskiej jakości, gdy tradycyjna produkcja nie jest już opłacalna. Aby przynajmniej utrzymać, a najlepiej poprawić zdrowie i jakość gleby, kluczowe jest zrozumienie wpływu różnych gatunków drzew na środowisko glebowe. Śledzenie składników odżywczych, w tym ich zawartości, biodostępności, bioakumulacji w biomasie i powrotu do gleby poprzez opad ściółki, jest ważne w tym zakresie. Chociaż brzoza brodawkowata jest często stosowana w zalesieniach, wiedza na temat jej ekologii, w tym kwestia składników odżywczych, jest wciąż niewystarczająca. W związku z tym podjęliśmy szeroko zakrojone badania w celu określenia bioakumulacji głównych składników odżywczych (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn) w biomasie brzozy brodawkowatej rosnącej na glebach porolnych, reprezentujących różne stany troficzne i stopnie deformacji, w umiarkowanych warunkach klimatycznych. Badaniami objęto cztery drzewostany reprezentujące różne tekstury gleb (gliniaste i piaszczyste) oraz wiek (10 i 35 lat). Próbki gleby (z głębokości 0–10, 10–20, 20–40 i 40–80 cm) i biomasy (drobne korzenie, grube korzenie, drewno pnia, kora, grube gałęzie, drobne gałęzie i liście) zostały zebrane i przeanalizowane przy użyciu standardowych procedur. Gleby były kwaśne i umiarkowanie zasobne w całkowity węgiel organiczny i N, ale ogólnie ubogie w pozostałe pierwiastki. Zawartość pierwiastków była silnie zróżnicowana między organami brzozy, osiągając najwyższe wartości w liściach, a następnie w korzeniach (N, P, K, Mg, S), korze (Mn, Cu) i gałęziach (Ca). Żelazo występowało w największych ilościach w drobnych korzeniach, Zn w korze. Wśród makroskładników najwyższą intensywność bioakumulacji odnotowano dla N, a następnie S, P i Ca, podczas gdy najwyższą intensywność wśród mikroelementów odnotowano dla Zn. Statystycznie istotne różnice odnotowano w kilku przypadkach między drzewostanami, pod względem poszczególnych frakcji biomasy i ich zawartości pierwiastków oraz współczynników bioakumulacji. Uzyskane przez nas wyniki wskazują na wpływ właściwości gleby oraz porolnego charakteru stanowiska na akumulację składników pokarmowych w biomasie brzozy brodawkowatej. Stwierdzono, że brzoza brodawkowata rosnąca na glebach porolnych wykazuje zwiększoną akumulację niektórych składników pokarmowych, zwłaszcza P i S. Ponadto potwierdzono silną bioakumulację Zn i Mn przez ten gatunek.

Warszawa, 15.09.2025 r.

mgr inż. Beata Rustowska
beata_rustowska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Kondras, M., 2024. Nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass growing on post-arable soils. Soil Science Annual 75(3), 195922, mój udział w jej powstaniu polegał na przygotowaniu koncepcji, gromadzeniu i zestawiania danych, ich analizie i interpretacji, napisaniu artykułu oraz zatwierdzenia ostatecznej wersji artykułu. Udział procentowy szacuję na 60%.

Podpis

Beata Rustowska

Warszawa, 15.09.2025 r.

dr hab. Jerzy Jonczak, prof. SGGW
jerzy_jonczak@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Kondras, M., 2024. Nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass growing on post-arable soils. Soil Science Annual 75(3), 195922, mój udział w jej powstaniu polegał na gromadzeniu danych, krytycznym zrecenzowaniu artykułu i zatwierdzeniu jego ostatecznej wersji. Udział procentowy szacuję na 20%.

Podpis

Warszawa, 29.07.2025 r.

dr inż. Marek Kondras
marek_kondras@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Kondras, M., 2024. Nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass growing on post-arable soils. *Soil Science Annual* 75(3), 195922, mój udział w jej powstaniu polegał na zestawianiu danych i zatwierdzeniu ostatecznej wersji artykułu. Udział procentowy szacuję na 20%.

Podpis

**SOIL SCIENCE ANNUAL**
2022, 73(2), 149943

https://doi.org/10.37501/soilsa/149943

BY-NC-ND

# Long-term wildfire effect on nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass

Beata Rustowska[1]*

[1] Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Institute of Agriculture, Department of Soil Science, Nowoursynowska Str. 159, 02-776 Warsaw, Poland

* MSc Beata Rustowska, beata_rustowska@sggw.edu.pl, ORCID iD: 0000-0001-9434-862X

Received: 2022-02-23
Accepted: 2022-05-10
Published online: 2022-05-10
Associated editor: J. Antonkiewicz

**Keywords:**

Silver birch
Wildfires
Nutrient cycling
Bioaccumulation

**Abstract**

This study aimed to evaluate the long-term effects of wildfire on nutrient distribution in a silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. Two stands (post-fire and control) of the same age (27 years) were studied in the Cierpiszewo Forest District (central Poland). The stands were located on Brunic Arenosols developed from aeolian sands. The soil and birches were sampled in 10 replicates per stand. The soil samples were taken from depths of 0–10, 10–20, 20–40 and 20–40 cm using a corer. Samples of fine roots, coarse roots, stemwood, stem bark, coarse branches, fine branches and leaves were taken from the trees. The basic soil characteristics were determined using standard procedures. In addition, the carbon (C), nitrogen (N), sulfur (S), phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu) and zinc (Zn) contents were analyzed in the soil and biomass samples. The soils were strongly acidic and poor in the studied elements. The nutrient content in the biomass varied strongly among the organs. The most abundant elemental contents were usually in the leaves, followed by the fine roots and fine branches or bark. The lowest nutrient contents occurred in the stemwood. Statistically significant differences were recorded between the post-fire and control stands for some elements. There were higher P, K and Zn contents in most of the biomass fractions in the post-fire stand, as well as Mg and Mn in the roots and stemwood. The control stand had mostly higher contents of N and Ca. The effects of fire on the Fe and Cu accumulations varied among the organs and was not clear for S. Generally, birch showed the highest bioaccumulation intensity for N and the lowest for Fe. Among all the studied nutrients, the bioaccumulation factors were usually the highest in the leaves and the lowest in the stemwood. It can be concluded that fire is an important factor in influencing nutrient management in silver birch stands, even a few decades after its occurrence.

## 1. Introduction

Wildfire is both a natural and human-induced phenomenon that strongly influences the functioning of terrestrial ecosystems, particularly forests and other associations of permanent vegetation. The effects of fire depend on its severity, duration, and dynamics, and they influence ecosystem structure, and ecological processes and functions (Lobert and Warnatz, 1993; Johnson and Miyanishi, 2001; Adams, 2013). The loss of biodiversity and the simplification of feedbacks between ecosystem components are typical direct effects in areas affected by fire (Syaufina et al., 2018). However, such areas then become specific ecological niches that enable the dispersal of new species of plants and animals. Thus fire constitutes an important factor in ecosystem instability and evolution (Kutiel, 1997; Orgeas and Andersen, 2001; Pyne, 2010).

Wildfires can strongly influence soils, including their morphology (Dziadowiec, 2010), physical properties (DeBano et al., 1998), water repellency (DeBano, 2000), pH (Augusto et al., 1998; Heydari et al., 2012; Chungu et al., 2020; Han et al., 2021), elemental content and form (Knoepp et al., 2008; Verma and Jayakumar, 2012; Schaller et al., 2015; Jonczak et al., 2019), sorptive capacity, soil sorption complex composition (Barrow, 1984), and, in particular, organic-matter stocks and quality (Almendros et al., 1990; Gonet, 2010). Fire effects in soils are most apparent in the ectohumus, the components of which are susceptible to high temperatures. In the mineral topsoil, this effect depends on the soil thermal resistance (Fernandez et al., 2001). The transformation of soil nutrients is a very important aspect of wildfires in terms of ecology, environmental protection and forestry (Torres-Rojas et al., 2020). Due to the high temperatures, reaching 1500°C (Saharjo and Munoz, 2005), the components of the soil organic matter and also some minerals are transformed into gases and ash. Most of the organic carbon (C) and nitrogen (N) volatize into the atmosphere, whereas potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu), and zinc (Zn),

© 2022 by the authors. Licensee Soil Science Society of Poland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND 4.0) license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

among many other elements, constitute the components of ash and are subsequently released into the soil (Grier, 1975). In terms of trace elements, this may result in an environmental hazard. Their accumulation as a result of fire can cause long-term effects due to their potential for increased mobilization (Campos et al., 2016). The transformation of some elements, such as phosphorus (P) and sulfur (S), strongly depends on temperature. Ash constitutes a pool of mineral forms of elements that can significantly increase their bioavailability to plants and microorganisms in a short amount of time (Pereira et al., 2015). However, from the longer perspective, wildfires contribute to nutrient losses from the soil due to leaching (Fisher and Binkley, 2000), erosion (Shakesby et al., 1993; Thomas et al., 1999; Abney et al., 2017) and accelerated mineralization (Schoch and Binkley, 1986).

The effects of wildfire on nutrient uptake by plants has already been the subject of many studies (e.g., Kutiel and Shaviv, 1992; Raison et al., 2009). However, most of these have been focused on short intervals of time following the occurrence of fire. Studies on the long-term effects have been conducted less frequently. Data on the effects of wildfire (both short and long term) on nutrient contents and their distribution in tree biomass are scarce. Meanwhile, this is an important issue because post-fire areas are regenerated (afforestation or spontaneous development) with trees. Soils that have been strongly modified by fire can influence their growth. Moreover, some trees have great potential to accumulate elements in their biomass (Wisłocka et al., 2006). This process is the basis for soil phytoremediation (Grobelak, 2016). In areas affected by fire, this can be used as an effective tool for stabilizing labile forms of elements, which constitute contaminants.

This study aimed to evaluate the long-term effects of wildfire on nutrient (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, and Zn) bioaccumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. Based on data available from the literature, it can be assumed that wildfire can strongly modify certain links in the biogeochemical cycling of elements in forest ecosystems, including their uptake by plants and their accumulation in the biomass, over the long term. Studies on the bioaccumulation of nutrients in vegetation on post-fire stands are not new, but so far they have focused mainly on the short-term effects after the fire. The results presented in this paper extend the knowledge base on the long-term effects of fire. Studies such as this one also have more utilitarian importance because birch is often used for the afforestation of post-fire areas.

## 2. Material and methods

### 2.1. Stand characteristics

This study was carried out in the Cierpiszewo Forest District (central Poland). The average annual temperature for this area is 7.7°C, with the lowest values being in January (–2.5°C) and the highest in July (18.2°C) for the years 1871–2010. The mean annual sum of precipitation for this period ranged from 304.1 to 844.0 mm (Pospieszyńska and Przybylak, 2013). The study was performed on two stands of silver birch (*Betula pendula*) aged 27 years, comprising a post-fire area (52.944053 N, 18.458913 E) and a control stand (52.96824 N, 18.409505 E). Both stands represented nutrient-poor habitats and were located on the same complex of Brunic Arenosols (IUSS Working Group WRB, 2015) developed from aeolian sands. The wildfire that affected the first stand occurred in 1992 was moderately intensive (ground and top), covering 2,868 ha of forest, in which the dominant species was pine (*Pinus sylvestris L.*). Various tree species, including silver birch, were used for the afforestation of the burned area. The major characteristics of the stands are included in Table 1.

### 2.2. Soil sampling and analysis

The soil sampling was performed in June 2021. Ten average trees per stand were chosen for these purposes. One soil core was taken from under each tree approximately 1 m from the stem. The soil samples were collected from depths of 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm and 40–80 cm. A total of 40 soil samples were collected from each stand. In addition, one core was taken from the central part of each stand for the purposes of soil description and classification. The soil samples were air-dried and sieved through at 2.0-mm sieve to remove the gravel-sized particles. Then part of each sample was milled into powder for the purposes of chemical analysis. The soil analysis included determination of the particle size distribution using the Polish Soil Science Society's mixed pipette and sieve method (Polskie Towarzystwo Gleboznawcze [PTG], 2009) and classification of textural fractions and groups, as well as the pH, derived potentiometrically in a suspension with water at a soil:water ratio of 1:2.5, the total C, N and S contents by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany) and the P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, and Zn using inductively-coupled plasma optical emission spectrometry (ICP–OES, Avio 200, Perkin Elmer, United States) after sample digestion in aqua regia (microwave digestion system, ETHOS UP, Milestone Analytical, Italy).

### 2.3. Birch biomass sampling and analysis

The following biomass fractions were collected from the birch trees: second-order roots (RII); first-order roots (RI); stemwood (S); and stem bark (B) from a height of approximately 130 cm; first-order branches (BrI); second-order branches (BrII); and leaves (L) from the central part of the crown. The biomass was dried at 65°C and milled into powder. The analysis included the C, N, and S contents by dry combustion, whereas contents of P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, ,and Zn being determined using the ICP–OES after sample digestion in 65% nitric acid (ETHOS UP microwave digestion). For quality control of the analyses, MERCK reference materials were used.

**Table 1**
Characteristics of the studied silver birch stands

| | Control stand | Post-fire stand |
|---|---|---|
| Age (years) | 27 | 27 |
| Density (pcs ha$^{-1}$) | 2600 | 2960 |
| Height (m) | 10 | 12 |
| Diameter at breast height (cm) | 11.1 (*±1.4*)* | 9.9 (*±1.9*)* |

* Standard deviation

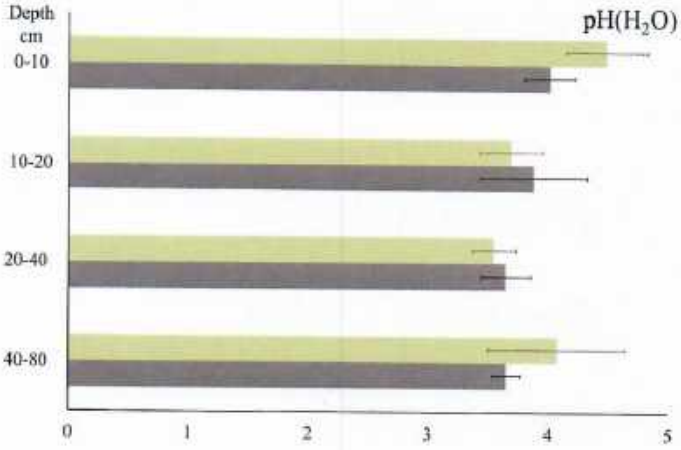
### 2.4. Statistical analysis and calculation

The statistical analyses included determining the mean values of the soil and biomass characteristics and their standard deviations. The Mann–Whitney U test was applied to analyze the differences between the groups of samples. The bioaccumulation factors (BFs) in the birch biomass were calculated for the studied elements, according to the formula: BF = content of element in biomass fraction/content of element in soil. All statistical analyses were performed using Past software.

## 3. Results

### 3.1. Basic characteristics of the soils

The Brunic Arenosols were sandy in texture (Table 2) and characterized by a strongly acidic reaction, with the pH($H_2O$) ranging from 3.6 to 4.5 in the control stand and from 3.7 to 4.0 in the post-fire stand, considering all the layers. There was a slight decreasing tendency in the values with depth (Figure 1). The soils were typically poor in organic matter. The highest total organic C (TOC) content was noted in the 0–10-cm topsoil (6.7–49.6 g kg$^{-1}$ in the post-fire stand and 9.2–31.2 g kg$^{-1}$ in the control stand). In the deeper parts of soil profiles, the TOC contents were considerably decreased, reaching minimum values at depths of 40–80 cm (Figure 1).



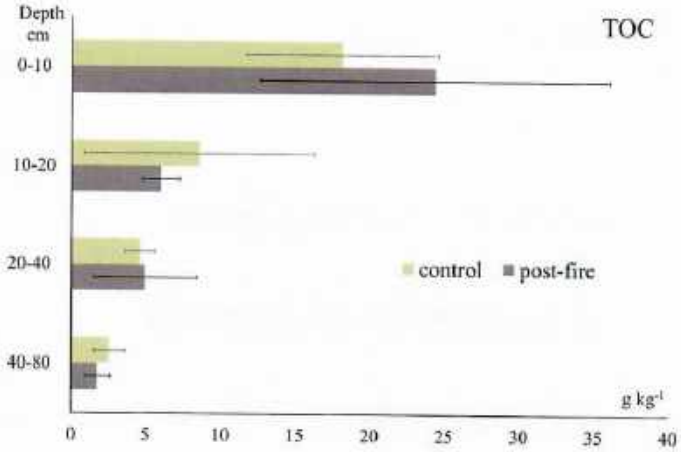




**Fig. 1.** pH and TOC content in the studied soils

### 3.2. Nutrients content of the soils

The nutrient content in the soils varied depending on the stand and soil depth. Based on the weighted mean contents in the 0–80 cm soil layer, the elements in the post-fire stand occurred in the order Fe>K>Ca>Mg>N>P>Mn>S>Zn>Cu, whereas, in the control stand, the order was Fe>K>Ca>N>Mg>P>S>Mn>Zn>Cu (Table 3). The soils were generally poor in nutrients, with the observed concentrations being typical of sandy soils on inland dunes (Brożek and Zwydak, 2010). The low Cu, Zn and, Mn contents, in relation to the geochemical background (Pasieczna,

**Table 2**
Particle size distribution of the studied soils, based on the Polish Soil Science Society classification (PTG, 2009)

| | Depth (cm) | Sand (%) | Silt (%) | Clay (%) | Textural group |
|---|---|---|---|---|---|
| Control stand | | | | | |
| A | 0–13 | 89.8 | 8.0 | 2.2 | sand |
| Bv | 13–45 | 94.7 | 3.7 | 1.6 | sand |
| BvC | 45–60 | 98.1 | 1.0 | 0.9 | sand |
| C | 60–100 | 98.0 | 1.1 | 0.9 | sand |
| Post-fire stand | | | | | |
| A | 0–9 | 93.5 | 5.4 | 1.1 | sand |
| Aes | 9–16 | 96.2 | 2.5 | 1.3 | sand |
| Bv | 16–35 | 98.6 | 0.5 | 0.9 | sand |
| BvC | 35–50 | 99.4 | 0.1 | 0.5 | sand |
| C | 50–100 | 99.2 | 0.2 | 0.6 | sand |

**Table 3**
Soil mean ± SD elemental contents (mg kg$^{-1}$) in the control and post-fire stands

| | Control stand | Post-fire stand |
|---|---|---|
| N | 345.2 (±86.0)* | 356.5 (±113.3)* |
| P[a] | 257.2 (±30.5)* | 215.7 (±37.4)* |
| K[a] | 1849.0 (±181.51)* | 1695.9 (±106.2)* |
| Ca[a] | 952.5 (±88.4)* | 647.0 (±80.7)* |
| Mg[a] | 741.1 (±105.2)* | 315.4 (±58.0)* |
| S[a] | 69.7 (±15.9)* | 81.5 (±9.9)* |
| Fe[a] | 5077.3 (±681.9)* | 2901.5 (±464.4)* |
| Mn[a] | 162.0 (±48.9)* | 71.7 (±29.0)* |
| Cu[a] | 0.5 (±0.2)* | 1.0 (±0.6)* |
| Zn[a] | 29.5 (±10.3)* | 11.3 (±1.8)* |

[a] Statistically significant at $p<0.05$ differences between the stands, Mann–Whitney U test.
*Standard deviation

2003) confirmed the low environmental contamination with those elements. The studied elements showed various depth tendencies (Figure 2). The N, S, Mn and Cu contents considerably decreased with depth, whereas the P, K, Ca, Mg, Fe, and Zn contents were relatively stable. The average content of elements usually differed between the stands, reaching higher values in the control stand. An opposite tendency was apparent for only Cu and S, as well as for N, Ca and Mg in the 0–10-cm topsoil. These differences between the stands were statistically significant in many cases, as shown in Figure 2.

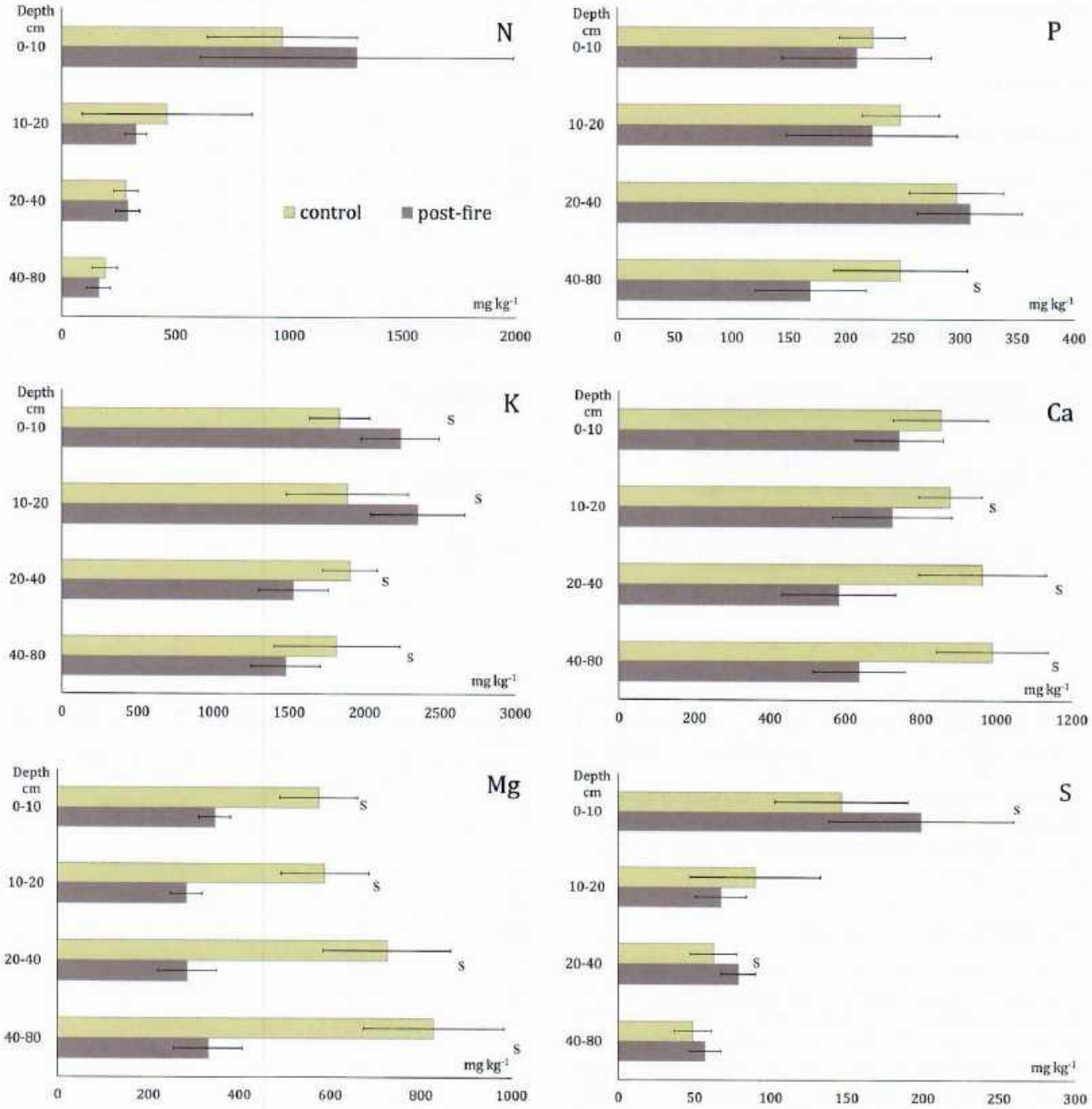



**Fig. 2.** Mean ± SD elemental content in the soils at depths of 0–10, 10–20, 20–40 and 40–80 cm (S—statistically significant at $p<0.05$ differences between the stands, Mann–Whitney U test)

### 3.3. Nutrient content in the birch biomass

The N content in the birch biomass in the post-fire stand ranged from 1,480.5 ±337.0 mg kg$^{-1}$ in the stemwood to 21,726.4 ±1,374.3 mg kg$^{-1}$ in the leaves and from 2,304.4 ±585.0 to 23,752.2 ±2,527.9 mg kg$^{-1}$, respectively, in the control stand. The average elemental content in the biomass did not exceed 8,000 mg kg$^{-1}$, excluding the leaves. In terms of N content, the organs showed similar tendencies in both stands: L>RII>BrII>B>RI>BrI>S in the post-fire stand and L>RII>BrII>RI>B>BrI>S in the control. Differences between the biomass fractions in the stands were not large and were statistically insignificant, except for the fine roots and stemwood (Figure 3).

The opposite tendency was noted for P, for which differences between the stands were statistically significant, especially in the RII, RI and L biomass fractions. In the post-fire stand, the P content ranged from 94.0 ±12.4 mg kg$^{-1}$ in the S fraction to 2,268.3 ±334.1 mg kg$^{-1}$ in the L fraction, whereas in the control stand, it ranged from 1,329.3 ±130.6 mg kg$^{-1}$ to 57.3 ±4.9 mg kg$^{-1}$ in the S and L biomass fractions, respectively. The distribution of P in the biomass in both stands was very similar, with a difference in the roots, and with the post-fire stand RI fraction having a higher P content than the control stand, relative to the RII fraction (Figure 3).

Differences between the stands in terms of the K content were statistically significant, except for the bark. The clearest difference occurred in the leaves, which contained higher concentrations K in the post-fire stand (6,833.4 ±1,395.1 mg kg$^{-1}$) compared to the control (5,462.3 ±284.0 mg kg$^{-1}$). The lowest K content was noted in the stemwood, at 573.3 ±187.6 mg kg$^{-1}$ in the post-fire stand and 468.0 ±508.8 mg kg$^{-1}$ in the control.

The Ca content in the birch biomass in the control stand ranged from 1,494.6 ±1,062.3 mg kg$^{-1}$ in the stemwood to 9,643.5 ±3,634.2 mg kg$^{-1}$ in the bark, and from 1,873.8 ±987.6 to 7,887.4 ±1,079.9 mg kg$^{-1}$ in the same fractions in the post-fire stand. The distribution of Ca in the birch organs showed some differences between the stands. In the control stand, the order was B>L>BrI>RII>BrII>RI>S, whereas in the post-fire stand, it was L>B>RII>BrII>BrI>RI>S. These differences were statistically significant only for the RII, B and BrI biomass fractions.

The average Mg contents in the birches reached a maximum of 650 mg kg$^{-1}$, excluding the leaves, with those values being comparable in both stands, fluctuating around 2,000 mg kg$^{-1}$. The distribution of Mg in the biomass varied among the stands,

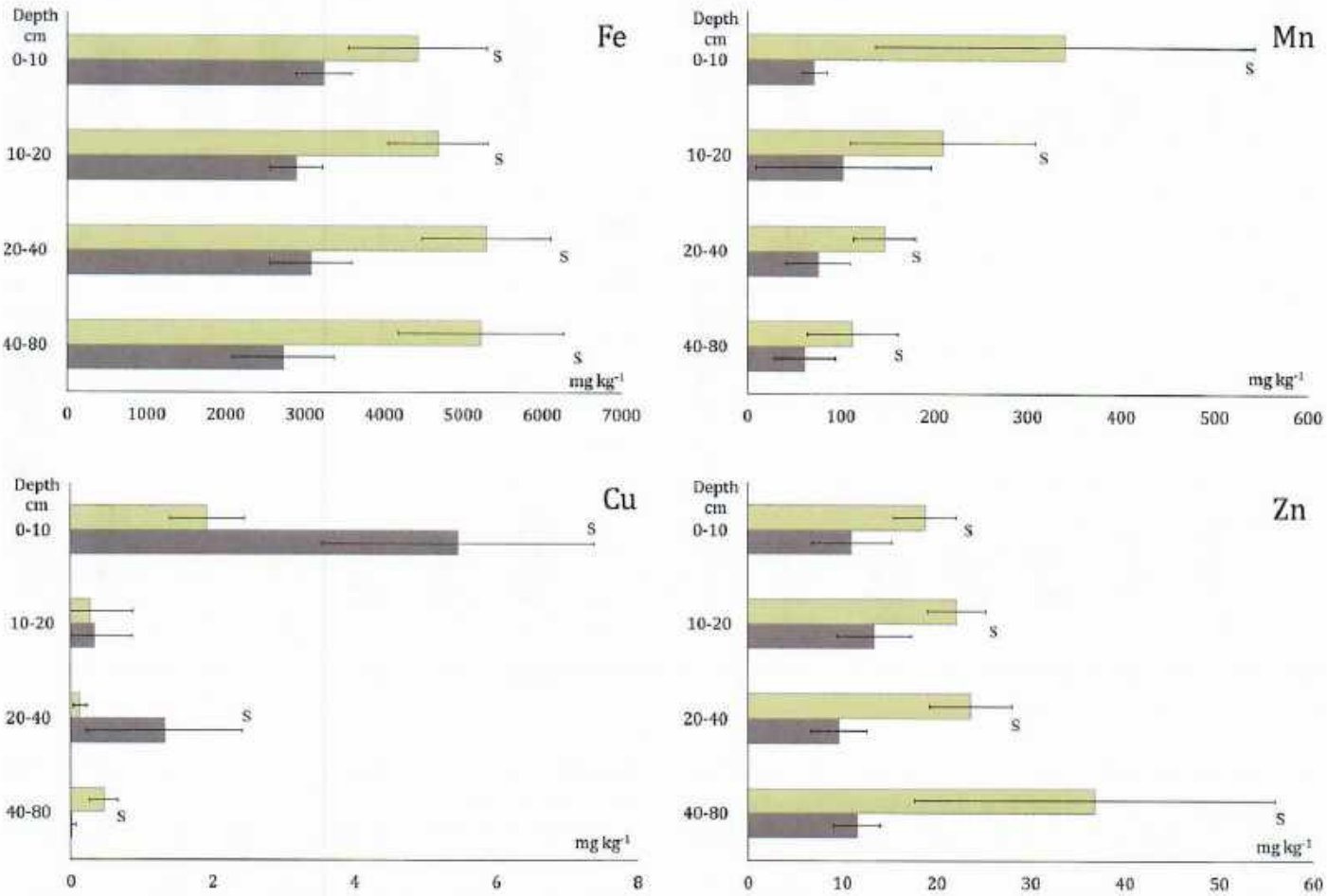



Fig. 2, continue

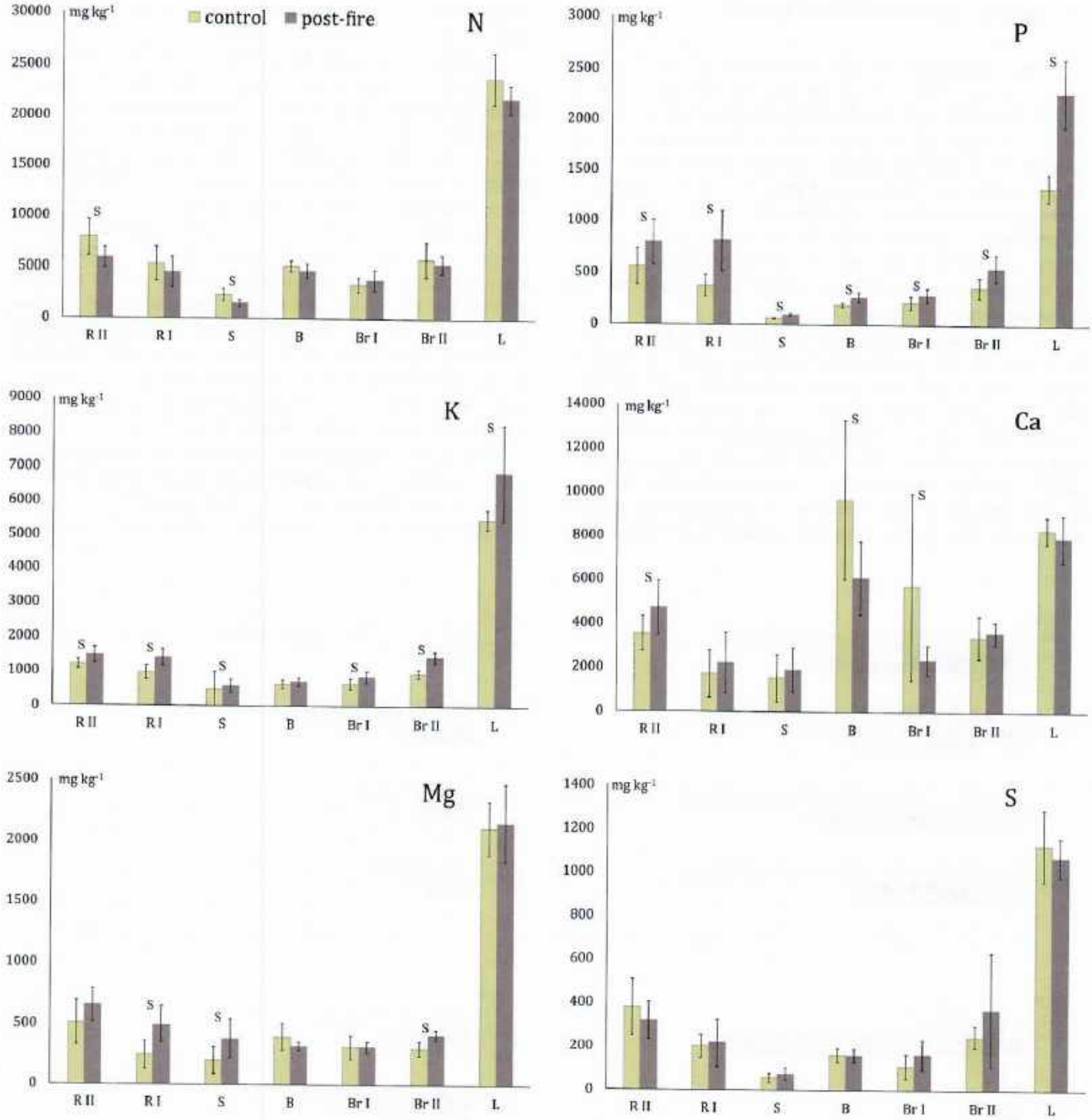



**Fig. 3.** Mean ± SD elemental content in birch biomass (S—statistically significant at $p<0.05$ differences between the stands, Mann–Whitney U test)

and occurred as L>RII>B>BrI>BrII>RI>S in the control stand and L>RII>RI>BrII>S>B>BrI in the post-fire stand. Differences in the Mg content between the stands were generally low and statistically insignificant, in most cases.

The S content did not differ significantly between the stands, considering all the organs. The S content in both the control and post-fire stands was highest in the leaves, amounting to 1,123.4 ±164.2 and 1,069.8 ±88.3 mg kg$^{-1}$, respectively, while the lowest was in the stemwood, at: 54.7 ±18.5 and 72.4 ±28.2 mg kg$^{-1}$, respectively.

In contrast to the rest of the elements, Fe had the highest content in the fine roots in both stands, amounting to 274.4 ±95.9 mg kg$^{-1}$ in the control stand and 648.4 ±270.8 mg kg$^{-1}$ in the post-fire stand. In the rest of the organs, the Fe concentrations were low compared to the roots, never exceeding 100 mg kg$^{-1}$. Differences in the distribution of Fe in the birch organs were observed

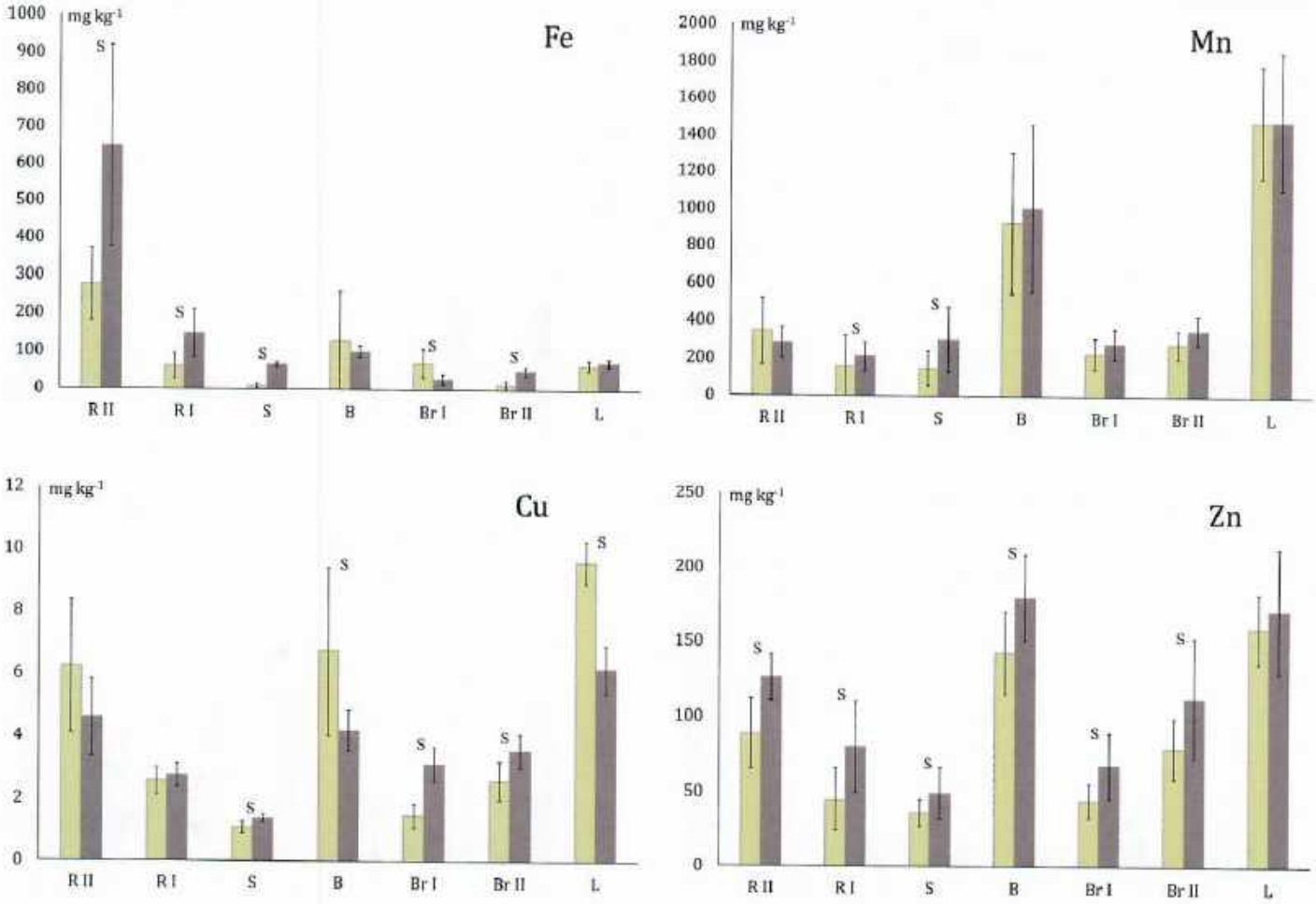



Fig. 3, continue

between the stands. In the control stand, the relative contents were RII>B>BrI>L>RI>BrII>S, whereas in the post-fire stand they were RII>RI>B>L>S>BRII>BrI. Statistically significant differences were observed in most parts of the biomass, excluding the bark and leaves.

In terms of Mn, the differences in the birch biomass between the stands were less and only statistically significant in the coarse roots and stemwood. In both stands, the highest elemental content was noted in the leaves (1,480.5 ±303.4 mg kg$^{-1}$ in the control stand and 1484.0 ±373.2 mg kg$^{-1}$ in the post-fire stand), while the lowest was in the stemwood (148.5 ±95.0 mg kg$^{-1}$) in the control stand and in the coarse roots (210.4 ±75.2 mg kg$^{-1}$) in the post-fire stand. As a result of fire, there were several changes in the distribution of the elements in the biomass. In the control stand, the contents were arranged in the sequence L>B>RII>BrII>BrI>RI>S, and in the post-fire stand L>B>RII>S>RII>BrI>RI.

The Cu content in the birch biomass in the post-fire stand ranged from 1.4 ±0.1 mg kg$^{-1}$ in the stemwood to 6.2 ±0.8 mg kg$^{-1}$ in the leaves, and from 1.1 ±0.2 to 9.6 ±0.7 mg kg$^{-1}$, respectively, in the control stand. The distribution of Cu in the control stand formed the order L>B>RII>BrII>RI>BrI>S, whereas in the post-fire stand, it was L>RII>B>BrII>BrI>RI>S. In most of the birch organs, the differences between the stands were large and statistically significant, except for in the fine and coarse roots.

In terms of the Zn content, the organs showed very similar tendencies in both stands. The highest values in the post-fire stand were recorded in the bark (179.9 ±29.4 mg kg$^{-1}$), and in the leaves in the control (159.4 ±23.4 mg kg$^{-1}$). In both stands, the lowest accumulation of Zn was in the stemwood, at 49.1 ±16.7 mg kg$^{-1}$ in the post-fire stand and at 36.3 ±9.1 mg kg$^{-1}$ in the control. A statistical comparison of the Zn content between the stands showed significant differences in all the biomass fractions, except for the leaves.

### 3.4. Bioaccumulation factors

The intensity of elemental accumulation in the silver birch biomass was evaluated based on the BF (Figure 4). The elements in the different birch biomass fractions occurred in various orders; these details are provided in Table 4. The results show that the leaves had the highest bioaccumulation potential, with respect to the studied elements, whereas stemwood had the lowest. The highest BF was N in the leaves (33.01 ±36.95 in the control and 65.98 ±19.01 in the post-fire stand), followed by Mn (9.67 ±2.91 and 23.17 ±9.93, respectively), Cu (19.41 ±6.28 and 7.11 ±3.07), and Zn (5.87 ±1.69 and 15.81 ±5.54. In addition, Ca (up to 10.21 ±3.96 in the control and 12.44 ±2.77 in the post-fire stand) and S (up to 7.41 ±8.27 and 13.32 ±2.02, respectively) were

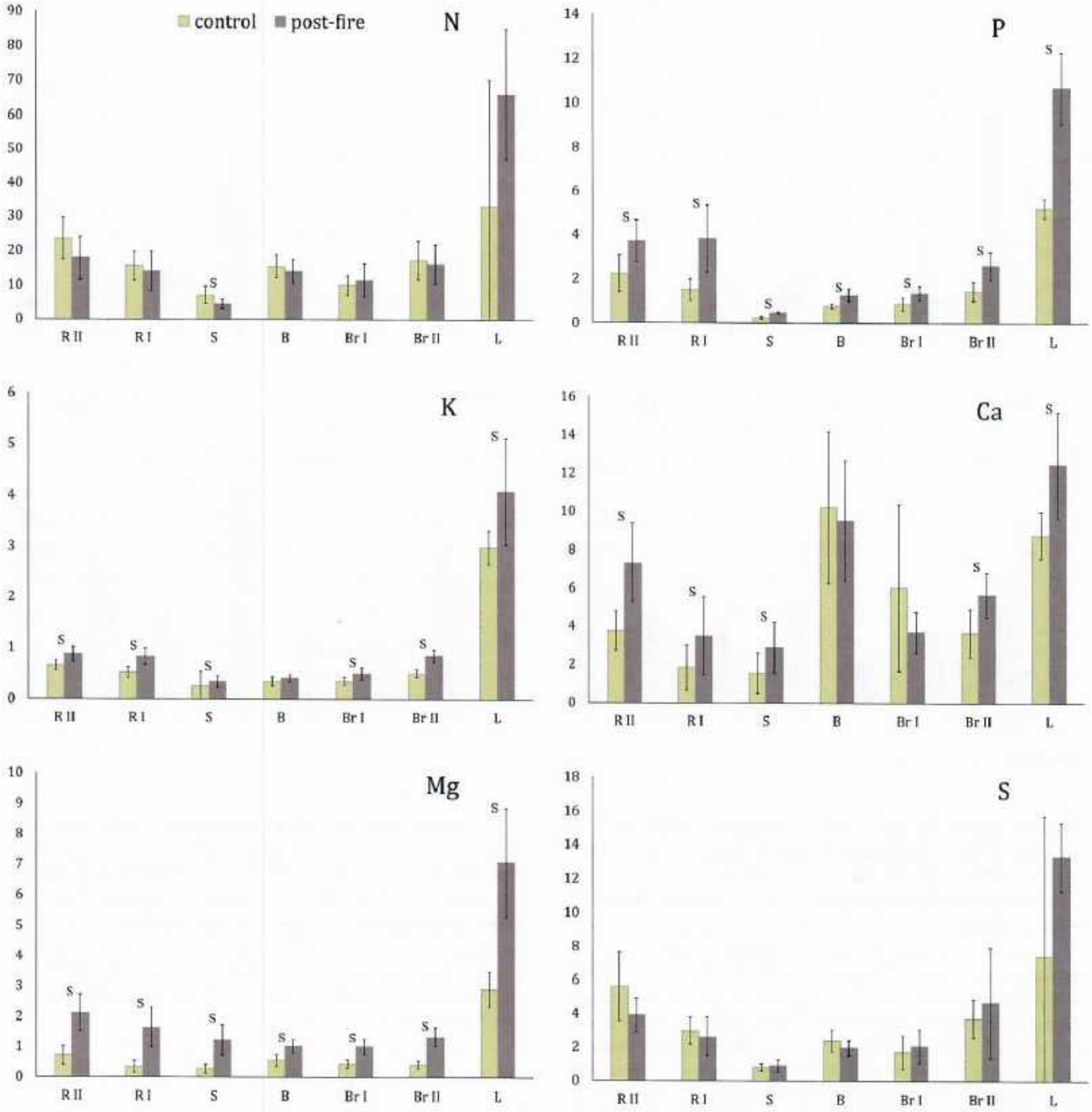



**Fig. 4.** Mean ± SD of bioaccumulation factors of the studied elements (S—statistically significant at $p<0.05$ differences between the stands, Mann–Whitney U test)

strongly accumulated in the majority of the biomass fractions. Then, P (up to 5.19 ±0.44 in the control and 10.67 ±1.60 in the post-fire stand), Mg (up to 2.91 ±0.56 and 7.08 ±1.78, respectively), and K (up to 2.98 ±0.33 and 4.07 ±1.04) were strongly accumulated in the leaves, considerably accumulated in the roots and poorly accumulated in the remaining biomass fractions. The lowest BF was typical for Fe (from 0.002 ±0.001 to 0.013 ±0.003 in the control and 0.01 ±0.01 to 0.22 ±0.08 in the post-fire stand). The statistical significances of the differences between the control and post-fire stands were dependent on the element. Greater differences were generally noted for the micronutrients as opposed to the macronutrients.

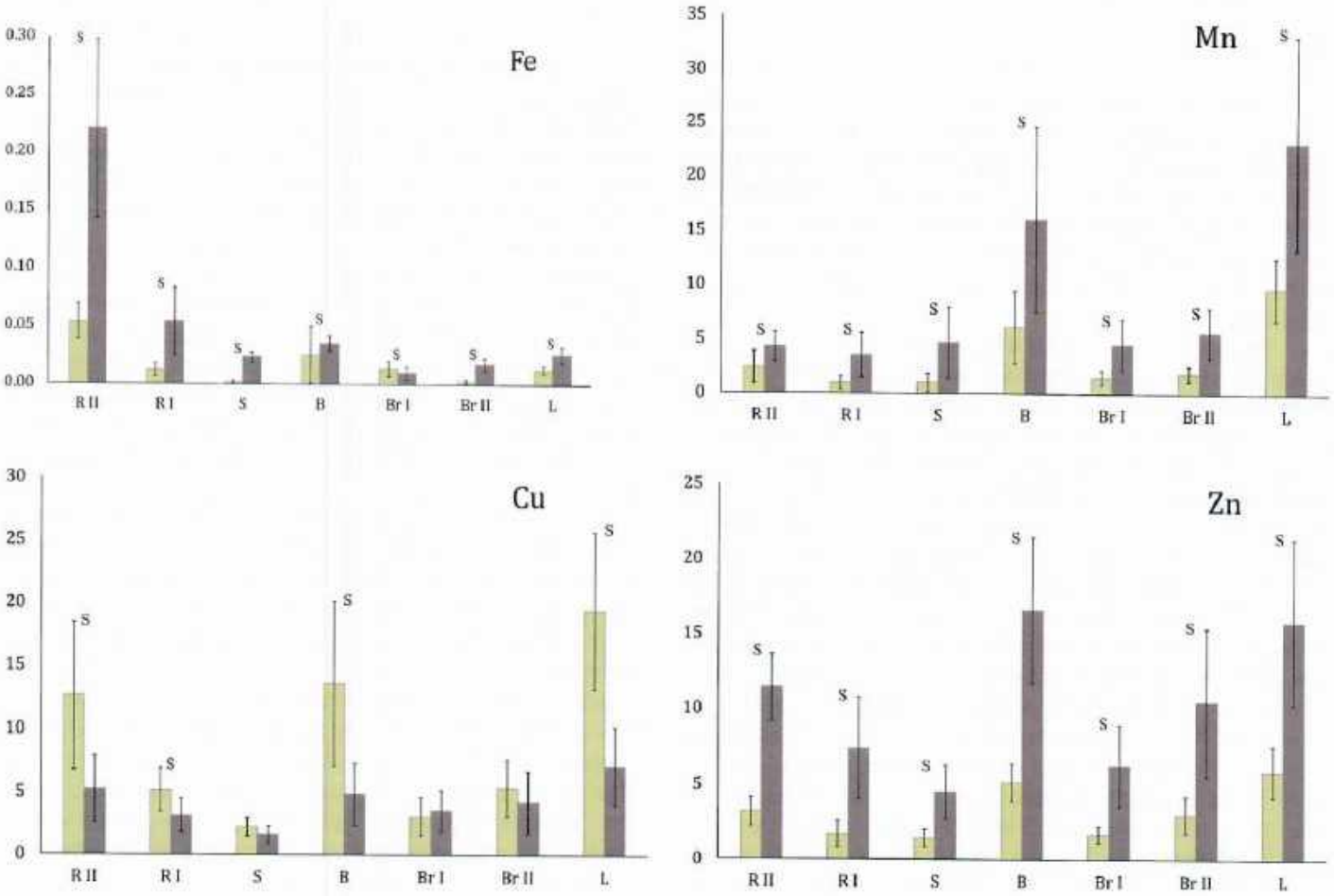



**Fig. 4**, continue

**Table 4**
Order of bioaccumulation factor in a silver birch biomass in the control and post-fire stands

| Elements | Control stand | Post-fire stand |
|---|---|---|
| N | L>RII>BrII>RI>B>BrI>S | L>RII>BrII>B>RI>BrI>S |
| P | L>RII>RI>BrII>BrI>B>S | L>RI>RII>BrII>BrI>B>S |
| K | L>RII>RI>BrII>BrI>B>S | L>RII>BrII>RI>BrI>B>S |
| Ca | B>L>BrI>RII>BrII>RI>S | L>B>RII>BrII>BrI>RI>S |
| Mg | L>RII>B>BrI>BrII>RI>S | L>RII>RI>BrII>S>B>BrI |
| S | L>RII>BrII>RI>B>BrI>S | L>BrII>RII>RI>BrI>B>S |
| Fe | RII>B>BrI>L>RI>BrII>S | RII>RI>B>L>S>BrII>BrI |
| Mn | L>B>RII>BrII>BrI>S>RI | L>B>BrII>S>BrI>RII>RI |
| Cu | L>B>RII>BrI>RI>BrI>S | L>RII>B>BrII>BrI>RI>S |
| Zn | L>B>RII>BrII>RI>BrI>S | B>L>RII>BrII>RI>BrI>S |

RII – second-order roots; RI – first-order roots; S – stemwood; B – bark; BrI – first-order branches; BrII – second-order branches; L – leaves.

## 4. Discussion

Several previous studies have shown that the chemical composition of the tree biomass varies strongly among the organs/fractions, reflecting their physiological functions and processes. The lignified parts, such as stemwood, branches, and roots, are poor in nutrients, whereas the leaves, seeds, and flowers are nutrient-rich in many cases (Finér, 1989; Palviainen and Finér, 2011; Ge, 2015). This observation has been confirmed in this study.

The studies on nutrients distribution in a silver birch biomass have been poorly reported. Gawęda et al. (2014), in a detailed study on young silver birch stands growing on post-arable soils, examined the chemical composition of the biomass and its stock per area unit, estimating that major pools of N, P, and K were allocated to the leaves (372.70 kg $ha^{-1}$, 38.65 kg $ha^{-1}$, and 121.57 kg $ha^{-1}$, respectively), despite their low contribution to the total biomass of the stands. The results of this study support that finding. However, Gawęda et al. (2014) also reported considerable amounts of elements in the stemwood and branches, with low contents in the bark. These findings are not contradictory to the results presented in this paper, rather different units of measurement were used in the studies (mg $kg^{-1}$ in this work and kg $ha^{-1}$ in the cited paper). Also, in the case of S, Ca, and Mg major pools were allocated to the foliage, according to Gawęda et al. (2014). High concentrations of N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu and Zn in silver birch leaves were reported by Hytönen et al. (2014), who recorded 26,210.0, 2,390.0, 8,010.0, 5,700.0, 1,960.0, 46.0, 1,393.0, 4.5, and 87.0 mg $kg^{-1}$ of those elements, respectively. These results are generally very similar to those obtained in this study. By contrast, Novák et al. (2017) reported contents of N, P, and K in a nutrient-poor stand on Gleysols that were two times lower than the values recorded herein.

The nutrient contents in leaves, as a major component of the plant litterfall in temperate forests, is very important for the functioning of forest ecosystems. It is particularly important in nutrient-poor stands. The chemical compositions of leaves that fall in the autumn and fresh leaves collected from the crowns during the late spring and summer usually differ significantly (Jonczak, 2011; Jonczak et al., 2016). This difference is due to the retranslocation and/or relative accumulation of certain elements before the leaves fall. In addition, leaf litterfall is poorer in the deficient elements (particularly N and P) than fresh leaves. K is usually less intensively retranslocated due to its higher bioavailability in forest soils, whereas Ca and Mg are not retranslocated. Micronutrients, including Mn, Cu, and Zn, occur in soil in low amounts. The studied soils were very poor in those elements (Figure 2). This is typical of sandy soils in uncontaminated areas (Kabata-Pendias and Pendias, 1999; Kalembasa et al., 2006, Brożek and Zwydak, 2010). The low contents of the elements in the soils were reflected in their low contents in the birch biomass in both stands (Figure 3). The BF (or bioconcentration factor) is commonly used as a measure of the intensity of the accumulation of various substances in fresh biomass. The intensity of that process varies strongly among elements and plant species (Parzych et al., 2017; Parzych and Jonczak, 2018; Sut-Lohmann et al., 2020a), and it is also controlled by a complex of site conditions, particularly the form of the elements and the soil pH (Maiti and Jaiswal, 2008; Zeng et al., 2011; Sharma and Pandey, 2014; Gomes et al., 2016). Birch is considered to be a hyperaccumulator of Zn (Gallagher et al., 2008; Dmuchowski et al., 2014). However, most recent studies have also shown large bioaccumulations of cadmium (Cd), Cu, and Mn (Desai et al., 2019). The high potential of birch to accumulate the above-mentioned elements was also confirmed by the present study (Figure 4). These elements were especially strongly accumulated in the leaves and bark. Due to their great susceptibility to trace-element accumulation from the soil and air, leaves/needles and bark have commonly been used as bioindicators of environmental contamination (Sut-Lohmann et al., 2020b; Jonczak et al., 2021). Silver birch has also been used in this context (Butkus and Baltrėnaitė, 2007; Ernst and Nelissen, 2008; Supuka et al., 2008; Dadea et al., 2016; Mleczek et al., 2017).

The obtained results indicate that the fire from 30 years ago may have had some effect on the content of some of the elements in the soil, which may also be reflected in the birch biomass. The most significant differences in macronutrient concentrations in the biomass were found in P and K (Figure 3). Their total soil pools were not reduced (Figure 2), which is probably the result of the high threshold temperature at which the volatilization of P and K occurs – that is, above 774°C (DeBano, 1998). The P concentrations in the studied soils were comparable to those obtained by Jonczak et al. (2019) in Brunic Arenosols 21 years after the occurrence of fire. The higher biomass content of K in the post-fire stand is probably strictly related to its higher concentration in the soil. In the case of P, the intensified uptake by the birches may have resulted from an increase in its bioavailability through its conversion to orthophosphate, a form easily available to plants. In addition, the reduced amount of organic matter that often occurs following fire may have contributed to the release of these elements and an increase their uptake (DeBano, 1991). The available literature on the effects of fires on elements, in terms of their bioaccumulation in plants, is sparse and is based on short-term effects. For instance, Kikamägi et al. (2013) conducted a study on the changes in elemental content in silver birch leaves under the effect of the addition of wood ash in peatlands in Estonia. The results showed no effect on the P and K concentrations. Khanna et al. (1994) indicated that most of the K in ash occurs in a water-soluble form, while P is released into solution only in the presence of protons. This may explain their increased content in the biomass in the post-fire stand in this study. Also, a study on changes in the elemental content in the biomass of savanna vegetation after fire in Congo by Laclau et al. (2002) indicated increased P and K concentrations. Kutiel and Naveh (1987) performed an experiment using soils from post-fire pine forest stands to determine changes in the nutrient content of wheat and clover biomass. They found the levels of P and K in the plants to be significantly increased in the post-fire soils compared to the control. The findings of these authors were supported by the results in this paper. However, in another study, DeBano and Conrad (1978) indicated a significant decrease in the nutrient content of the plant biomass after fire.

Negative changes in the Ca and Mg contents in the soils affected by wildfire were very apparent in this study (Figure. 2).

Despite the relatively low sensitivity of those elements to heating (the threshold temperature for Ca is 1,484°C and for Mg 1,107°C), their loss may be a consequence of the erosion of ash and topsoil, which particularly intensely affects elements that are not lost by oxidation or volatilization (Raison et al., 2009). The Ca and Mg contents in the biomass did not show any clear indications that they were affected by fire (Figure 3). In some of the biomass fractions, a decrease in Ca content was noted, although Mg slightly increased after the fire. The variable results reported herein regarding these macronutrients have also been reflected in the works of other authors. Laclau et al. (2002) obtained significantly higher Ca and Mg contents in the aboveground biomass one year after fire, while the concentrations in the roots were at similar levels. In addition, a study by Kutiel and Naveh (1987) highlighted a significant increase in elemental concentrations in the biomass after fire, suggesting consistency with the findings of the present study with respect to the increase in Mg in the biomass after fire. Differences in the intensity of the changes that occurred can be attributed to the different periods of time allowed for the regeneration of the post-fire stands; the aforementioned researchers were reporting on the short-term effects. Calcium demonstrated a different behavior in the present study to the observations of those other authors, but similar to that reported by DeBano and Conrad (1978). Kikamägi et al. (2013) published a further different observation–ash fertilization doubled the Ca concentration in birch leaves compared to the control, while having no affect on Mg.

In this study, there were no differences between the stands regarding soil N (Figure 2). Also, it can be concluded that the effect of fire on the N stocks in the biomass after 30 years was negligible (Figure 3). A similar behavior of N was reported by Kikamägi et al. (2013), who saw no effect of ash on the N content in birch leaves. In addition, Laclau et al. (2002) reported no differences for the aboveground N. However, other researchers have obtained contrasting results regarding the behavior of N. DeBano and Conrad (1978) indicate a significant decrease (by 75%) in N content after fire, while Kutiel and Naveh (1987) found an increase of N in plants. For S, in the present study, there was no effect on its content in either the soil or the biomass.

The effects of wildfire on the micronutrient status in soils is poorly understood (Certini, 2005). Based on the data obtained, it is clear that, among all the micronutrients studied, fire may have contributed to an increase in the content of bioavailable Zn, which was reflected in every silver birch biomass fraction (Figure 3). Birch is considered to be a hyperaccumulator of Zn (Dmuchowski et al., 2012; Szwalec et al., 2018). This increase in the plant-biomass Zn content following fire has also been reported by Reinhart et al. (2016). Compared with the studied elements, with their strongest accumulations occurring in the leaves, it is apparent that the Fe content in the biomass was at its highest in the roots (Figure 3). This might be an effect of the low mobility of Fe (Parzych et al., 2016). However, an increase in the elemental content of the roots could also be the result of biomass contamination with fine soil particles. This is a common problem in root analysis because, even small amounts of soil mineral particles adhering to the root surfaces can affect the analytical results (Hunt et al., 1999). This particularly affects elements such as Fe, which have high contents in the soil, but low contents in the plant biomass.

Differences in the Mn concentrations between the stands, compared with Fe and Zn, were significantly lower, and affected only the RI and S biomass fractions, in which there was a slight increase in accumulation after fire (Figure 3). Similarly to the micronutrients, the pool of soil Mn was lower in the post-fire stand (Figure 2), so the increased biomass content could be the result of the uptake of its mobilized form from deeper soil layers. De Marco et al. (2005) indicated an increase in available Fe and Mn forms in southwestern Italy after the application of experimental fire, which may explain their higher accumulation in the post-fire stand in this study. The organ content of Cu varied between the stands (Figure 3). However, a stronger uptake was highlighted in the control stand, even though the total Cu content in the soil was higher (Figure 2). A similar trend was found by Stankov Jovanovic et al. (2011) in a study on the effects of wildfire on Cu bioavailability in Serbia.

## 5. Conclusions

Based on the results of this study, it can be concluded that different elements exhibit diverse retention and distribution in silver birch biomass as a consequence of the long-term effect of wildfire. Low, commonly insignificant statistical differences were noted between the post-fire and control stands for N, S, and Mn. For Ca and Cu, higher concentrations were noted in the control stand in the majority of the biomass fractions, whereas the P, K and Zn contents were higher in the post-fire stand. The Mg and Fe trends were organ-dependent. The highest bioaccumulation intensity was typical in the leaves, except for Fe. Certain elements were also strongly accumulated in the bark (Ca, Mn, Cu, Zn) and fine roots (Fe, Cu, Zn). Stemwood was the poorest in all the studied elements. Based on BFs, it was found that the strongest accumulation in each birch organ was N, followed by Mn, Zn, Cu, S, Ca and P. While Mg and K were accumulated mainly in the leaves, the BF for Fe was below 0.3. This study highlighted the importance of wildfire as a factor that influences nutrient management in forest ecosystems dominated by silver birch.

## References

Abney, R.B., Sanderman, J., Johnson, D., Fogel, M.L., Berhe, A.A., 2017. Post-wildfire Erosion in Mountainous Terrain Leads to Rapid and Major Redistribution of Soil Organic Carbon. Frontiers in Earth Science 5, 99. https://doi.org/10.3389/feart.2017.00099

Adams, M.A., 2013. Mega-fires, tipping points and ecosystem services: Managing forests and woodlands in an uncertain future. Forest Ecology and Management 294, 250–261. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.039

Almendros, G., Gonzales-Vila, F.J., Martin, F., 1990. Fire induced transformation of soil organic matter from an oak forest on experimental approach to the effects of the fire on humic substances. Soil Science 149(3), 158–168. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199003000-00005

Augusto, L., Bonnaud, P., Ranger, J., 1998. Impact of tree species on forest soil acidification. Forest Ecology and Management 105, 67–78. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(97)00270-3

Barrow, N.J., 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. Journal of Soil Science 35, 283–297. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00283.x

Brożek, S., Zwydak M., 2010. Atlas gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 466. (in Polish with English summary)

Butkus, D., Baltrėnaitė, E., 2007. Transport of heavy metals from soil to *Pinus sylvestris* L. and *Betula pendula* trees. Ekologija 53(1), 29–36.

Campos, I., Abrantes, N., Keizer, J.J., Vale, C., Pereira, P., 2016. Major and trace elements in soils and ashes of eucalypt and pine forest plantations in Portugal following a wildfire. Science of The Total Environment 572, 1363–1376. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.

Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia 143, 1–10. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8

Chungu, D., Ng'andwe, P., Mubanga, H., Chileshe, F., 2020. Fire alters the availability of soil nutrients and accelerates growth of *Eucalyptus grandis* in Zambia. Journal of Forestry Research 31, 1637–1645. https://doi.org/10.1007/s11676-019-00977-y

Dadea, C., Casagrande, S., La Rocca, N., Mimmo, T., Russo, A., Zerbe, S., 2016. Heavy metal accumulation in urban soils and deciduous trees in the city of Bolzano, N Italy. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation 15, 35–42.

DeBano, L.F., Conrad, C.E., 1978. The Effect of Fire on Nutrients in a Chaparral Ecosystem. Ecology 59(3), 489–497. https://doi.org/10.2307/1936579

DeBano, L.F., 1991. The effect of fire on soil properties. In: Harvey, A.E., Neuenschwander, L.F. (Eds.), Proceedings-management and productivity of western-montane forest soils. General Technical Report, Ogden, 151–156.

DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F., 1998. Fire's effect on ecosystems. John Wiley and Sons, New York, 1–352.

DeBano, L.F., 2000. Water repellency in soils: a historical overview. Journal of Hydrology 231–232, 4–32. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00180-3

De Marco, A., Gentile, A.E., Arena, C., De Santo, A.V., 2005. Organic matter, nutrient content and biological activity in burned and unburned soils of a Mediterranean maquis area of southern Italy. International Journal of Wildland Fire 14, 365–377.

Desai, M., Haigh, M., Walkington, H., 2019. Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. Science of the Total Environment 656, 670–680. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.327

Dmuchowski, W., Baczewska, A.H., Gozdowski, D., 2012. Silver birch (*Betula pendula* Roth) as zinc hyperaccumulator. In: Nriagu J., Pacyna J., Szefer P., Markert B., Wuenschmann S., Namieśnik J. (Eds.), Heavy Metals in the Environment. Maralte BV, Voorschoten, The Netherlands, 19–25.

Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Brągoszewska, P., Baczewska, A.H., Suwara, I., 2014. Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula* Roth). Ecological Engineering 71, 32–35. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.053

Dziadowiec, H., 2010. Wpływ pożaru lasu na właściwości gleb leśnych. [In:] Sewerniak, P., Gonet, S.S. (Eds.), Środowiskowe skutki pożaru lasu. PTSH, Wrocław, 7–26. (in Polish with English summary)

Ernst, W.H.O., Nelissen, H.J.M., 2008. Bleeding sap and leaves of silver birch (*Betula pendula*) as bioindicators of metal contaminated soils. International Journal of Environment and Pollution 33, 160–172. https://doi.org/10.1504/IJEP.2008.019390

Fernandez I., Cabaneiro A., Corballas T., 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. Geoderma 104, 281–298. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00086-6

Finér, L., 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire. Acta Forestalia Fennica 208, 1–63. https://doi.org/10.14214/aff.7655

Fisher, R.F., Binkley, D., 2000. Fire effects. [In:] Fisher, R.F., Binkley, D., Pritchett, W.L. (Eds.), Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons, New York, 241–262.

Gallagher, F.J., Pechmann, I., Bogden, J.D., Grabosky, J., Weis, P., 2008. Soil metal concentrations and vegetative assemblage structure in an urban brownfield. Environmental Pollution 153, 351–361. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.011.

Gawęda, T., Małek, S., Zasada, M., Jagodziński, A., 2014. Allocation of elements in a chronosequence of silver birch afforested on former agricultural lands. Drewno 57, 107–117. https://doi.org/10.12841/wood.1644-3985.S06.07

Ge, X., Tian, Y., Tang, L., 2015. Nutrient distribution indicated whole-tree harvesting as a possible factor restricting the sustainable productivity of a poplar plantation system in China. PLoS ONE 10, 1–14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125303

Gomes, M.A. da C., Hauser-Davis, R.A., de Souza, A.N., Vitória, A.P., 2016. Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. Ecotoxicology and Environmental Safety 134, 133–147. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.024

Gonet S.S., 2010. Wpływ pożaru lasu na właściwości materii organicznej gleb. [In:] Sewerniak P., Gonet S.S. (Eds.), Środowiskowe skutki pożaru lasu. PTSH, Wrocław, 51–82. (in Polish with English summary)

Grier, C.C., 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. Canadian Journal of Forest Research 5(4), 599–607. https://doi.org/10.1139/x75-087

Grobelak, A., 2016. Organic Soil Amendments in the Phytoremediation Process. [In:] Ansari, A.A., Gill, S.S., Gill, R., Lanza, G.R., Newman L. (Eds.), Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants Vol. 4. Springer, Cham, Switzerland, 21–39.

Han, C.-L., Sun, Z.-X., Shao, S., Wang, Q.-B., Libohova, Z., Owens, P.R., 2021. Changes of soil organic carbon after wildfire in a boreal forest, northeast China. Agronomy 11, 1925. https://doi.org/10.3390/agronomy11101925

Heydari, M., Salehi, A., Mahdavi, A., Adibnejad, M., 2012. Effects of different fire severity levels on soil chemical and physical properties in Zagros forests of western Iran. Folia Forestalia Polonica 54(4), 241–250.

Hunt, H.W., Reuss, D.E., Elliott, E.T., 1999. Correcting estimates of root chemical composition for soil contamination. Ecology 80(2), 702–707. https://doi.org/10.2307/176645

Hytönen, J., Saramäki, J., Niemistö, P., 2014. Growth, stem quality and nutritional status of *Betula pendula* and *Betula pubescens* in pure stands and mixtures. Scandinavian Journal of Forest Research 29(1), 1–11, https://doi.org/10.1080/02827581.2013.838300

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report No. 106. FAO, Rome.

Johnson, E.A., Miyanishi, K., 2001. Forest Fires: Behavior and Ecological Effects. Academic Press, New York, 1–594.

Jonczak, J., 2011. Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. Sylwan 155(11), 760–768. (in Polish with English summary)

Jonczak, J., Olejniczak, M., Parzych, A., Sobisz, Z., 2016. Dynamics, structure and chemistry of litterfall in headwater riparian forest on the area of Middle Pomerania. Journal of Elementology 21(2), 381–392. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.3.938

Jonczak, J., Olejarski, I., Janek, M., 2019. Phosphorus fractionation in forest Brunic Arenosols of post-fire areas. Sylwan 163(5), 396–406. https://doi.org/10.26202/sylwan.2018148

Jonczak, J., Sut-Lohmann, M., Polláková, N., Parzych, A., Šimanský, V., Donovan, S., 2021. Bioaccumulation of potentially toxic elements by the needles of eleven pine species in low polluted area. Water, Air and Soil Pollution 232, 1–16. https://doi.org/10.1007/s11270-020-04959-3

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, ss. 398. (in Polish)

Kalembasa, D., Becher, M., 2006. Węgiel i azot w wydzielonych frakcjach materii organicznej leśnych gleb rdzawych i bielicowych Niziny Południowopodlaskiej. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual 57(3/4), 44–54. (in Polish with English summary).

Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkiner, R.A., 1994. Chemical properties of ash derived from *Eucalyptus* litter and its effects on forest soils. Forest Ecology and Management 66, 107–125. https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90151-1

Kikamägi, K., Ots, K., Kuznetsova, T., 2013. Effect of wood ash on the biomass production and nutrient status of young silver birch (*Betula pendula* Roth) trees on cutaway peatlands in Estonia. Ecological Engineering 58, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.0

Knoepp, J.D., Vose, J.M., Swank, W.T., 2008. Nitrogen deposition and cycling across an elevation and vegetation gradient in southern Appalachian forests. International Journal of Environmental Studies 65(3), 389–408.

Kutiel, P., Naveh, Z., 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. Plant Soil 104, 269–274. https://doi.org/10.1007/BF02372541

Kutiel, P., Shaviv, A., 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. Forest Ecology and Management 53, 329–343. https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90051-A

Kutiel, P., 1997. Spatial and temporal heterogeneity of species diversity in a Mediterranean ecosystem following fire. International Journal of Wildland Fire 7(4), 307–315. https://doi.org/10.1071/WF9970307

Laclau, J.P., Sama-Poumba, W., Nzila, J. de D., Bouillet, J.P., Ranger, J., 2002. Biomass and nutrient dynamics in a littoral savanna subjected to annual fires in Congo. Acta Oecologica 23(1), 41–50. https://doi.org/10.1016/s1146-609x(02)011

Lobert, J.M., Warnatz, J., 1993. Emissions from the Combustion Process in Vegetation. [In:] Crutzen, P.J., Goldammer, J.G. (Eds.), Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires. John Wiley and Sons, New York, 15–3.

Maiti, S.K., Jaiswal, S., 2008. Bioaccumulation and translocation of metals in the natural vegetation growing on fly ash lagoons: a field study from Santaldih thermal power plant, West Bengal, India. Environmental Monitoring and Assessment 136(1–3), 355–370. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9691-5

Mleczek, M., Goliński, P., Krzesłowska, M., Gąsecka, M., Magdziak, Z., Rutkowski, P., Budzyńska, S., Waliszewska, B., Kozubik, T., Karolewski, Z., Niedzielski, P., 2017. Phytoextraction of potentially toxic elements by six tree species growing on hazardous mining sludge. Environmental Science and Pollution Research International 24, 22183–22195. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9842-3

Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., Slodičák, M., 2017. Nutrient content in silver birch biomass on nutrient-poor, gleyic sites. Zpravy Lesnickeho Vyzkumu 62(3), 135–141.

Orgeas, J., Andersen, A.N., 2001. Fire and biodiversity: Responses of grass-layer beetles to experimental fire regimes in an Australian tropical savanna. Journal of Applied Ecology 38, 49– 62. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00575.x

Palviainen, M., Finér, L., 2011. Estimation of nutrient removals in stem-only and whole-tree harvesting of Scots pine, Norway spruce, and birch stands with generalized nutrient equations. European Journal of Forest Research 131(4), 945–964. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0567-4

Parzych, A., Sobisz, Z., Cymer, M., 2016. Preliminary research of heavy metals content by aquatic macrophytes taken from surface water (northern Poland). Desalination and Water Treatment 57(3), 1453–1463. https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1002275

Parzych A., Jonczak J., Sobisz Z., 2017. Bioaccumulation of macronutrients in the herbaceous plants of mid-forest spring niches. Baltic Forestry 23(2), 384–393.

Parzych A., Jonczak J., 2018. Comparison of nitrogen and phosphorus accumulation in plants associated with streams and peatbogs in mid-forest headwater ecosystems. Journal of Elementology 23(2), 459–469. https://doi.org/10.5601/jelem.2017.22.3.1527

Pasieczna, A., 2003. Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, pp. 83. (in Polish)

Pereira, P., Cerdŕ, A., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Zavala, L., 2015. Modelling the impacts of wildfire on ash thickness in a short-term period. Land Degradation and Development 26, 180–192. https://doi.org/10.1002/ldr.2195

Pospieszyńska, A., Przybylak, R., 2013. Ekstremalne warunki klimatyczne w Toruniu w okresie pomiarów instrumentalnych, 1871–2010. [In:] Głowiński, T., Kościk, E., (Eds.) Od powietrza, głodu, ognia i wojny... Klęski elementarne na przestrzeni wieków. Wrocławskie Spotkania z Historią Gospodarczą, Wrocław, 187–196. (in Polish)

PTG., 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008, Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual 60(2), 5–17.

Pyne, S., 2010. The Ecology of Fire. Nature Education Knowledge 3(10), 30.

Raison, R.J., Khanna, P.K., Jacobsen, K.L.S., Romanya, J., Serrasolses, I., 2009. Effects of fire on forest nutrient cycles. [In:] Cerda, A., Robichaud, P.R. (Eds.), Fire effects on soils and restoration strategies. Science Publishers Incorporated: Enfield, New Hampshire, 225–256. https://doi.org/10.1201/9781439843338-c8

Reinhart, K.O., Dangi, S.R., Vermeire, L.T., 2016. The effect of fire intensity, nutrients, soil microbes, and spatial distance on grassland productivity. Plant Soil 409, 203–216. https://doi.org/10.1007/s11104-016-2957-3

Saharjo, B.H., Munoz, C.P., 2005. Controlled burning in peatlands owned by small farmers: a case study in land preparation. Wetlands Ecology and Management 13, 105–110. https://doi.org/10.1007/s11273-003-5110-z

Schaller, J., Tischer, A., Struyf, E., Bremer, M., Belmonte, D.U., Potthast, K., 2015. Fire enhances phosphorus availability in topsoils depending on binding properties. Ecology 96(6), 1598–1606. https://doi.org/10.1890/14-1311.1

Schoch, P., Binkley, D., 1986. Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. Forest Ecology and Management 14, 13–22. https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90049-6

Shakesby, R., Coelho, C., Ferreira, A., Terry, J., and Walsh, R., 1993. Wildfire impacts on soil-erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. International Journal of Wildland Fire 3, 95–110. https://doi.org/10.1071/WF9930095

Sharma, P., Pandey, S., 2014. Status of Phytoremediation in World Scenario. International Journal of Environmental Bioremediation and Biodegradation 2, no. 4, 178–191. https://doi.org/10.12691/ijebb-2-4-5.

Stankov Jovanovic, V.P., Ilic, M.D., Markovic, M.S., Mitic, V.D., Nikolic, S.D., Stojanovic, G.S., 2011. Wild fire impact on copper, zinc, lead and cadmium distribution in soil and relation with abundance in selected plants of Lamiaceae family from Vidlic Mountain (Serbia). Chemosphere, 84(11), 1584–1591. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.048

Supuka, J., Feriancová, L., Bihuňová, M., 2008. Leaf impact trends of silver birch (*Betula pendula* Roth.) by allochtonous elements at Nitra town urban Vegetation. Thaiszia Journal of Botany 18, 37–49.

Sut-Lohmann, M., Jonczak, J., Raab, T., 2020a. Phytofiltration of chosen metals by aquarium liverwort (*Monosoleum tenerum*). Ecotoxicology and Environmental Safety 188, 109844. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109844

Sut-Lohmann, M., Jonczak, J., Parzych, A., Šimanský, V., Polláková, N., Raab, T., 2020b. Accumulation of airborne potentially toxic elements in *Pinus sylvestris* L. bark collected in three Central European medium-sized cities. Ecotoxicology and Environmental Safety 200, 110758. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110758

Syaufina, L., Darojat, S.N., Sitanggang, I.S., Apriliantono., 2018. Forest fire as a threat for biodiversity and urban pollution. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 203, 012015. https://doi.org/10.1088/1755-1315/203/1/012015

Szwalec, A., Lasota, A., Kędzior, R., Mundała, P., 2018. Variation in heavy metal content in plants growing on a zinc and lead tailings dump. Applied Ecology and Environmental Research 16(4), 5081–5094. https://doi.org/10.15666/aeer/1604_50815094

Thomas, A.D., Walsh, R.P.D., Shakesby, R.A., 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of Northern Portugal. Catena 36(4), 283–302.

Torres-Rojas, D., Hestrin, R., Solomon, D., Gillespie, A.W., Dynes, J.J., Regier, T.Z., Lehmann, J., 2020. Nitrogen speciation and transformations in fire-derived organic matter. Geochimica et Cosmochimica Acta 276, 170–185. http://doi.org/10.1016/j.gca.2020.02.034

Verma, S., Jayakumar, S., 2012. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences 2(3), 168–176.

Wisłocka, M., Krawczyk, J., Klink, A., Morrison, L., 2006. Bioaccumulation of Heavy Metals by Selected Plant Species from Uranium Mining Dumps in the Sudety Mts., Poland. Polish Journal of Environmental Studies 15(5), 811–818.

Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., Zhang, G., 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. Environmental Pollution 159(1), 84–91. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.01

## Długoterminowy wpływ pożaru na rozmieszczenie składników pokarmowych w biomasie brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth)

### Słowa kluczowe

Brzoza brodawkowata
Pożary
Obieg składników pokarmowych
Bioakumulacja

### Streszczenie

Celem badań była ocena długoterminowego wpływu pożaru na rozmieszczenie składników pokarmowych w biomasie brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth). Badaniami objęto dwa stanowiska (popożarowe i kontrolne) w tym samym wieku (27 lat), położone na terenie Nadleśnictwa Cierpiszewo (Polska centralna). Stanowiska znajdowały się w tym samym kompleksie gleb rdzawych wykształconych z piasków eolicznych. Próbki gleby i brzozy pobierano w dziesięciu powtórzeniach na stanowisko. Próbki gleby pobierano z głębokości 0–10, 10–20, 20–40 i 20–40 cm za pomocą próbnika rdzeniowego. Z drzew pobrano próbki korzeni drobnych, korzeni grubych, drewna pnia, kory pnia, gałęzi grubych, gałęzi drobnych i liści. Podstawowe właściwości gleby oznaczono stosując standardowe procedury. Ponadto w próbkach gleby i biomasy analizowano ogólną zawartość węgla (C), azotu (N), siarki (S), fosforu (P), potasu (K), wapnia (Ca), magnezu (Mg), żelaza (Fe), manganu (Mn), miedzi (Cu) i cynku (Zn). Gleby były silnie kwaśne i ubogie w badane pierwiastki. Zawartość składników pokarmowych w biomasie była silnie zróżnicowana w poszczególnych organach. Najbardziej zasobne w składniki pokarmowe były liście, następnie drobne korzenie i drobne gałęzie oraz kora. Najmniejszą zawartość składników pokarmowych stwierdzono w drewnie pnia. W przypadku niektórych pierwiastków stwierdzono statystycznie istotne różnice pomiędzy stanowiskiem popożarowym a kontrolnym. Na stanowisku po pożarze odnotowano większe koncentracje P, K i Zn w większości frakcji biomasy, a także Mg i Mn w korzeniach i drewnie pni. Zawartość N i Ca była zwykle wyższa na stanowisku kontrolnym. Wpływ pożaru na akumulację Fe i Cu był zróżnicowany w poszczególnych organach. Nie został on potwierdzony w przypadku S. Generalnie brzoza wykazywała największą intensywność bioakumulacji w odniesieniu do N, a najmniejszą w odniesieniu do Fe. Spośród wszystkich badanych składników pokarmowych współczynniki bioakumulacji były zwykle najwyższe w liściach, a najniższe w drewnie pnia. Można stwierdzić, że pożar jest ważnym czynnikiem wpływającym na gospodarkę składnikami pokarmowymi na stanowiskach brzozy brodawkowatej, nawet kilkadziesiąt lat po jego wystąpieniu.

Water Air Soil Pollut (2024) 235:440
https://doi.org/10.1007/s11270-024-07254-7

# Nutrient Accumulation in Silver Birch (*Betula pendula* Roth) Biomass in a Lignite Mining Area

**Beata Rustowska · Jerzy Jonczak · Artur Pędziwiatr**

Received: 21 February 2024 / Accepted: 6 June 2024
© The Author(s) 2024

**Abstract** The influence of lignite mining on vegetation constitutes a key issue due to the role of plants in restoring and maintaining the ecological balance of ecosystems. In this context, the identification of its impact on the functioning of silver birch (*Betula pendula* Roth) as a species often colonizing disturbed habitats takes on particular importance. Therefore, we aimed to determine the changes in nutrient content in silver birch overgrowing a spoil heap and in the vicinity of a fly ash settling pond and power plant. For this purpose, plant tissues (fine and coarse roots, stemwood, bark, coarse and fine branches, leaves) and soil samples (0–10, 10–20, 20–40, 20–40 cm deep) were examined. The basic soil characteristics were determined, along with the N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, and Zn contents of the soil and plant samples. The soils varied in terms of soil pH and were poor in total organic carbon and other elements. The plant nutrient content varied strongly across the analyzed tissues, with the leaves usually containing the most and the stemwood the least nutrients. Statistical analysis indicated significant differences between the control vs spoil heap (particularly in Mn, S, and Mg) and the stand close to the settling pond (particularly in Ca, Mn, P, K, and S). We found that the chemical properties of the spoil heap and fly ash originating from the lignite mining operations are likely factors influencing nutrient accumulation in silver birch trees.

**Keywords** Forest ecosystems · Environmental pollution · Lignite mining · Nutrients · Trace elements

**Supplementary Information** The online version contains supplementary material available at https://doi.org/10.1007/s11270-024-07254-7.

B. Rustowska (✉) · J. Jonczak · A. Pędziwiatr
Department of Soil Science, Warsaw University of Life Sciences–SGGW, Nowoursynowska 159, 02-776 Warsaw, Poland
e-mail: beata_rustowska@sggw.edu.pl

## 1 Introduction

Lignite (brown coal) is an important fuel in the production of electricity and heat in many European countries. In Poland, it is extracted from several large, opencast mines near Bełchatów, Konin, Adamów, Turów, and Sieniawa. The amount of lignite mined in Poland in 2017 was 61 million tons, equaling approximately one-third of Germany's production. Up to 2021, there had been expected reduction in lignite mining over the next years. However, considering the present political and economic situation in the world, this is no longer so reliable.

Lignite mining and processing constitutes one of the most important ecological and economic problems of the last several decades. Opencast mines cover large areas of strongly degraded environment, including the lithosphere, soils, hydrology,

Published online: 17 June 2024

vegetation, and landscapes. In addition, contaminants can be dispersed over large distances. Among such pollutants, lignite dust is typical of mining activity, whereas ash and several other products originate from lignite burning (Kosztowniak et al., 2016; Pandey et al., 2014; Vrablik et al., 2017). These substances are carriers of nutrients, along with potentially toxic elements and various organic and inorganic contaminants. Acid mine drainage is another inherent phenomenon of areas affected by lignite mining (Fyson et al., 2006), as it affects the quality of water reservoirs. For instance, in the Lausitz area (Germany), approximately 170 lignite pit lakes have a pH range of 2.4 to 3.4 (Fyson et al., 2006). The water in the pits is also characterized by high concentrations of iron (Fe) (up to 800 mg $dm^{-3}$), which occurs as sulfides (mostly pyrite and marcasite) as accessory minerals in the lignite. It should be noted that sulfides can also be a source of trace elements.

The influence of lignite dust and coarse fragments on the soil environment and the plant–soil system is multifaceted and ambiguous. Several studies have demonstrated that it can have a positive effect on the soil organic carbon content and pore structure, and can slow mineralization (Kołodziej et al., 2020; Sekhohola et al., 2013). Some authors (e.g., Kwiatkowska-Malina, 2015) have also tested the ability of humic acids extracted from lignite to improve soil quality. However, there is also some evidence that lignite used as a soil amendment negatively influences soil system. Frouz et al. (2005) showed that some lignite mine spoils inhibit the reproduction of pot worms (*Enchytraeus crypticus*), mainly due to their low pH (<4) and/or high salinity. Simmler et al. (2013) found that high doses of lignite introduced to soil reduced the growth of ryegrass. Only a few studies have monitored the effects of lignite on soil microbial processes. Several authors (Bekele et al., 2015; Rumpel et al., 2001; Tran et al., 2015) have suggested that lignite can be utilized by soil microorganisms as a carbon (C) source, but the efficiency of this process is limited. Qin and Leskovar (2018) proved that lignite-derived humic substances promote plant root growth and soil microbiota populations, which are essential for improving plant–microbial interactions under water-deficit stress. Baumann et al. (2005) showed that lignite can promote the relative abundance of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), which form symbiotic root associations with plants. This may be because, among rhizosphere microorganisms, the response of fungi to increasing C content is clearer than that of bacteria because fungal mycelia can accelerate the turnover cycle of the fungal C metabolism, while bacteria generally need much more time to turn over the C (Staddon et al., 2003).

Former lignite mining sites are reclaimed using various techniques. Areas of excavation and spoil heaps are usually leveled and afforested. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth) have been commonly used for this purpose due to their high tolerance of such site conditions (Warfvinge & Svedrup, 1995), including aluminum (Al) stress (Clegg & Gobran, 1995) and contamination (Eltrop et al., 1991; Marguí et al., 2007; Ulbrichová et al., 2005). Knowledge on the feedbacks between soils and vegetation is crucial for the successful reclamation of degraded areas. Aspects related to nutrient cycling, including their uptake, bioaccumulation in fresh biomass, return to the soil via litterfall, and release during litter decomposition, are key importance. Rapid nutrient cycling is particularly important in nutrient-poor sites, which are often represented by degraded post-mining areas. The choice of silver birch is more suitable in this context than Scots pine. This is mainly due to the characteristics of the litterfall from these trees. Scots pine litter results in a strongly acidified, nutrient-poor biomass saturated with resins, which makes it resistant to decomposition (Jonczak, 2011). By contrast, silver birch litterfall is rich in essential nutrients and microelements (Brandtberg et al., 2004; Carnol & Bazgir, 2013; Jonczak et al., 2023), and the process of its decomposition is rapid (Hynynen et al., 2010; Shorohova & Kapitsa, 2016). The choice of tree species in the reclamation of degraded soils has another important aspect—phytoremediation. Silver birch is considered a hyperaccumulator of zinc (Zn) (Dmuchowski et al., 2012; Marguí et al., 2007). The latest studies by Rustowska (2022, 2024) and Jonczak et al. (2023) have also shown a strong accumulation of manganese (Mn) and copper (Cu). Their highest concentrations are typically recorded in the leaves (Jonczak et al., 2023; Rustowska, 2022).

Considering the importance of silver birch in the reclamation of areas degraded by lignite mining, and the insufficiency of our knowledge on the feedbacks in the soil–silver birch system in such areas, we undertook a broad study on nutrient accumulation

in the biomass of that tree. The study covered three stands, including a spoil heap near a mine pit, a stand near a power plant dust settling pond, and a control stand. We expected large differences in the contents of the studied nutrients in the silver birch biomass related to the location and site characteristics. Moreover, we hoped that this study would contribute to a better understanding of the ecology of this species under unfavorable conditions, and its suitability for the reclamation of soil in degraded areas.

## 2 Material and Methods

### 2.1 Study Area

The first geophysical exploration for lignite, near Bełchatów (central Poland), began during World War II (Ratajczak & Hycnar, 2017). Continued exploration resulted in lignite being found at a depth of 127 m below ground level in 1960. The thickness of the lignite deposit was estimated at 70 m. In 1975, after intense exploration works, the Presidium of the Government decided to start lignite operations and to build a thermal power plant. The lignite deposits near Bełchatów are of the tectonic type (Ratajczak & Hycnar, 2017). They occur within Mesozoic formations in the Łódź Basin (with a W–E orientation). The length and width of the deposits was estimated at 6.5 and 2.5 km, respectively. Based on the geology, the lignite deposits have been divided into three areas—Szczerców, Bełchatów, and Kamieńsk. The first two are currently being exploited. The boundary between the Szczerców and Bełchatów areas is represented by the Dębina salt dome, whereas the Kamieńsk and Bełchatów areas are divided by the Widawka Fault. In general, the lithostratigraphic profile in the study area allows the distinction of three major parts: (a) Quaternary sediments; (b) a Cenozoic lignite series; and (c) a Mesozoic base. The Quaternary sediments (35–80 m thick) are typically represented by sands, clays, gravels, fluvioglacial sands, and organic sediments. The parent rocks identified in the Mesozoic base are mostly limestones. In the Cenozoic lignite series, lignite, gray fine-grained sands, clays, lake chalks, sandstones, and marls have been identified (Wagner & Słomka, 2000). In the Bełchatów mine, the lignite is exploited by means of multi-bucket, wheeled excavators, the material transported using a belt conveyor (Borcz & Kozioł, 2015). Various technologies are used to take out the overburden and parent rocks, which are relatively resistant to crushing (Kozioł et al., 2011).

Our study was performed on three silver birch stands, including one on a reclaimed spoil heap formed from the overburden material, one in the vicinity of a fly ash settling pond, and one located approximately 8 km NE of the spoil heap and lignite opencast mine, which acted as the control (Fig. 1). Although, the stands were comparable in age (30–34 years), they varied in terms of density and diameter (Table 1).

### 2.2 Soil and Biomass Sampling and Analysis

Silver birch trees and the soils were sampled once in June 2022. Biomass samples were collected from 10 average trees per stand, and included second-order roots, first-order roots, stemwood, and bark at a height ≈130 cm, and first-order branches, second-order branches, and leaves from the central part of the crown. The biomass samples were dried at 65 °C, then milled into powder, and analyzed. The total organic C (TOC), total nitrogen (N) and total sulfur (S) were determined by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany), while the contents of phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), Fe, Mn, Cu, and Zn were obtained by inductively coupled–plasma atomic-emission spectrometry (Avio 200, Perkin Elmer, USA) after sample digestion in 65% nitric acid ($HNO_3$) using a microwave digestion oven (Ethos Up, Milestone, Italy).

The soil samples were collected from close to each tree from depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm using a 3 cm–diameter corer. One core was taken from the central part of the stand for the purposes of describing and classifying the soil. The soil samples were air-dried and passed through a 2.0 mm–mesh sieve. The < 2.0-mm fraction was used for the physical properties analyses. Additionally, part of the homogenized sample was milled into powder for chemical analysis. The particle size distribution was determined using the mixed pipette and sieve method. The Polish Soil Science Society (PTG) classification of textural fractions and groups was applied (PTG, 2009). The soil pH was determined using the potentiometric method (Mettler Toledo SevenDirect SD23 equipped with an

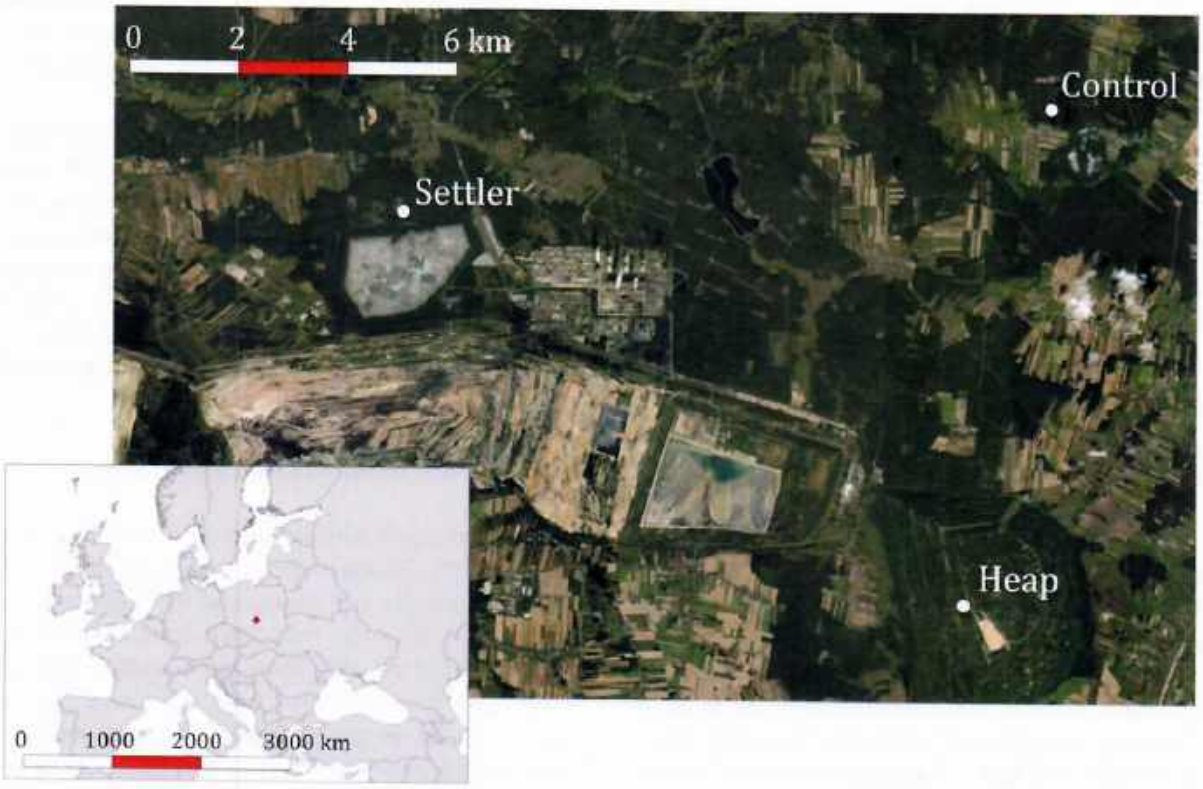



**Fig. 1** Location of studied stands

**Table 1** Basic characteristics of the stands

| Stand name | Coordinates | Soil Reference Group (WRB, 2022) | Age (years) | Density (trees $ha^{-1}$) | DBH (cm) |
|---|---|---|---|---|---|
| Heap | 51.212591 N 19.420393 E | Spolic Technosol (Arenic, Eutric, Ochric) | 30 | 1,100 | 17.6±3.7 |
| Settler | 51.279218 N 19.264586 E | Albic Podzol (Arenic, Eutric) | 30 | 1,200 | 15.8±4.7 |
| Control | 51.297694 N 19.443804 E | Dystric Brunic Arenosol | 34 | 1,600 | 11.7±1.8 |

*WRB* –World reference base; *DBH* Diameter at breast height

InLab ExpertPro ISM electrode, Switzerland) in a soil:water proportion of 1:10. The total C (TC), N, and S contents were determined by dry combustion (Vario MacroCube, Elementar, Germany). The total inorganic C (TIC) was analyzed using the volumetric Scheibler method, and the TOC was calculated as TC – TIC. Approximately 0.3 g of soil sample was digested in 7.5 ml of 38% hydrochloric acid (HCl) and 2.5 ml of 65% $HNO_3$. The solution was transferred into a 50-ml falcon tube, topped up with deionized water to 50 ml, and then filtered (through a hard paper filter). The contents of P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, and Zn were determined by inductively coupled–plasma optical emission spectroscopy. Only high-quality, pure per-analysis reagents were used for biomass and soil sample digestion.

### 2.3 Statistical Analysis

Statistical evaluation of the results included obtaining the mean values and standard deviations for the biomass and soil samples. The statistical significances of the differences between the mean values were tested using the Kruskal–Wallis test. Principal component analysis (PCA) was applied to identify major sources of variability in the studied datasets.

## 3 Results

### 3.1 Basic Characteristics of the Soils

The studied soils represented three reference groups, according to the WRB 2022 (International Union of Soil Sciences, 2022) classification, that developed under the various impacts of natural and anthropogenic factors. These were a semi-natural Dystric Brunic Arenosol, representing the control location, an Albic Podzol (Arenic, Eutric), located in the vicinity of the settling pond, characterized by a natural or close-to-natural sequence of genetic horizons, albeit threatened by contamination from the settling pond, and a Spolic Technosol (Arenic, Eutric, Ochric), developed from the overburden material that comprised the spoil heap. The soils were characterized by a sandy texture, with the content of the sand fraction ranging from 91.5 to 99.6% (Table 2). The pH values varied among the stands and with depth (Fig. 2), being strongly acidic or acidic at the settling pond and control locations, showing low variability with depth. The observed pH values are typical of the sandy soils of Poland under forest vegetation. The soil of the spoil heap was acidic at the top, but with the pH strongly increasing with depth. This tendency indicates the leaching of basic cations and carbonates from the surface layers of anthropogenic materials. This process is typical under percolative water regimes, which can be additionally accelerated by forest vegetation. The studied soils were generally poor in TOC, despite the observed differences among the stands (Fig. 2).

### 3.2 Soil Nutrient Content

Although having comparable textural characteristics, soil nutrient content was significantly different among the three sites (Table 3, Fig. 3). On the heap stand, soils were deficient in N and P, while being much more abundant in K, Ca, and Mg when compared to the settler and control locations. The differences were also apparent in the micronutrients. Generally, the contents of S, Mn, Zn, and Cu were low (close to natural), considering the proximity of the sources of pollution (opencast mine, settler, power plant).

**Table 2** Particle size distribution of the studied soils

| Soil horizon | Depth (cm) | Sand (%) | Silt (%) | Clay (%) | Textural group |
|---|---|---|---|---|---|
| Heap | | | | | |
| AC | 0–10 | 94.8 | 3.3 | 1.9 | Sand |
| C1 | 10–23 | 92.9 | 4.4 | 2.7 | Sand |
| C2 | 23–50 | 95.8 | 2.3 | 1.9 | Sand |
| C3 | 50–80 | 92.9 | 4.2 | 2.9 | Sand |
| C4 | 80–150 | 96.3 | 2.2 | 1.6 | Sand |
| Settler | | | | | |
| A | 0–10 | 97.1 | 2.2 | 0.7 | Sand |
| E | 10–20 | 97.9 | 1.8 | 0.4 | Sand |
| Bhs | 20–40 | 97.7 | 1.4 | 0.9 | Sand |
| BhsC | 40–50 | 98.8 | 0.2 | 1.0 | Sand |
| C | 50–150 | 99.6 | 0.3 | 0.1 | Sand |
| Control | | | | | |
| Ap | 0–20 | 91.5 | 7.0 | 1.5 | Sand |
| Bw | 20–37 | 96.8 | 1.7 | 1.4 | Sand |
| C | 37–150 | 98.6 | 0.7 | 0.6 | Sand |

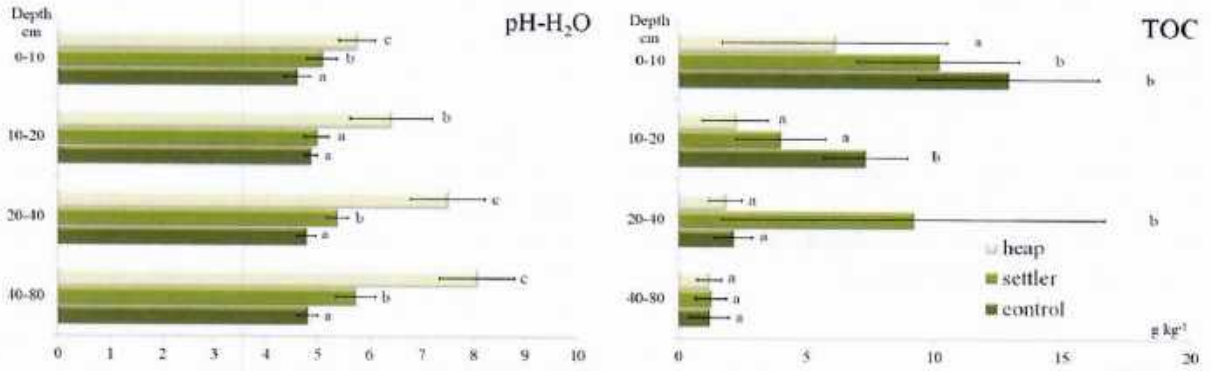



**Fig. 2** pH and TOC content in the studied soils (the same letters indicate no statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on the Kruskal–Wallis test)

**Table 3** Soil mean ± standard deviation (SD) nutrient contents (mg kg$^{-1}$) in the studied stands, and statistical significance of differences between the stands (the same letters indicate no statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on the Kruskal–Wallis test)

| | Heap | Settler | Control |
|---|---|---|---|
| N | 183.4 ± 61.9$^a$ | 273.5 ± 95.6$^b$ | 244.1 ± 49.8$^b$ |
| P | 94.1 ± 23.9$^a$ | 147.6 ± 48.7$^a$ | 251.8 ± 25.0$^b$ |
| K | 1,390.6 ± 209.9$^b$ | 876.4 ± 67.0$^a$ | 1,212.1 ± 119.8$^b$ |
| Ca | 1,612.2 ± 729.1$^b$ | 401.4 ± 105.1$^a$ | 424.6 ± 36.6$^a$ |
| Mg | 703.6 ± 230.7$^b$ | 167.7 ± 9.2$^a$ | 597.5 ± 167.5$^b$ |
| S | 74.5 ± 7.4$^a$ | 85.9 ± 21.5$^a$ | 79.4 ± 11.1$^a$ |
| Fe | 3,641.9 ± 1,018.7$^b$ | 1,421.4 ± 289.9$^a$ | 4,954.1 ± 1,658.3$^b$ |
| Mn | 55.9 ± 17.0$^a$ | 42.8 ± 6.7$^a$ | 177.2 ± 35.6$^b$ |
| Cu | 2.3 ± 0.6$^b$ | 0.8 ± 0.3$^a$ | 1.8 ± 0.5$^b$ |
| Zn | 11.2 ± 2.8$^b$ | 5.7 ± 0.9$^a$ | 16.4 ± 2.0$^c$ |

### 3.3 Nutrient Content in Silver Birch Biomass

The nutrient distribution in the silver birch biomass varied strongly among the tissues and stands (Fig. 4). The highest concentrations were mainly noted in the leaves and the lowest in the stemwood. The only exceptions to this tendency were Fe and Mn. The trends for these nutrients were not fully clear, however large differences were noted between the stands. Also, relatively high contents of Ca, Cu, and Zn were recorded in the bark, branches, and roots. In the roots, there were also high concentrations of Fe. Based on the mean values of the tissues, the N contents were the highest among all the major nutrients in the silver birch biomass (2,337.5–24,786.3 mg kg$^{-1}$), followed by Ca (720.2–16,418.4 mg kg$^{-1}$), K (325.1–7,892.0 mg kg$^{-1}$), Mg (164.3–2,899.2 mg kg$^{-1}$), and P (68.9–1,651.1 mg kg$^{-1}$). Micronutrients occurred in amounts of 7.3–2,341.3 mg kg$^{-1}$ Mn, 54.7–1,246.5 mg kg$^{-1}$ S, 10.8–1,114.4 mg kg$^{-1}$ Fe, 18.0–179.3 mg kg$^{-1}$ Zn, and 2.8–9.7 mg kg$^{-1}$ Cu.

### 3.4 Principal Component Analysis (PCA)

A PCA analysis, based on the major soil characteristics and nutrient content of the soils and silver birch biomass, allowed us to identify the major sources of variability in, and the interrelationships between, the studied variables in a silver birch–soil system (Fig. 5). An analysis of the contributions of the variables in the model revealed no dominant role by any of them, highlighting the complicated nature of the studied system. However, the correlation matrix of the variables indicated strong feedbacks between the soil characteristics and nutrient contents in the silver birch biomass. These were both positive and negative correlations. Based on the projection of the cases on the plane of factors, separate clusters for each study plot are clearly visible, suggesting differences between them, considering the variables used for the analysis (Fig. 6).

## 4 Discussion

Site conditions, affected by anthropopressure, are often subject to strong fluctuations, which can be reflected in the plant nutrient status. For silver birch, this has been illustrated by several authors (e.g.,

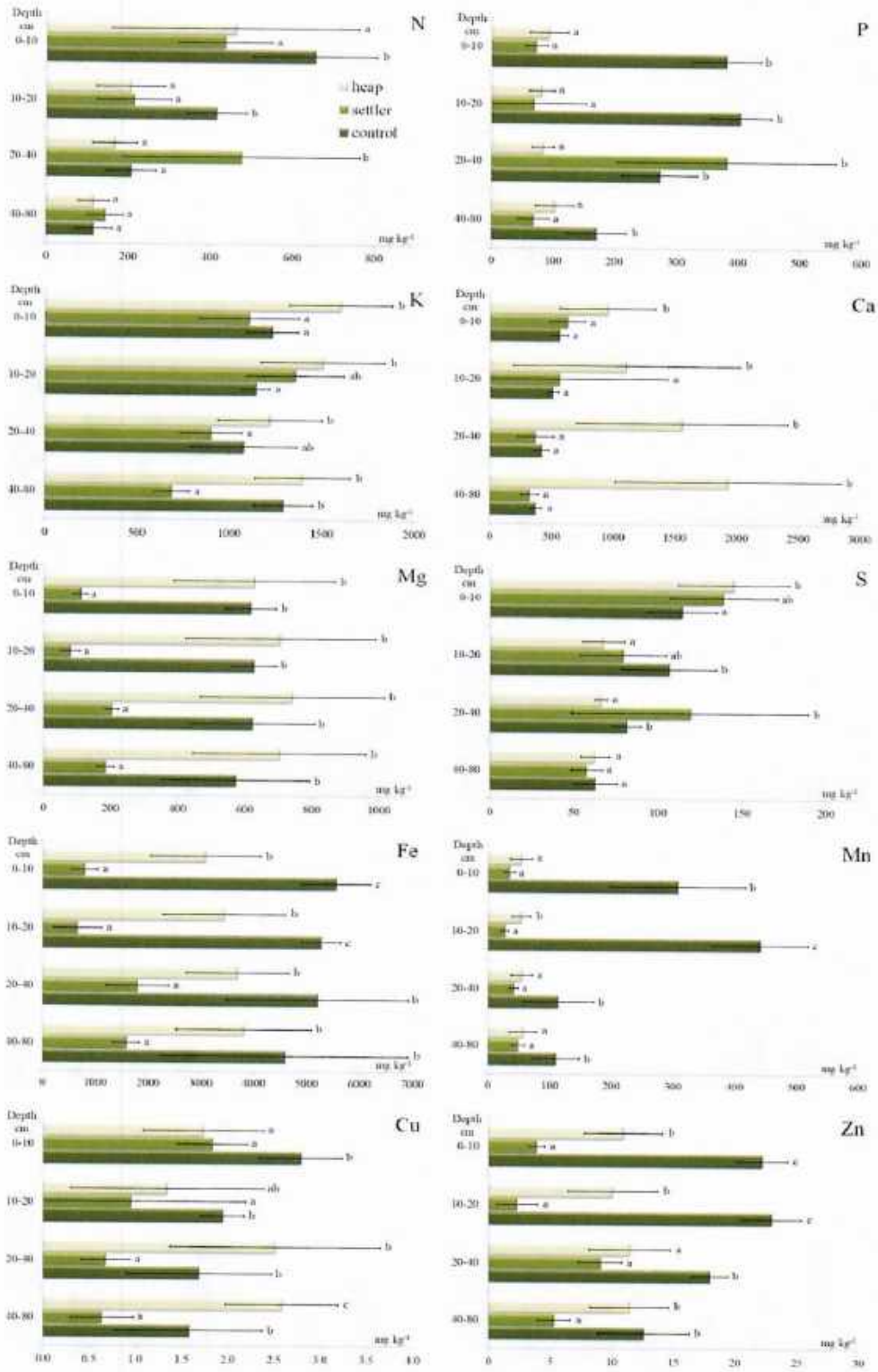
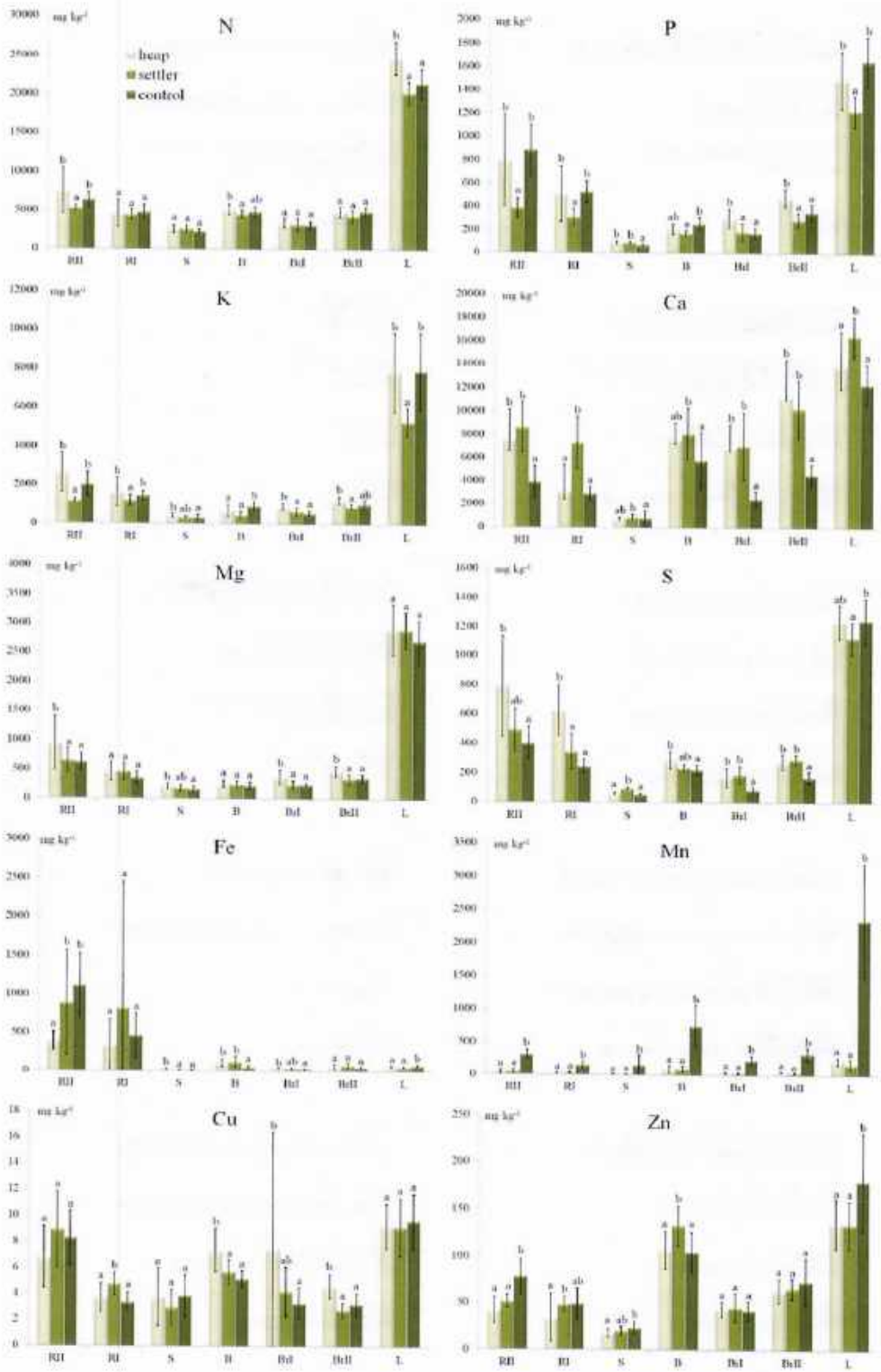



**Fig. 3** Mean ± SD soil nutrient content at depths of 0–10, 10–20, 20–40, and 40–80 cm (the same letters indicate no statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on the Kruskal–Wallis test)


N
P
K
Ca
Mg
S
Fe
Mn
Cu
Zn
heap
settler
control
mg kg-1
RII
RI
S
B
BsI
BsII
L

◂**Fig. 4** Mean ± SD nutrients content in birch biomass (the same letters indicate no statistically significant differences between the stands at a significance level of $p < 0.05$ based on the Kruskal–Wallis test). RII—second-order roots, RI—first-order roots, S—stemwood, B—bark at a height ≈130 cm, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, and L—leaves

Daugaviete et al., 2015; Hytönen et al., 2014; Křibek et al., 2020; Pająk et al., 2016; Sitko et al., 2022). In the present study, the influence of the lignite operations was confirmed by the PCA analysis (Fig. 6), which clearly showed different effects on the nutrient composition in the silver birch tissues from each stand. This highlights the complex character of this process, in which the nutrient availability for plants is controlled by certain factors, particularly soil pH (Barrow & Hartemink, 2023). As we found, the soil nutrient profiles of the investigated stands were not homogeneous (Fig. 2). While we expected the soils of the settling pond and spoil heap locations to be acidic, as is typical of Podzols and Arenosols (Brożek & Zwydak, 2010), we found the soil of the heap to be alkaline in the deeper layers. This contrasts with the reports by Pająk et al. (2023) and Wójcik et al. (2012), who noted a strongly acidic reaction at this site, whereas it corresponds with the observations of Pająk and Krzaklewski (2006). A varying pH in the overburden was observed by Gruszczyński (2015) and Pudełko and Chodak (2020). Such discrepancies are common, being an effect of the heterogeneity of the deposited material (Wójcik & Krzaklewski, 2009). As mentioned, soil pH determines nutrient uptake and its accumulation in the plant biomass, along with the nutrient concentration in the substrate (Cataldo & Wildung, 1978), and the plant's requirements for a given nutrient (Clark, 1983). Considering the environmental factors, either directly or indirectly shaped by anthropization, the influence of pH on the nutritional status of plants can be highly differentiated, depending also on the type of the nutrient.

Nitrogen and P are dominant limiting nutrients in plant growth, influencing productivity and the overall functioning of terrestrial ecosystems (Perring et al., 2008), especially those associated with industrial/post-industrial sites, which are often extremely poor in biogenic elements (Pająk et al., 2023; Pietrzykowski et al., 2013), as was also noted in this study (Fig. 3). The soil N and P contents were considerably lower than in the control (Fig. 3), as well as in other nutrient-poor, sandy soils under silver birch stands (Rustowska, 2022, 2024). This explains the limited accumulation of P in the birch biomass in the settler location. The comparable biomass P contents in the heap and control locations were probably influenced by a higher soil reaction increasing its uptake. In contrast to P, the N content in the birch biomass was not reduced in any stand in the mining zone, and was generally similar to the reports by other authors for various sites (Jonczak et al., 2023; Kuznetsova et al., 2010; Rustowska, 2022, 2024; Uri et al., 2007). This might be explained by the symbiotic interaction of the birch roots with AMF facilitating N uptake from the soil (Smith & Smith, 2011), promoted by their abundance due to the lignite (Baumann et al., 2005). Moreover, an increase in N content in the aboveground plant tissues, particularly the leaves (Fig. 3), might have been caused by the emission of N oxides (NOx) from the openpit mining (Huertas et al., 2012).

In terms of K, significantly lower contents were recorded in the birch trees growing near the ash settler pond and power plant in relation to the control (Fig. 3). This is possibly due to the typically small amounts of K that occur in Podzols (Brożek & Zwydak, 2010) (in this study, the K was lower than in the Arenosol of the control stand), as well as the lignite fly ash from the Bełchatów power plant (Bąk et al., 2023; Uzarowicz et al., 2018).

The fly ash from the Bełchatów lignite mine is characterized by a high Ca content (Giergiczny & Michniewicz, 1991; Peukert et al., 1986). As reported by Hycnar et al. (2017) and Uzarowicz et al. (2018), this is due to the presence of significant amounts of $CaCO_3$-rich lake chalk in the combusted coal (Hycnar et al., 2017). What is more, the combustion lignite rich in Ca can lead to the formation of other Ca mineral phases, such as gehlenite ($Ca_2Al_2SiO_7$), ye'elimite [$Ca_4Al_6(SO_4)$], anhydrite ($CaSO_4$), and lime (CaO), which have all been found in the Bełchatów fly ash (Bąk et al., 2023). Also, the soil of the heap stand contained higher contents of Ca than the control stand, which, as reported by Pająk and Krzeklewski (2006), is due to the presence of $CaCO_3$ in these formations. Based on the above, the increased Ca content in the birch biomass growing in the vicinity of the mine was not surprising (Fig. 3). The Ca content was considerably higher than in birches in urban areas (Modrzewska et al., 2016), and

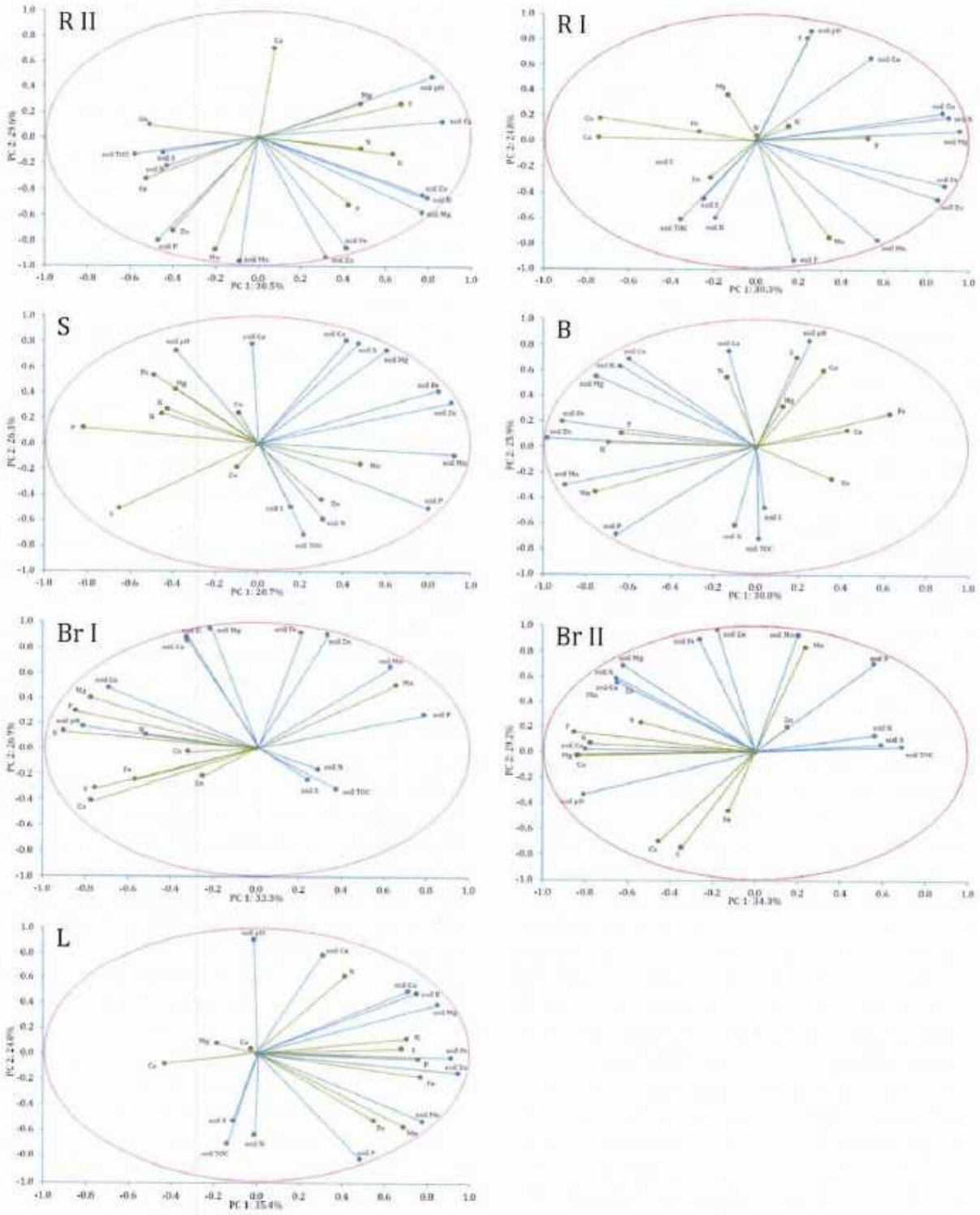



**Fig. 5** PCA analyses of individual silver birch tissues and soil characteristics. RII—second-order roots, RI—first-order roots, S—stemwood, B—bark at a height ≈130 cm, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, and L—leaves

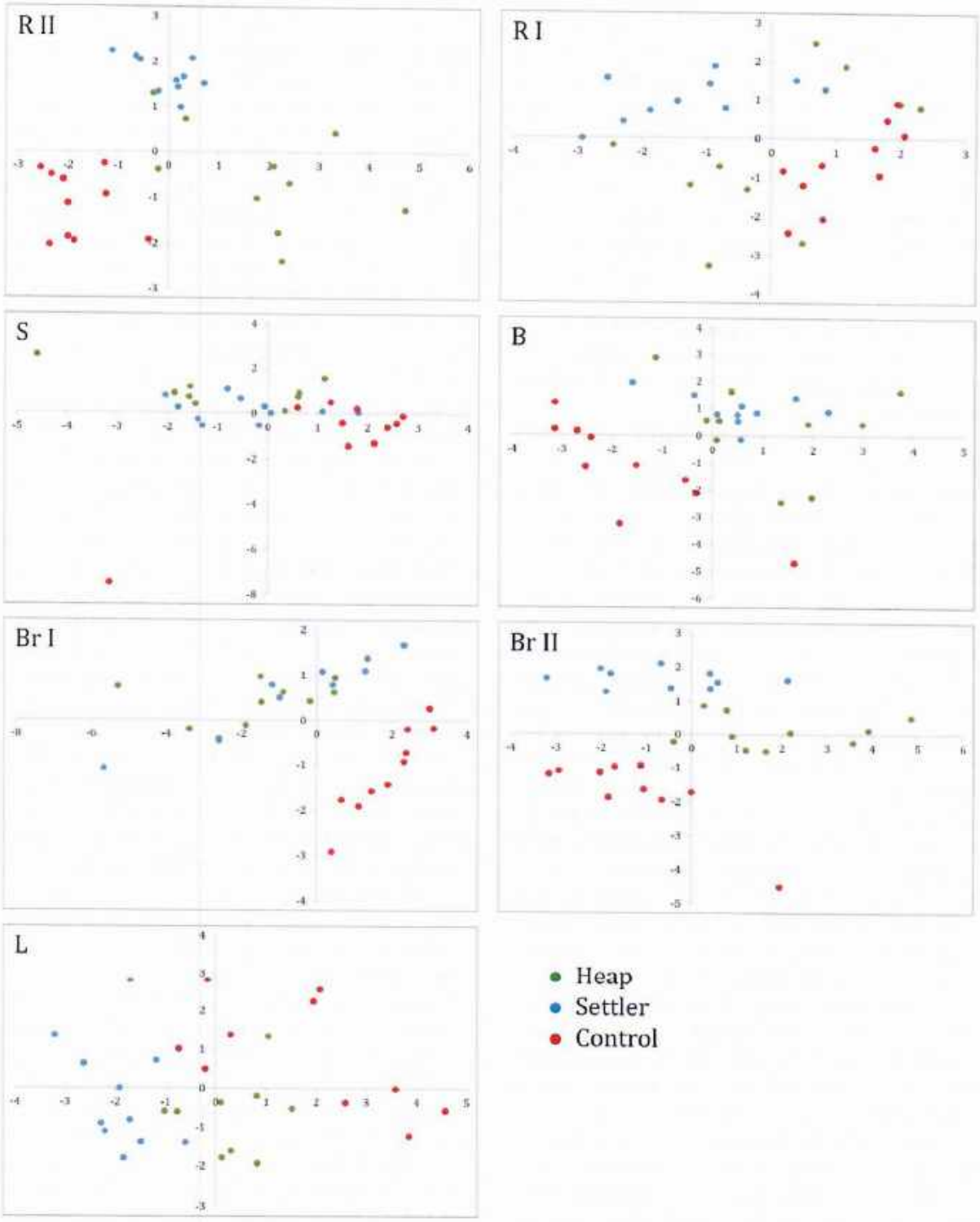



**Fig. 6** PCA analyses of individual silver birch tissues (projection of cases on the plane of factors). RII—second-order roots, RI—first-order roots, S—stemwood, B—bark at a height ≈130 cm, BrI—first-order branches, BrII—second-order branches, and L—leaves

also higher than in silver birch growing on post-mining spoil heaps formed from waste rock from the coal mine in Katowice (Sitko et al., 2022). The increased accumulation recorded in this study was probably influenced by the higher pH of the overburden materials ($5.8 \pm 0.4$–$8.1 \pm 0.7$) compared to that recorded by Sitko et al. (2022) ($3.68 \pm 0.06$).

The Mg contents in some of the birch tissues varied from the control only at the heap location (Fig. 3), which differed in the soil reaction (Fig. 2). As confirmed by PCA analysis (Fig. 4), the increased uptake of Mg is positively correlated with soil pH, this being a significant factor determining the availability of this nutrient to plants (Hailes et al., 1997), which explains the observed trend.

Sulfur is typically accumulated by plants from the soil in the form of sulfates, although it can be also absorbed from the air as S dioxide ($SO_2$) (Linzon et al., 1979) and hydrogen sulfide ($H_2S$), released during the pyrolysis of lignite (Zhang & Yani, 2011). The presence of S in these forms is particularly common in industrial areas through its emission by several activities, such as smelting, combustion, and mining (Gordon & Gorham, 1963; Katz et al., 1939; Linzon, 1958, 1965), thus contributing to the elevated contents of this nutrient in plants. Frazer (1935) highlighted that some coniferous plants growing on industrial sites exhibited significantly higher levels of S compared to their counterparts growing in non-polluted areas. Also, Katz et al. (1939) observed that the S concentrations in coniferous foliage were the highest near a lead smelter, gradually decreasing with distance from this. A similar tendency was noted in our study, with the S contents in the silver birch tissues being usually significantly higher in both the heap and settler stands than in the control (Fig. 4).

The large-scale mining and burning of coal often poses a risk of soil contamination by trace elements (Dang et al., 2002; Rout et al., 2013). However, studies conducted at the Bełchatów lignite mine site have indicated that both the combustion waste and the overburden heap do not show elevated concentrations of these (Hycnar et al., 2017; Stolecki, 2005). We can confirm these reports—the contents of Cu and Zn in the soils of the studied stands were low and, according to legal regulations (Regulation of the Minister of the Environment of 1 September 2016 on the Method of the Contamination Assessment of the Earth Surface), they did not exceed permissible norms. Therefore, the impact of lignite mining activities on the accumulation of these micronutrients by silver birch was negligible (Fig. 4), and their contents did not differ from those presented by Rustowska (2022) from Arenosol stands. Contrastingly to Cu and Zn, Mn exhibited significant differences between the heap and the settler stands vs the control stand in all tissues, showing a considerable decrease in concentration in the stands that experienced anthropogenic impacts (Fig. 4). The accumulation of Mn is primarily dependent on soil pH, which is the most effective in acidic soils (Kabata-Pendias & Pendias, 1999). Reimann et al. (2007) revealed that birches will accumulate Mn in their leaves up to 4,888 mg $kg^{-1}$ in soils with low pH. This explains the higher content of Mn in the birches growing in the control stand. At the settler location, the Mn content was considerably lower than at the control stand, despite the acidic reaction of the soil. This seems to be related to the extremely low Mn contents in the soils of the settler and heap stands, which had much lower concentrations than in other soils under silver birch stands reported in the literature (Jonczak et al., 2023; Rustowska, 2022; Sitko et al., 2022). Deficiency in Mn is prevalent among plants that thrive in soils originating from parent materials with low Mn contents, as well as in soils that have undergone extensive leaching (Ivanov et al., 2022). The other explanation of the observed differences between the stands can be the impact of stand density. As presented in the work of Machava and Barna (2005), Mn content in in the foliage of dominant beech was the highest on plots with the highest density, which is in line with our study. Positive correlation of the amount of accumulated nutrients in different parts of Scots pine with stand density indicated also Węgiel et al. (2018).

According to Hycnar et al. (2017), fly ash from the Bełchatów power plant contains a number of mineral forms of Fe, including hematite ($Fe_2O_3$), magnetite ($Fe_3O_4$), wüstite (FeO), goethite (FeO(OH)), lepidocrocite (FeO(OH)), and pyrrhotite (FeS), indicating the possible capture of this nutrient from dust by birch, and an increase in the Fe content of the sites close to the settling pond and power plant. However, we found no such trend (Fig. 3), the statistical analysis showing significant differences between the heap and control stands, but the trend being unclear.

The distribution of nutrients accumulated in trees is dependent on the specific nutrient demands and

functions of each organ (Martins et al., 2019; Miller, 1995; Tromp, 1983). In addition, in deciduous trees, this is controlled by the retranslocation process, which is an important strategy for preserving the loss of nutrients from senescent leaves (Jonczak et al., 2023; Scalon et al., 2017). This tissue usually contains the highest content of nutrients, followed by the branches, bark, or roots, while stemwood has the lowest (Alifragis et al., 2001; Sharma & Sharma, 2013; Vos et al., 2023). In this study, the distribution of the majority of the nutrients showed a similar pattern (see Supplementary material), which was also consistent with the findings reported for silver birch by Novák et al. (2017) and Rustowska (2022, 2024).

## 5 Conclusions

Based on the obtained data, our hypothesis that the site characteristics in the lignite mining zone would be reflected in the nutritional status of the silver birch stands seems to have been confirmed for the majority of nutrients. However, depending on the nutrient and the site conditions, the effect was diverse. Statistical analysis demonstrated that silver birch growing on the heap comprising overburden material deposited during lignite mining had increased contents of, particularly, S, followed by Fe and Mg, while the birches growing in the vicinity of the fly ash settling pond and power plant showed a capacity to retain mainly Ca and S in the majority of their tissues. We found lower accumulations of some nutrients, especially Mn, which was considerably decreased in both of the polluted stands compared to the control. Additionally, P and K accumulation in the zone under the impact of fly ash was reduced in relation to the undisturbed forest stand. In the case of Fe, although significant differences were present in some cases, the tendency was not clear. The impact of lignite mining operations on the accumulation of Cu and Zn was negligible. The distribution of nutrients was typical for tree species, with the leaves being the most abundant tissue (except for Fe), while the stemwood was the poorest. Overall, the results of this study, in tandem with the anthropogenically altered nature of the site, indicate the complexity of the issue of nutrient accumulation in silver birch trees growing in the investigated area, in which soil-related parameters and the nutrient composition of the fly ash seem to have play important roles. Our findings expanded knowledge in the field of silver birch ecology of the areas affected by lignite opencast mining, and they have the potential to be applied to the effective reclamation and restoration of degraded areas.

**Author Contributions** Beata Rustowska: conceptualization, data curation, formal analysis, investigation, methodology, validation, visualization, writing—original draft, writing—review & editing; Jerzy Jonczak: investigation, validation, supervision; Artur Pędziwiatr: investigation.

**Data Availability** All data supporting the findings of this study are available within the paper and its Supplementary Information.

**Declarations**

**Ethical Responsibilities of Authors** All authors have read, understood, and have complied as applicable with the statement on "Ethical responsibilities of Authors" as found in the Instructions for Authors.

**Competing Interests** The authors declare no competing interests.

**Open Access** This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons licence, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons licence, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons licence and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this licence, visit http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/.

## References

Alifragis, D., Smiris, P., Maris, F., Kavvadias, V., Konstantinidou, E., & Stamou, N. (2001). The efect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. *Forest Ecology Management, 141*(3), 259–269. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00334-0

Bąk, A., Bazan, P., Pławecka, K., & Łach, M. (2023). Geopolymers based on fly ash from the bełchatów power plant. *Materials Proceedings, 13*, 17. https://doi.org/10.3390/materproc2023013017

Barrow, N. J., & Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant and Soil, 487*, 21–37. https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5

Baumann, K., Schneider, B. U., Marschner, P., & Huttl, R. F. (2005). Root distribution and nutrient status of mycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* L. seedlings growing in a sandy substrate with lignite fragments. *Plant and Soil, 276*, 347–357. https://doi.org/10.1007/s11104-005-5300-y

Bekele, A., Roy, J. L., & Young, M. A. (2015). Use of biochar and oxidized lignite for reconstructing functioning agronomic topsoil: Effects on soil properties in a greenhouse study. *Canadian Journal of Soil Science, 95*, 269–285. https://doi.org/10.4141/cjss-2014-008

Borcz, A., & Kozioł, W. (2015). Systemy maszynowe w górnictwie odkrywkowym. Cz. 1. Maszyny w górnictwie polskim". *Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne, 4*, 102–107. (in Polish).

Brandtberg, P. O., Bengtsson, J., & Lundkvist, H. (2004). Distributions of the capacity to take up nutrients by *Betula* spp. and Picea abies in mixed stands. *Forest Ecology and Management, 198*, 193–208. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.012

Brożek, S., & Zwydak, M. (2010). *Atlas gleb leśnych Polski*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. (in Polish).

Carnol, M., & Bazgir, M. (2013). Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. *Forest Ecology and Management, 309*, 66–75. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.008

Cataldo, D. A., & Wildung, R. E. (1978). Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants. *Environmental Health Perspectives, 27*, 149–159. https://doi.org/10.1289/ehp.7827149

Clark, R. B. (1983). Plant genotype differences in the uptake, translocation, accumulation and use of mineral elements required for plant growth. *Plant and Soil, 72*, 175–196.

Clegg, S., & Gobran, G. R. (1995). Effects of aluminium on growth and root reactions of phosphorus stressed *Betula pendula* seedlings. *Plant and Soil, 168–169*, 173–178. https://doi.org/10.1007/BF00029326

Dang, Z., Liu, C., & Haigh, M. J. (2002). Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. *Environmental Pollution, 118*, 419–426.

Daugaviete, M., Korica, A. M., Silins, I., Barsevskis, A., Bardulis, A., Bardule, A., Spalvis, K., & Daugavietis, M. (2015). The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. *Journal of Environmental Science and Engineering, B4*, 177–189. https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.04.002

Dmuchowski, W., Baczewska, A. H., & Gozdowski, D. (2012). Silver birch (*Betula pendula* Roth) as zinc hyperaccumulator. In J. Nriagu, J. Pacyna, P. Szefer, B. Markert, S. Wuenschmann, & J. Namieśnik (Eds.), *Heavy metals in the environment* (pp. 19–25). Maralte BV.

Eltrop, L., Brown, G., Joachim, O., & Brinkmann, K. (1991). Lead tolerance of Betula and Salix in the mining area of Mechernich/Germany. *Plant and Soil, 131*, 275–285. https://doi.org/10.1007/BF00009459

Frazer, J. (1935). Sulphur content of plants. *Plant Physiology, 10*, 529.

Frouz, J., Krištůfek, V., Bastl, J., KalčÍk, J., & VaňkovÁ, H. (2005). Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). *Water, Air, & Soil Pollution, 162*, 37–47. https://doi.org/10.1007/s11270-005-5991-y

Fyson, A., Nixdorf, B., & Kalin, M. (2006). The acidic lignite pit lakes of Germany-Microcosm experiments on acidity removal through controlled eutrophication. *Ecological Engineering, 28*, 288–295. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.012

Giergiczny, Z., & Michniewicz, E. (1991). Badanie procesów zestalania zaczynów z popiołów bełchatowskich. *Górnictwo Odkrywkowe, 1*. (in Polish)

Gordon, A. G., & Gorham, E. (1963). Ecological aspects of air pollution from an iron-sintering plant at Wawa, Ontario. *Canadian Journal of Botany, 41*, 1063.

Gruszczyński S. (2015). Accumulation of organic carbon in reclaimed soils. Dumping grounds: Bełchatów, Machów, Turów. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas, IV/4*, 1417–1436. http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2015.4.4.102. (in Polish).

Hailes, K. J., Aitken, R. L., & Menzies, N. W. (1997). Magnesium in tropical and subtropical soils from north-eastern Australia. II. Response by glasshouse-grown maize to applied Magnesium. *Soil Research, 35*, 629–641. https://doi.org/10.3390/agronomy12112693

Huertas, J. I., Camacho, D. A., & Huertas, M. E. (2012). Standardized emissions inventory methodology for open pit mining areas. *Environmental Science and Pollution Research, 19*, 2784–2794.

Hycnar, E., Jończyk, M. W., & Ratajczak, T. (2017). Popioły lotne i iły beidellitowe z Bełchatowa jako składniki mieszanin samozestalających się. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, 100*, 37–48. (in Polish).

Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., & Velling, P. (2010). Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. *Forestry, 83*(1), 103–119. https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035

Hytönen, J., Saramäki, J., & Niemistö, P. (2014). Growth, stem quality and nutritional status of *Betula pendula* and *Betula pubescens* in pure stands and mixtures. *Scandinavian Journal of Forest Research, 29*(1), 1–11. https://doi.org/10.1080/02827581.2013.838300

Ivanov, Y. V., Pashkovskiy, P. P., Ivanova, A. I., Kartashov, A. V., & Kuznetsov, V. V. (2022). Manganese deficiency suppresses growth and photosynthetic processes but causes an increase in the expression of photosynthetic genes in scots pine seedlings. *Cells, 11*(23), 3814. https://doi.org/10.3390/cells11233814

IUSS Working Group WRB. (2022). *World reference base for soil resources. International soil classification system*

*for naming soils and creating legends for soil maps* (4th ed). International Union of Soil Sciences (IUSS).

Jonczak, J. (2011). Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. *Sylwan, 155*(11), 760–768. (in Polish).

Jonczak, J., Oktaba, L., Chojnacka, A., Pawłowicz, E., Kruczkowska, B., Oktaba, J., & Słowińska, S. (2023). Nutrient fluxes via litterfall in silver birch (*Betula pendula* Roth) stands growing on post-arable soils. *European Journal of Forest Research, 142*, 981–996.

Kabata-Pendias, A., & Pendias H. (1999). Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. (in Polish).

Katz, M., Ledingham, G. A., & McCallum, A. W. (1939). *Effects of sulphur dioxide on vegetation*. National Research Council of Canada.

Kołodziej, B., Bryk, M., & Otremba K. (2020). Effect of rockwool and lignite dust on physical state of rehabilitated postmining soil. *Soil and Tillage Research, 199*, 104603.

Kosztowniak, E., Ciężka, M., Zwoździak, A., & Górka, M. (2016). OC/EC from PM10 in the vicinity of Turów lignite open-pit mine (SW Poland): Carbon isotopic approach. *Atmospheric Pollution Research, 7*, 40–48. https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.07.003

Kozioł, W., Machniak, Ł., Sośniak, E., & Chałupka, R. (2011). Technologia wydobycia trudno urabialnych skał nadkładowych na przykładzie kopalni węgla brunatnego "Bełchatów." *Górnictwo i Geoinżynieria, 35*, 165–180. (in Polish).

Křibek, B., Míková, J., Knésl, I., Mihaljevič, M., & Sýkorová, I. (2020). Uptake of trace elements and isotope fractionation of Cu and Zn by birch (*Betula pendula*) growing on mineralized coal waste pile. *Applied Geochemistry, 122*, 104741. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104741

Kuznetsova, T., Rosenvald, K., Ostonen, I., Helmisaari, H.-S., Mandre, M., & Lõhmus, K. (2010). Survival of black alder (*Alnus glutinosa* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings in a reclaimed oil shale mining area. *Ecological Engineering, 36*(4), 495–502. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.019

Kwiatkowska-Malina, J. (2015). The influence of exogenic organic matter on selected chemical and physicochemical properties of soil. *Polish Journal of Soil Science, 58*(2), 173–180.

Linzon, S. N. (1965). Sulphur dioxide injury to trees in the vicinity of petroleum refineries. *Forestry Chronicle, 417*, 245–250.

Linzon, S. N. (1958). The Influence of smelter fumes on the growth of white pine in the sudbury region. *Ontario Department Lands and Forests, Ontario Department Mines*, Toronto, pp. 1–45.

Linzon, S. N., Temple, P. J., & Pearson, R. G. (1979). Sulfur concentrations in plant foliage and related effects. *Journal of the Air Pollution Control Association, 29*(5), 520–525. https://doi.org/10.1080/00022470.1979.10470822

Machava, J., & Barna, M. (2005). The influence of stand density on Mn and Fe concentrations in beech leaves. *Journal of Forest Science, 51*(5), 225–236. https://doi.org/10.17221/4593-JFS

Marguí, E., Queralt, I., Carvalho, M. L., & Hidalgo, M. (2007). Assessment of metal availability to vegetation (*Betula pendula*) in Pb-Zn ore concentrate residues with different features. *Environmental Pollution, 145*, 179–184. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.028

Martins, T. G. V., Rocha, M. F. V., Nieri, É. M., Melo, LAd., Silva, MLd. S., & Silva, D. SNd. (2019). Nutrient accumulation in eucalyptus bark at different population densities. *Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental, 23*(1), 40–46. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n1p40-46

Miller, H. G. (1995). The influence of stand development on nutrient demand, growth and allocation. *Plant and Soil, 168*, 225–232. https://doi.org/10.1007/BF00029332

Modrzewska, B., Kosiorek, M., & Wyszkowski, M. (2016). Content of some nutrients in Scots pine, silver birch and Norway maple in an urbanized environment. *Journal of Elementology, 21*(1), 149–157. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.2.845

Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., & Slodičák, M. (2017). Nutrient content in silver birch biomass on nutrient-poor, gleyic sites. *Zpravy Lesnickeho Vyzkumu, 62*(3), 135–141.

Pająk, M., Halecki, W., & Gąsiorek, M. (2016). Accumulative response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth) to heavy metals enhanced by Pb-Zn ore mining and processing plants: Explicitly spatial considerations of ordinary kriging based on a GIS approach. *Chemosphere, 168*, 851–859. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.125

Pająk, M., & Krzaklewski, W. (2006). Selected chemical properties of initial soils on the outside spoil bank of the "Bełchatów" mine. *Soil Science Annual, 57*(1/2), 158–163.

Pająk, M., Woś, B., Likus-Cieślik, J., Bobik, I., Otremba, K., & Pietrzykowski, M. (2023). Effect of properties of technogenic soils developed from different lignite spoil heap materials on the growth of Scots pine Pinus sylvestris L. *Sylwan, 167*(2), 61–77. https://doi.org/10.26202/sylwan.2023017

Pandey, B., Agrawal, M., & Singh, S. (2014). Assessment of air pollution around coal mining area: Emphasizing on spatial distributions, seasonal variations and heavy metals, using cluster and principal component analysis. *Atmospheric Pollution Research, 5*, 79–86. https://doi.org/10.5094/APR.2014.010

Perring, M. P., Hedin, L. O., Levin, S. A., McGroddy, M., & Mazancourt, Cd. (2008). Increased plant growth from nitrogen addition should conserve phosphorus in terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 105*(6), 1971–1976. https://doi.org/10.1073/pnas.0711618105

Peukert, J., Thiel, A., & Kania J. (1986). Wykorzystanie popiołu lotnego z węgla brunatnego Bełchatów. Cz. II. Popiół jako surowiec „niski" do produkcji klinkieru portlandzkiego". *Cement Wapno Gips, 1*. (in Polish).

Pietrzykowski, M., Krzaklewski, W., & Woś, B. (2013). Zawartość pierwiastków śladowych (Mn, Zn, Cu, Cd, Pb, Cr) w liściach olsz (*Alnus sp.*) zastosowanych jako gatunki fitomelioracyjne na składowisku odpadów paleniskowych.

*Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, 151*(31), 26–34. (in Polish).

PTG. (2009). Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. *Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 60*(2), 5–17. (in Polish).

Pudełko, A., & Chodak, M. (2020). Estimation of total nitrogen and organic carbon contents in mine soils with NIR reflectance spectroscopy and various chemometric methods. *Geoderma, 368*, 11430606. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114306

Qin, K., & Leskovar, D. (2018). Lignite-derived humic substances modulate pepper and soil-biota growth under water deficit stress. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 181*(5). https://doi.org/10.1002/jpln.201800078

Ratajczak, T., & Hycnar E. (2017). Kopaliny towarzyszące w złożach węgla brunatnego. Geologiczno-surowcowe aspekty zagospodarowania kopalin towarzyszących. *Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk* (in Polish).

Regulation of the Minister of the Environment of 1 September 2016 on the Method of Assessing the Pollution of the Earth's Surface. J. Laws 2016, item 1395.

Reimann, C., Arnoldussen, A., Finne, T. E., Koller, F., Nordgulen, Ø., & Englmaier, P. (2007). Element contents in mountain birch leaves, bark and wood under different anthropogenic and geogenic conditions. *Applied Geochemistry, 22*, 1549–1566.

Rout, T. K., Masto, R. E., Ram, L. C., George, J., & Padhy, P. K. (2013). Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area. *Environmental Geochemistry and Health, 35*(3), 347–356.

Rumpel, P., Grootes, M., & Kögel-Knabnerc, I. (2001). Characterization of the microbial biomass in lignite-containing mine soils by radiocarbon measurements. *Soil Biology and Biochemistry, 33*(14), 2019–2021. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00122-5

Rustowska, B. (2022). Long-term wildfire effect on nutrient distribution in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass. *Soil Science Annual, 73*(2), 149943. https://doi.org/10.37501/soilsa/149943

Rustowska, B. (2024). Nutrient distribution and bioaccumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass grown in nutrient-poor soil. *Trees*. https://doi.org/10.1007/s00468-024-02492-y

Scalon, M. C., Wright, I. J., & Franco, A. C. (2017). To recycle or steal? Nutrient resorption in Australian and Brazilian mistletoes from three low phosphorus sites. *Oikos, 126*, 32–39. https://doi.org/10.1111/oik.03455

Sekhohola, L. M., Igbinigie, E. E., & Cowan, A. K. (2013). Biological degradation and solubilisation of coal. *Biodegradation, 24*, 305–318.

Sharma, B., & Sharma, K. (2013). Nutrient accumulation in various plant parts of dominant tree species of three different localities. *Pakistan Journal of Biological Sciences, 16*(18), 965–968. https://doi.org/10.3923/pjbs.2013.965.968

Shorohova, E., & Kapitsa, E. (2016). The decomposition rate of non-stem components of coarse woody debris (CWD) in European boreal forests mainly depends on site moisture and tree species. *European Journal of Forest Research, 135*, 593–606. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0957-8

Simmler, M., Ciadamidaro, L., Schulin, R., Madejón, P., Reiser, P., Clucas, L., Weber, P., & Robinson, B. (2013). Lignite reduces the solubility and plant uptake of cadmium in pasturelands. *Environmental Science & Technology, 47*(9), 4497–4504. https://doi.org/10.1021/es303118a

Sitko, K., Opała-Owczarek, M., Jemioła, G., Gieroń, Z., Szopiński, M., Owczarek, P., Rudnicka, M., & Małkowski, E. (2022). Effect of drought and heavy metal contamination on growth and photosynthesis of silver birch trees growing on post-industrial heaps. *Cells, 11*, 53. https://doi.org/10.3390/cells11010053

Smith, S., & Smith, F. (2011). Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: New paradigms from cellular to ecosystem scales. *Annual Review of Plant Biology, 62*(1), 227–250. https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042110-103846

Staddon, P. L., Ramsey, C. B., Ostle, N., Ineson, P., & Fitter, A. H. (2003). Rapid turnover of hyphae of mycorrhizal fungi determined by AMS microanalysis of C-14. *Science, 300*, 1138–1140. https://doi.org/10.1126/science.1084269

Stolecki, L. (2005). Wpływ sposobów składowania odpadów paleniskowych w wyrobisku końcowym odkrywki Bełchatów na środowisko wodne. Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, Wydział Geoinżynierii, Górnictwa i Geologii, Wrocław. (in Polish).

Tran, C. K. T., Rose, M. T., Cavagnaro, R. T., & Patti, A. F. (2015). Lignite amendment has limited impacts on soil microbial communities and mineral nitrogen availability. *Applied Soil Ecology, 95*, 140–150. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.020

Tromp, J. (1983). Nutrient reserves in roots of fruit trees, in particular carbohydrates and nitrogen. *Plant and Soil, 71*, 401–413. https://doi.org/10.1007/BF02182682

Ulbrichová, I., Podrázský, V., & Slodičák, M. (2005). Soil forming role of birch in the ore mts. *Journal of Forest Science, 51*, 54–58. https://doi.org/10.17221/11850-JFS

Uri, V., Vares, A., Tullus, H., & Kanal, A. (2007). Aboveground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. *Biomass and Bioenergy, 31*(4), 195–204. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.08.003

Uzarowicz, Ł., Kwasowski, W., Śpiewak, O., & Świtoniak, M. (2018). Indicators of pedogenesis of Technosols developed in an ash settling pond at the Bełchatów thermal power station (central Poland). *Soil Science Annual, 69*(1/2018), 49–59.

Vos, A. E. M., Boer, D., Vries, Ouden, J., & Sterckz, F. J. (2023). Aboveground carbon and nutrient distributions are hardly associated with canopy position for trees in temperate forests on poor and acidified sandy soils. *Forest Ecology and Management, 529*, 120731. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120731

Vrablik, P., Wildova, E., & Vrablikova, J. (2017). The effect of brown coal mining on the environment and health of the population in Northern Bohemia (Czech Republic). *International Journal of Clean Coal and Energy, 06*, 1–13. https://doi.org/10.4236/ijcce.2017.61001

Wagner, M., & Słomka T. (2000). Charakter petrograficzny i warunki sedymentacji wybranych kompleksów litologicznych z profilu miocenu w złożu węgla brunatnego

Bełchatów. *Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN* (in Polish).

Warfvinge, P., & Svedrup, H. (1995). Critical loads of acidity to Swedish Forest Soils. Methods, data and results. *Reports in Environmental Engineering and Ecology, 5*, 1–127. *Chemical Engineering*, Lund University, Lund, Sweden.

Węgiel, A., Bielinis, E., & Polowy, K. (2018). Macronutrient stocks in Scots pine stands of different densities. *Forests, 9*, 593. https://doi.org/10.3390/f9100593

Wójcik, J., & Krzaklewski, W. (2009). Forestation as a Method of the Remediation of Soilless Areas of the Lignite Mine Turów. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi, 25*(3), 171–187. (in Polish).

Wójcik, J., Pająk, M., Kowalik, S., & Krzaklewski, W. (2012). Changes of the properties of initial soil within 10 years since the accomplishment of reclamation measures on toxically acid grounds of the outer dump in the "Bełchatów" Lignite Mine. *Przegląd Górniczy, 8*, 61–68. (in Polish).

Zhang, D., & Yani, S. (2011). Sulphur transformation during pyrolysis of an Australian lignite. *Proceedings of the Combustion Institute, 33*, 1747–1753. https://doi.org/10.1016/j.proci.2010.07.074

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Warszawa, 15.09.2025 r.

mgr inż. Beata Rustowska
beata_rustowska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Pędziawiatr, A., 2024. Nutrient accumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass in a lignite mining area. *Water, Air, & Soil Pollution* 235:440, mój udział w jej powstaniu polegał na przygotowaniu koncepcji, opracowaniu metodologii, prowadzeniu badań, walidacji, analizy formalnej, wizualizacji, gromadzeniu danych i pisaniu pracy. Udział procentowy szacuję na 60%.

Podpis

Beata Rustowska

Warszawa, 15.09.2025 r.

dr hab. Jerzy Jonczak, prof. SGGW
jerzy_jonczak@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Pędziawiatr, A., 2024. Nutrient accumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass in a lignite mining area. Water, Air, & Soil Pollution 235:440, mój udział w jej powstaniu polegał na nadzorze realizowanych badań oraz pomocy przy przeprowadzaniu analiz i weryfikacji danych. Udział procentowy szacuję na 25%.

Podpis

Warszawa, 15.07.2025 r.

dr Artur Pędziwiatr
artur_pędziwiatr@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Rolnictwo i Ogrodnictwo**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**

**Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracy Rustowska B., Jonczak J., Pędziawiatr, A., 2024. Nutrient accumulation in silver birch (*Betula pendula* Roth) biomass in a lignite mining area. *Water, Air, & Soil Pollution* 235:440, mój udział w jej powstaniu polegał na pomocy przy przeprowadzaniu badań. Udział procentowy szacuję na 15%.

Podpis

Pędziwiatr Artur