

Rozkład liści drzew w początkowych etapach dekompozycji w drzewostanach sosnowych i brzozowych rosnących na rekultywowanym zwałowisku pokopalnianym i terenach leśnych

Paweł Horodecki, Mirosław Nowiński, Katarzyna Rawlik, Andrzej M. Jagodziński

Abstrakt. Rozkład martwej materii organicznej jest jednym z głównych procesów związanych z obiegiem pierwiastków w przyrodzie. Poznanie tempa dekompozycji jest szczególnie ważne w lasach porastających zdegradowane siedliska antropogeniczne, w inicjalnych stadiach ich rozwoju. Celem pracy było porównanie tempa rozkładu liści czterech gatunków drzew (*Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*) w drzewostanach sosnowych i brzozowych rosnących na czwartorzędowych utworach glebowych rekultywowanych gruntów pokopalnianych oraz na terenach leśnych. Jesienią 2013 roku na dnie lasu wyłożono „woreczki ściółkowe” wypełnione liśćmi o znanej suchej masie. Część próbek zebrano po trzech i sześciu miesiącach, wysuszono oraz określono ubytki mas. Stwierdzono statystycznie istotny wpływ terminu zbioru, rodzaju liści, warunków siedliskowych oraz gatunku głównego budującego drzewostany na tempo dekompozycji. Tempo rozkładu liści w drzewostanach brzozowych było wyższe na terenach leśnych niż pokopalnianych w każdym z terminów. W drzewostanach sosnowych po trzech miesiącach ekspozycji materiału roślinnego tempo rozkładu było wyższe w drzewostanach na zwałowisku aniżeli na gruntach leśnych. Po sześciu miesiącach liście brzozy i olszy w drzewostanach sosnowych rozkładały się szybciej na zwałowisku, a liście dębu i igły sosny – na terenach leśnych. Zróżnicowane tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew może mieć istotne znaczenie dla przebiegu procesu odtwarzania wierzchnich warstw gleby na siedliskach zdegradowanych.

Słowa kluczowe: ściola, dekompozycja, ekosystemy inicjalne, grunty pokopalniane, grunty leśne, rekultywacja

Abstract. Early stages of tree leaves decomposition in pine and birch stands growing on a reclaimed lignite mine spoil heap and forest areas.

Decomposition of organic matter is one of the key processes of macro- and micronutrients cycle in forest ecosystems. It is highly important to recognize its rate in stands being on initial stage of development on reclaimed soils after lignite mining. The aim of this study was to compare the decomposition rate of *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Quercus robur* leaves in pure Scots pine or silver birch stands growing on quaternary soil sediments both on reclaimed and forest sites. In the autumn 2013, litterbags filled with

leaves were placed into the study area. After three and six months of exposition, mass loss of samples was determined. It was found that harvesting time (3 and 6 months), leaf litter type (oak, birch, alder and pine), habitat type (lignite mine spoil heap and forest sites), and main tree species in a stand (Scots pine, silver birch) significantly influenced litter decomposition. Leaves under birch canopy decomposed faster in forest than postindustrial sites in both harvesting times. In pine stands after three months of litter exposition leaves decomposed faster in postindustrial stands. However, after six months birch and alder leaves decayed more rapidly on reclaimed sites while litter of oak and pine on forest sites. The differences in decomposition ratio among the species studied might be very important for the process of upper soil layers restoration on degraded sites.

Keywords: litter, decomposition rates, initial ecosystems, mined land, forest sites, reclamation

Wstęp

Tereny poprzemysłowe wymagające rekultywacji rozmieszczone są na mapie Polski punktowo, zajmując łącznie znaczną powierzchnię. Gdyby w najbliższym czasie wszystkie niezagospodarowane bądź niezrekultywowane do tej pory grunty zdegradowane i zdewastowane przeznaczono wyłącznie do rekultywacji w kierunku leśnym (ok. 64500 ha), to powierzchnia lasów zwiększyłaby się o ok. 0,7% (GUS 2013). Jest to wystarczająca przesłanka do tego, aby grunty pokopalniane obdarzyć szczególną uwagę. Oprócz wysiłków wkładanych w sam proces rekultywacji technicznej oraz biologicznej, należy również poddać ocenie już wykonane zabiegi rekultywacyjne i poznać ich ekologiczne konsekwencje, by w przyszłości zastosować najlepsze możliwe rozwiązania skracające okres pełnej rewitalizacji (Hodačová i Prach 2003, Chodak i Niklińska 2010, Pietrzykowski i in. 2010a, 2013, Shrestha i Lal 2011, Świtoniak i in. 2011). Ocena skuteczności wykonanych zabiegów rekultywacyjnych w ujęciu ekologicznym wymaga systematycznego monitoringu (Lovett i in. 2007, Lindenmayer i Likens 2009, Pietrzykowski i in. 2010b, Audet i in. 2015). Wielu badaczy wskazuje jednak na to, że analiza struktury odtwarzanego ekosystemu, jego funkcji oraz zachodzących w nim procesów jest szczególnie trudna, a jeśli jest podejmowana – to na ogół w niepełnym zakresie (Block i in. 2001, Lindenmayer i Likens 2009, Geupel i in. 2011, Doley i Audet 2013, Hutto i Belote 2013).

Rozkład materii organicznej opadającej na dno lasu jest kluczowym procesem biogeochemicznym zapewniającym obieg makro- i mikroelementów w ekosystemach leśnych (Karkanis 1975, Berg i Staaf 1980, Melillo i in. 1982, Dziadowiec 1987, Kavvadias i in. 2001, Prescott 2005, Berg i McLaugherty 2008). Na terenach zdegradowanych, w tym zwałowiskach pokopalnianych, po wprowadzeniu roślin, a w szczególności roślin drzewiastych, rozpoczyna się naturalne tworzenie wierzchniej, organicznej warstwy gleby (Hüttl i Weber 2001, Fettweis i in. 2005, Pietrzykowski i Krzaklewski 2007a, Wójcik i Krzaklewski 2009, Miletić i in. 2011, Zhao i in. 2013, Urbanová i in. 2014). Substrat glebowy na zwałowiskach

pokopalnianych znacznie różni się od gleb leśnych – nie wykazuje struktury profilu glebowego (Skawina 1958, Indorante i in. 1981, Pająk i Krzaklewski 2006, Świtoniak i in. 2013), cechuje się wadliwymi stosunkami powietrzno-wodnymi (Indorante i in. 1981, Pietrzykowski 2008), większą gęstością objętościową (Indorante i in. 1981, Shrestha i Lal 2011), mniejszą porowatością, przepuszczalnością i pojemnością wodną (Indorante i in. 1981, Świtoniak i in. 2013), mniejszą zawartością materii organicznej (Akala i Lal 2001, Shukla i in. 2004, Pająk i Krzaklewski 2006, Gruszczyński 2010, Świtoniak i in. 2011, 2013, Jagodziński i in. 2014) i bardzo często mniejszą aktywnością mikrobiologiczną (Dziadowiec 1990, Baldrian i in. 2008, Helingerová i in. 2010). Ponadto, dość powszechnym zjawiskiem na zwałowiskach kopalń odkrywkowych jest punktowe, powierzchniowe występowanie silnie fitotoksycznych, trzeciorzędowych piasków miocenkich (Wójcik i Krzaklewski 2009, Pająk i Krzaklewski 2010, Gilewska i Otremba 2011). Nawet po neutralizacji występującego w nich pirytu, utworzy te nadal zachowują zdolność silnego zakwaszenia siedliska (Gilewska i Otremba 2011). Zalesienie zwałowiska, a w konsekwencji opad martwych części z drzew i obumierające korzenie wzbogacają substrat glebowy w materię organiczną i umożliwiają rozwój mikroorganizmów glebowych, w tym destruentów. Wpływ drzewostanu na pokrywę glebową jest uzależniony od gatunku drzewa, który go tworzy, co wynika m.in. ze zróżnicowanej ilości opadu martwej materii organicznej oraz jej jakości (Karkanis 1975, Stachurski i Zimka 1975, 2004, Reich i in. 2005, Hobbie i in. 2006, 2007, Mueller i in. 2012, Skorupski i in. 2012). Ze względu na specyfikę terenów postindustrialnych oraz dotychczasowe rozpoznanie niektórych tylko aspektów produkcji pierwotnej występujących tam ekosystemów leśnych (np. Bungart i Hüttl 2001, Pietrzykowski i Krzaklewski 2007b, Jagodziński i Kałucka 2008, 2010, Ochał i in. 2010, Pietrzykowski i Socha 2011, Jagodziński i in. 2014, Pietrzykowski i Daniels 2014), poznanie tempa rozkładu materii organicznej w odtwarzanym ekosystemie leśnym, mającego istotne znaczenie dla rozwoju gleb, jest szczególnie ważne.

Celem pracy było porównanie tempa rozkładu liści czterech gatunków drzew (*Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*) eksponowanych pod drzewostanami brzożowymi i sosnowymi rosnącymi na zwałowisku zewnętrznym Kopalni Węgla Brunatnego (KWB) w Bełchatowie z tempem ich rozkładu pod drzewostanami obu tych gatunków rosnących w sąsiednich lasach (Nadleśnictwo Bełchatów). Planując doświadczenie, postawiliśmy następujące hipotezy badawcze: (I) tempo rozkładu liści drzew będzie większe w drzewostanach rosnących na gruntach leśnych niż na ubogich gruntach pokopalnianych (glebach w początkowych stadiach rozwoju), natomiast (II) rozkład liści drzew poszczególnych gatunków będzie przebiegał szybciej w drzewostanach brzożowych aniżeli sosnowych. Z dotychczas opublikowanych wyników badań można wnioskować, że proces rozkładu ściółki zachodzi szybciej na żyznych siedliskach względem siedlisk ubogich (Karkanis 1975, Dziadowiec 1990, Mo i in. 2006). Ponadto warunki panujące w drzewostanach liściastych wpływają na wzrost tempa dekompozycji względem jej tempa w drzewostanach iglastych (Brey Meyer i Laskowski 1999). Według wielu autorów większa zawartość azotu (np. Berg i McLaugherty 2008) oraz wapnia w liściach gatunków liściastych aniżeli iglastych, a także związana z tym podwyższona aktywność przedstawicieli mezofauny w ściółce pod drzewostanami tej pierwszej grupy (Hobbie i in. 2006) sprzyjają szybszemu rozkładowi martwej materii organicznej.

Material i metody

Powierzchnie doświadczalne założono w drzewostanach sosnowych i brzozowych rosnących na zwałowisku zewnętrznym KWB Belchatów oraz na przylegających gruntach leśnych (ryc. 1, tab. 1). Powierzchnie (wielkości od 450 m² do 900 m²) wybrano tak, by gleby pod drzewostanami tego samego gatunku w obydwu wariantach siedliskowych były zbliżone pod względem składu granulometrycznego oraz odczynu wierzchnich poziomów i warstw glebowych. W celu wybrania jednorodnych pod względem materiału glebowego powierzchni badawczych na każdym testowanym poletku wykonano co najmniej 10 wierceń glebowych o głębokości 1,5 m.

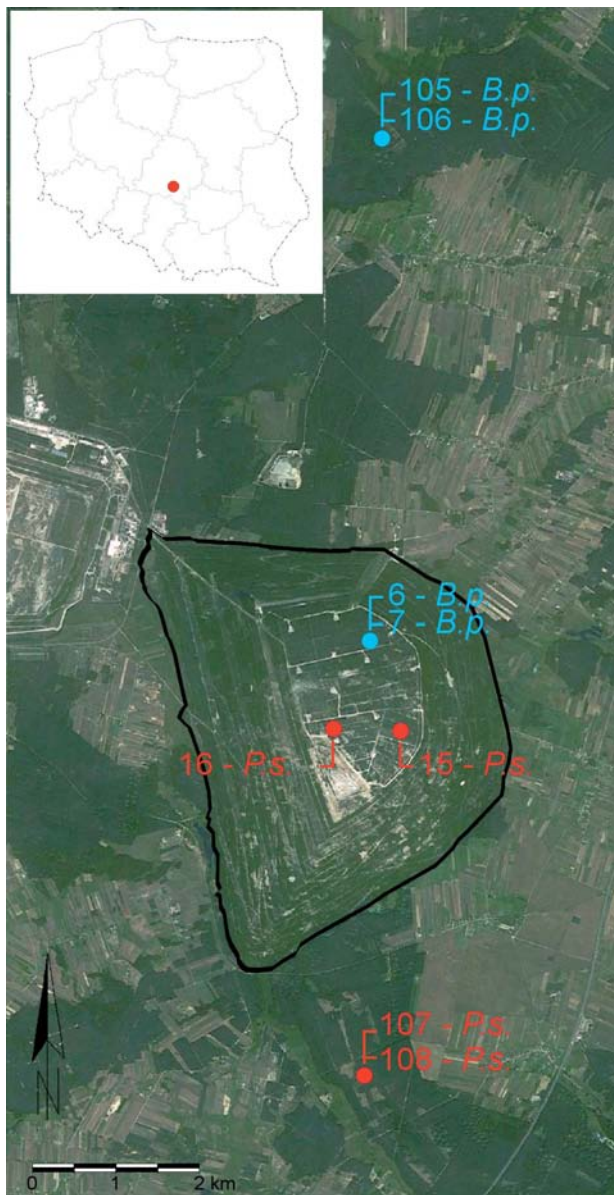
Drzewostany sosnowe na zwałowisku rosły na glebach industrioziemnych inicjalnych powstałych z głębokich czwartorzędowych piasków luźnych, natomiast na terenach leśnych na glebach rdzawych z cechami bielnicowania i bielnicowych typowych wytworzonych z głębokich wodnolodowcowych piasków luźnych.

Drzewostany brzozowe na zwałowisku występowały na glebach industrioziemnych inicjalnych wytworzonych z warstwianych utworów czwartorzędowych. Miały uziarnienie piasków gliniastych zalegających płytko na glinie piaszczystej lub glinach zwykłych podścielonych płytko gliną lekką. Drzewostany brzozowe na terenach leśnych rosły na glebach płowych typowych wytworzonych z czwartorzędowych utworów zwałowych zlodowacenia środkowopolskiego. Gleby te były zbudowane z piasków gliniastych zalegających płytko na glinach piaszczystych (tab. 1).

Na każdej powierzchni wykopano profil glebowy. Gleby opisano według „Systematyki gleb Polski” (Marcinek i Komisarek 2011). Pobrano próbki glebowe i wykonano w nich analizy uziarnienia metodą areometryczną i sitową (Ostrowska i in. 1991) oraz analizy pH metodą potencjometryczną za pomocą elektrody szklanej (PN-ISO 10390 1997).

W celu scharakteryzowania struktury drzewostanów, przed założeniem doświadczenia w każdym z nich zmierzono pierśnice wszystkich drzew oraz wysokości co najmniej 20% drzew. Drzewostany na zwałowisku pomierzono w lipcu 2011 r., a na gruntach leśnych w lipcu 2012 r. Terminy pomiarów były związane z prowadzeniem w tych drzewostanach badań stanu biomasy.

Świeżo opadłe liście czterech gatunków drzew (*A. glutinosa*, *B. pendula*, *P. sylvestris*, *Q. robur*) zebrano jesienią 2013 roku w Leśnictwie Czmoń (Nadleśnictwo Babki) i wysuszono w 65 °C do stałej suchej masy w suszarkach z wymuszonym obiegiem powietrza. Próbki liści o znanej suchej masie umieszczono w woreczkach z włókna szklanego (15 cm × 15 cm) o wielkości oczek 1 mm × 1 mm. Zaetykietowane woreczki (łącznie 1536 szt.) w pierwszej połowie grudnia wyłożono na powierzchniach doświadczalnych. Woreczki ściółkowe wykładano na glebie mineralnej w drzewostanach pozbawionych poziomu organicznego, a w drzewostanach, w których odnotowano obecność warstwy ścióły – w podpoziomiu surowinowym. Łącznie zaplanowano 12 zbiorów woreczków ściółkowych w odstępach trzymiesięcznych, po cztery woreczki z liśćmi poszczególnych gatunków z danego drzewostanu w każdym terminie. Do tej pory materiał zebrano dwukrotnie, po trzech (10.03.2014 r.) i sześciu (09.06.2014 r.) miesiącach ekspozycji. Po zbiorze liście wysuszono w 65 °C do stałej suchej masy i określono ubytki mas względem mas początkowych (tempo rozkładu). W niniejszej pracy przedstawiono wstępne wyniki doświadczenia.



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych na zwałowisku zewnętrznym KWB Bełchatów (brzoza – *B.p.*: 6 i 7, sosna – *P.s.*: 15 i 16) oraz przylegających terenach leśnych (*B.p.*: 105 i 106, *P.s.*: 107 i 108)
Fig. 1. Study plots distribution on the 'Belchatów' lignite mine spoil heap (birch – *B.p.*: 6 and 7, pine – *P.s.*: 15 and 16) and on adjacent forest sites (*B.p.*: 105 and 106, *P.s.*: 107 and 108)

Tab. 1. Charakterystyka gleb i struktury drzewostanów brzoźowych i sosnowych rosnących na zwałowisku zewnętrznym KWB Belchatów oraz na przylegających terenach leśnych. Objasnienia: Z – zwałowisko, L – grunty leśne, $G_{1,3m}$ – pole przekroju piersiowego

Table 1. Characteristics of soils and structure of silver birch and Scots pine stands growing on the Belchatów lignite mine spoil heap and on adjacent forest sites. Explanations: Z – mine spoil heap, L – forest sites, $G_{1,3m}$ – stand basal area

Nr por. Site No.	Wiek Age	Polożenie Locality	Typ gleby Soil type	Podtyp gleby Soil subtype	Gatunek gleby Soil texture	Typ próchnicy Humus type	pH OI H ₂ O	pH OI KCl	Zagęszczenie Stand density		Wysokość Height	$G_{1,3m}$
									cm	szt. ha ⁻¹ / trees ha ⁻¹		
Drzewostany sosnowe – Scots pine stands												
15	18	Z	industrialno-ziemne	industrialno-incipjalna	piasek luźny	protomoder świeży	4,98	4,71	5022	5,49	4,86	12,76
16	17	Z	industrialno-ziemne	industrialno-incipjalna	piasek luźny	protomoder świeży	4,87	4,63	5123	6,81	6,02	20,61
107	21	L	rdzawa	rdzawa z cechami bielcowania	piasek luźny	modermor świeży	4,60	4,27	4200	8,00	8,87	23,41
108	21	L	bielcowa	bielcowa typowa	piasek luźny	modermor świeży	4,51	4,08	3560	8,40	9,11	21,51
Drzewostany brzoźowe – silver birch stands												
6	22	Z	industrialno-ziemne	industrialno-incipjalna	piasek gliniasty płytko na glinie piaszczystej	protomoder świeży	6,10	5,90	1356	8,44	8,85	8,58
7	22	Z	industrialno-ziemne	industrialno-incipjalna	głina zwykła płytko na glinie lekkiej	protomoder świeży	6,12	6,04	1158	8,38	8,60	7,40
105	20	L	plowe właściwe	plowa typowa	piasek gliniasty płytko na glinie piaszczystej	moder świeży	5,51	5,13	1779	10,40	13,66	15,79
106	20	L	plowe właściwe	plowa typowa	piasek gliniasty płytko na glinie piaszczystej	moder świeży	5,61	5,53	2200	10,10	13,43	18,32

W celu określenia istotności wpływu terminu zbioru (T: trzy i sześć miesięcy), rodzaju liści (L: dąb, brzoza, olsza, sosna), warunków siedliskowych (S: zwałowisko i tereny leśne) oraz gatunku głównego budującego drzewostany (G: sosna i brzoza) na tempo rozkładu ścióły, zastosowano wielowymiarową analizę wariancji (MANOVA). Obliczenia wykonano za pomocą pakietu statystycznego JMP 10.0 (SAS Institute Inc. Cary, NC. USA; <http://www.sas.com>).

Wyniki

Stwierdzono statystycznie istotny wpływ terminu zbioru (T: trzy i sześć miesięcy), rodzaju liści (L: dąb, brzoza, olsza, sosna), warunków siedliskowych (S: zwałowisko i tereny leśne) oraz gatunku głównego budującego drzewostany (G: sosna i brzoza) na tempo rozkładu ścióły (Tab. 2).

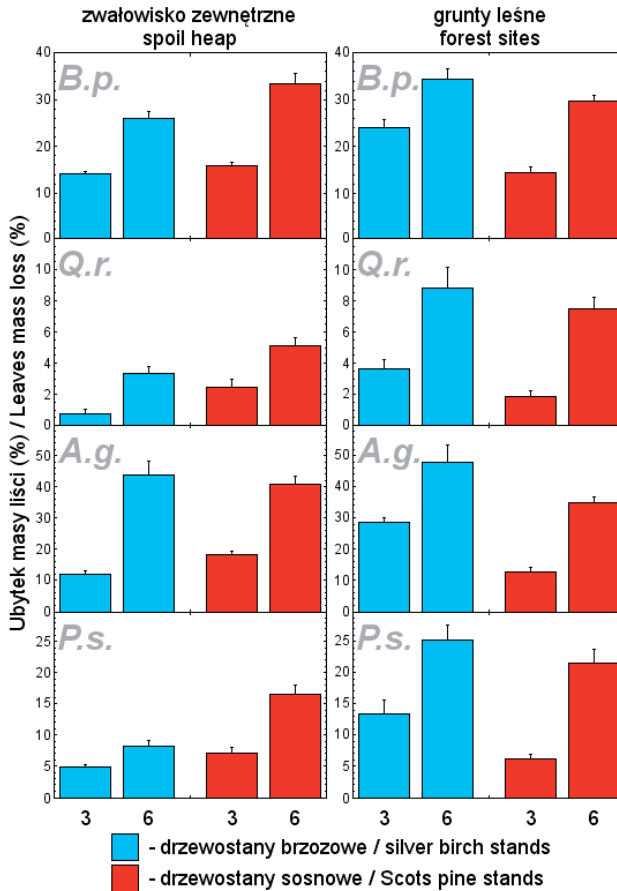
Tab. 2. Istotność wpływu poszczególnych czynników na tempo rozkładu ścióły określona za pomocą wieloczynnikowej analizy wariancji (MANOVA). * istotny wpływ czynnika/interakcji czynników na tempo rozkładu. Wyjaśnienie skrótów w tekście (patrz Wyniki)

*Table 2. Results of multivariate analysis of variance (MANOVA) showing the influence of the studied factors on litter decomposition rates. * statistically significant influence of the factor/interaction studied on litter decomposition rate. Explanations: T – collecting time (after 3 and 6 months); L – leaf litter type (oak, birch, alder and pine); S – habitat type (lignite mine spoil heap and forest sites); G – main tree species in a stand (Scots pine, silver birch)*

Źródło zmienności Source of variation	Stopnie swobody Degrees of freedom	Sumy kwadratów odchyłeń Sum of Squares	Średnie kwadratów odchyłeń Mean Squares	F	P>F
Termin zbioru (T)	1	6151,23	6151,23	499,00	<0,0001*
Rodzaj liści (L)	3	16811,57	5603,86	454,60	<0,0001*
Warunki siedliskowe (S)	1	708,92	708,92	57,51	<0,0001*
Gatunek główny (G)	1	60,31	60,31	4,89	0,0280*
T × L	3	740,03	246,68	20,01	<0,0001*
T × S	1	1,26	1,26	0,10	0,7496
L × S	3	176,41	58,81	4,77	0,0031*
T × L × S	3	211,31	70,44	5,71	0,0009*
T × G	1	42,46	42,46	3,44	0,0648
L × G	3	195,05	65,02	5,27	0,0016*
T × L × G	3	99,42	33,14	2,69	0,0473*
S × G	1	1121,01	1121,01	90,94	<0,0001*
T × S × G	1	47,46	47,46	3,85	0,0510
L × S × G	3	72,30	24,10	1,95	0,1217
T × L × S × G	3	82,29	27,43	2,23	0,0861

Tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew pod drzewostanami brzozowymi rosnącymi na terenach leśnych było wyższe niż pod drzewostanami brzozowymi rosnącymi na zwałowisku w obu analizowanych terminach, przy czym prawie wszystkie różnice w tempie rozkładu były istotne statystycznie. Z kolei z porównania drzewostanów sosnowych wyni-

ka, iż tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew po trzech miesiącach od założenia doświadczenia było wyższe pod drzewostanami rosnącymi na zwałowisku niż na terenach leśnych. Po sześciu miesiącach tempo rozkładu liści brzozy i olszy było wyższe na zwałowisku, podczas gdy liści dębu i igieł sosny – na terenach leśnych (ryc. 2).



Ryc. 2. Średnie ubytki masy liści (\pm SE) brzozy (*B.p.*), dębu (*Q.r.*), olszy (*A.g.*) i sosny (*P.s.*) w drzewostanach brzozowych i sosnowych rosnących na zwałowisku zewnętrznym KWB Belchatów oraz przylegających terenach leśnych po trzech (3) i sześciu miesiącach ekspozycji (6)

Fig. 2. Mean (\pm SE) mass loss of birch (*B.p.*), oak (*Q.r.*), alder (*A.g.*) and pine (*P.s.*) leaves in silver birch and Scots pine stands growing on the 'Belchatów' lignite mine spoil heap and on adjacent forest sites after three (3) and six months (6)

W drzewostanach rosnących na terenach leśnych tempo rozkładu liści wszystkich badanych gatunków drzew zarówno po trzech jak i sześciu miesiącach było szybsze pod drzewostanami brzozowymi niż sosnowymi (ryc. 2). Na przykład po sześciu miesiącach ekspozycji materiału roślinnego, pod drzewostanami brzozowymi ubyłoby 8,8% masy liści dębu, 25,3% igieł sosny, 34,2% liści brzozy i 47,8% masy liści olszy, podczas gdy pod drzewostanami sosnowymi – 7,6% masy liści dębu, 21,6% igieł sosny, 29,4% liści brzozy i 34,9% masy liści olszy.

W drzewostanach rosnących na zwałowisku tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew po trzech miesiącach było szybsze pod drzewostanami sosnowymi niż brzozowymi, natomiast po sześciu miesiącach liści brzozy i dębu oraz igieł sosny pod drzewostanami sosnowymi, a liści olszy pod drzewostanami brzozowymi (ryc. 2). Na przykład w drzewostanach sosnowych po sześciu miesiącach od założenia doświadczenia ubyłoby 5,2% masy liści dębu, 16,6% igieł sosny, 33,2% liści brzozy i 40,8% masy liści olszy, natomiast pod drzewostanami brzozowymi – 3,4% masy liści dębu, 8,3% igieł sosny, 25,8% liści brzozy i 43,8% masy liści olszy.

Dyskusja

Uzyskane wyniki badań wskazały na istotne różnicowanie tempa rozkładu martwej materii organicznej pomiędzy drzewostanami rosnącymi w warunkach zwałowiska zewnętrznego, gdzie tworzenie się gleby jest w stadium inicjalnym, i siedlisk leśnych, z dobrze ukształtowanymi glebami. W drzewostanach brzozowych liście drzew uległy szybszemu rozkładowi na gruntach leśnych aniżeli na zwałowisku przemysłowym. Odwrotne relacje zaobserwowano w drzewostanach sosnowych, w których rozkład liści badanych gatunków drzew przebiegał w większości przypadków szybciej pod drzewostanami rosnącymi na gruntach przemysłowych aniżeli na glebach leśnych. Jedyne tempo rozkładu liści dębu oraz igieł sosny w drugim terminie zbioru (po sześciu miesiącach) było większe na terenach leśnych.

Zdaniem Mo i in. (2006) tempo dekompozycji jest szybsze w dojrzałych, w pełni wykształconych ekosystemach aniżeli w ekosystemach młodych czy też zaburzonych, gdzie zbiorowiska fauny glebowej, odpowiedzialnej za rozkład materii organicznej, nie są najczęściej w pełni ukształtowane. Badania Frouza i in. (2001) przeprowadzone w dwóch chronosekwencjach drzewostanów (sosnowych i olszowych) rosnących na zwałowiskach zewnętrznych położonych w Niemczech i Czechach również wykazały, że bogactwo gatunkowe oraz liczebność fauny glebowej są znacząco wyższe pod starszymi nasadzeniami drzew, gdzie odtwarzanie wierzchniej warstwy gleby jest bardziej zaawansowane. Zależność ta nie została jednak wykazana przez cytowanych autorów dla wszystkich analizowanych grup taksonomicznych, a ponadto różnice we właściwościach fizykochemicznych substratów glebowych (m.in. pH, zasolenie, skład granulometryczny i zdolność do utrzymywania wody w glebie) tworzących oba zwałowiska determinowały różnicowanie bogactwa taksonomicznego oraz liczebność poszczególnych taksonów.

Rozpatrując utratę masy liści wszystkich badanych gatunków pod drzewostanami rosnącymi na gruntach leśnych, zaobserwowano szybszy rozkład ścióły w drzewostanach brzozowych aniżeli w sosnowych. Szybszy rozkład ścióły w drzewostanach gatunków liściastych w porównaniu do iglastych potwierdzają liczne dane literaturowe (np. Kavvadias i in. 2001,

Kiikkilä i in. 2006, Hansen i in. 2009, Keskin i Makineci 2009). Obumarłe liście gatunków liściastych, szczególnie w początkowych fazach rozkładu, mają z reguły mniejszy stosunek C:N oraz wyższą zawartość azotu w porównaniu do liści gatunków iglastych, co jest zbieżne z mniejszą opornością tych pierwszych na dekompozycję (Polyakova i Billor 2007, Skorupski i in. 2012, Karolewski i Jagodziński 2013). Ponadto gleby pod drzewostanami iglastymi (również w naszych badaniach, tab. 1) charakteryzują się zwykle niższym pH, co w porównaniu do gleb pod drzewostanami liściastymi może skutkować np. ograniczeniem biomasy dżdżownic, krocionogów i równonogów odgrywających ogromną rolę w rozdrabnianiu opadłego materiału roślinnego (Frouz i in. 2001, Reich i in. 2005).

W przypadku gruntów przemysłowych, jedynie tempo rozkładu liści olszy po sześciu miesiącach ekspozycji było szybsze pod drzewostanami brzozowymi aniżeli sosnowymi. Ścioła pozostałych gatunków drzew rozkładała się szybciej pod drzewostanami sosnowymi w obydwu badanych terminach. Hobbie i in. (2006) wykazali, że ubytek masy martwej materii organicznej jest większy w drzewostanach z większym dostępem światła, a co za tym idzie z wyższą średnią temperaturą wierzchnich warstw gleby. W drzewostanach brzozowych objętych naszymi badaniami średnia temperatura gleby dla dwóch okresów sześciomiesięcznych (grudzień-czerwiec) w latach poprzedzających badania (2012, 2013), była o 0,76 °C wyższa niż analogicznie obliczona temperatura gleby pod drzewostanami sosnowymi. Ponadto mniejsze zagęszczenie drzew (tab. 1) oraz widocznie mniejsze zwarcie koron powodują również większy dostęp światła do dna lasu pod drzewostanami brzozowymi. W drzewostanach obu gatunków w zbliżonym wieku warunki świetlne są także istotnie związane z indeksem powierzchni liściowej (LAI), który, co potwierdzają liczni badacze, w drzewostanach brzozowych jest niższy aniżeli w drzewostanach sosnowych (np. Kram 1998, Schnitzler i Closset 2003, Jagodziński i Kałucka 2008). Jednak ze względu na niewielki opad ścioly oraz jej wywiewanie, w drzewostanach brzozowych powstaje poziom organiczny mniejszej miąższości, który nie pokrywa całej powierzchni gleby mineralnej. Można przypuszczać, że obniżona akumulacja martwej materii organicznej i znacznie mniejszy poziom organiczny tworzącej się gleby przekłada się na brak dostatecznych warunków dla pełnego ukształtowania się zbiorowisk fauny glebowej, a ta – wg wielu autorów – jest jednym z trzech głównych czynników odpowiedzialnych za dekompozycję (np. Meentemeyer 1978, Berg i Staaf 1980, Coûteaux i in. 1995). Nasze wcześniejsze badania przeprowadzone na zwałowisku, m.in. w drzewostanach brzozy brodawkowatej i sosny zwyczajnej, wykazały większe zagęszczenie osobników i większą liczbę taksonów roztoczy glebowych z rzędu Mesostigmata pod drzewostanami sosnowymi (Pastwik i in. 2013). Z bardziej szczegółowych badań przeprowadzonych w drzewostanach sosnowych wynika ponadto, że średnia liczba taksonów roztoczy z rzędu Mesostigmata w próbie oraz średnia sumaryczna liczba osobników roztoczy w próbie jest istotnie wyższa pod drzewostanami rosnącymi na gruntach leśnych w porównaniu do powierzchni założonych na zwałowisku zewnętrznym (Piasta i in. 2015).

Nasze wyniki wskazują na stosunkowo szybkie tempo rozkładu liści brzozy i olszy oraz igieł sosny w obydwu wariantach doświadczenia. Karkanis (1975), badając tempo rozkładu liści wielu gatunków drzew w grądzie na powierzchniach doświadczalnych w Ispinie niedaleko Krakowa, wykazał około 25% ubytek masy liści olszy po trzech miesiącach ekspozycji oraz blisko 40% stratę masy po sześciu miesiącach od wyłożenia. Z kolei Dilly i Munch (1996) w drzewostanach olszowych w północnych Niemczech wykazali nieco mniejszy od

średnich ubytków stwierdzonych w naszych badaniach ubytek masy liści olszy (około 15% po trzech oraz około 36% po sześciu miesiącach pod drzewostanami rosnącymi na względnie suchych siedliskach). Urbanová i in. (2014), badając rozkład mieszanek liści *Betula* sp., *Populus tremuloides* i roślin zielnych (przede wszystkim *Calamagrostis epigejos*) na 45-letnich powierzchniach sukcesyjnych na zwałowisku powstałym z nadkładu z kopalni węgla brunatnego, wykazali po trzech i sześciu miesiącach ekspozycji odpowiednio około 15,5% i 17% ubytku masy. Tempo ubytku masy ścióły z pracy wymienionych autorów jest względnie niskie biorąc pod uwagę bardziej podatny na rozkład materiał roślinny wykorzystany w cytowanych badaniach oraz korzystniejsze warunki siedliskowe (pH w H₂O ~8). W odniesieniu do dekompozycji igieł sosny, w literaturze krajowej i zagranicznej możemy znaleźć podobne wartości straty masy bądź dużo niższe. W badaniach rozkładu igieł sosnowych na transekcie 15 powierzchni z terenu naszego kraju Breymeyer i in. (1998) wykazali średni ubytek około 22% po sześciu miesiącach ekspozycji (październik – marzec). Wynik ten jest zbliżony do naszego pomimo nieco niższego średniego poziomu pH gleby w porównaniu do naszych powierzchni. Z kolei Berg i Staaf (1980) po siedmiu miesiącach ekspozycji igieł w drzewostanach rosnących w Szwecji wykazali 11,1% i 13,8% ubytku masy dla nienawożonych stanowisk. Warto przytoczyć jeszcze wyniki uzyskane przez Pausasa (1997) w Pirenejach, który wykazał ubytek masy igieł sosnowych rzędu średnio 5,5% oraz 11,4% odpowiednio po trzech i sześciu miesiącach. Fakt szybszego rozkładu liści ww. gatunków stwierdzony w naszych badaniach można częściowo tłumaczyć warunkami klimatycznymi (Berg i Staaf 1980, Kurz-Besson i in. 2006). Stosunkowo łagodna zima w okresie badań (2013/2014) mogła wpłynąć na względnie szybki rozkład badanych liści. Z kolei porównując rozkład liści dębu z danymi literaturowymi stwierdzono stosunkowo niskie tempo rozkładu liści w naszych badaniach. Karkanis (1975) wykazał po sześciu miesiącach ekspozycji blisko 22% ubytek masy liści dębu w badaniach na siedliskach grądowych. Z kolei Bock i Gilbert (1957) stwierdzili po sześciu miesiącach rozkładu około 17% ubytek masy liści dębu szypułkowego na siedlisku z próchnicą typu moder. Lorenz i in. (2004), badając tempo ubytku liści dębowych w około 90-letnim drzewostanie sosnowym niedaleko Mannheim w Niemczech, stwierdzili po analogicznym okresie, ubytek masy rzędu 39,5%, co przekracza nawet średnie ubytki masy dla liści brzozy i igieł sosny z naszych badań.

Podsumowanie i wnioski

Przedstawione wyniki, jakkolwiek dotyczą stosunkowo krótkiego okresu rozkładu liści, pozwalają sformułować następujące wnioski:

- tempo dekompozycji liści *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* i *Quercus robur* jest istotnie zróżnicowane pomiędzy drzewostanami rosnącymi w warunkach zwałowiska zewnętrznego, gdzie zainicjowany został proces tworzenia się gleb, a drzewostanami siedlisk leśnych, gdzie gleby są dobrze ukształtowane,
- stan ukształtowania poziomu organicznego gleb ma istotny wpływ na tempo dekompozycji liści,
- stwierdzone różnice mogą świadczyć o tym, iż dobór składu gatunkowego do zalesień terenów zdegradowanych ma kluczowe znaczenie dla tempa odtwarzania wierzchnich poziomów gleb.

Podziękowania

Praca powstała w ramach projektu pt. „Środowiskowo-genetyczne uwarunkowania produktywności ekosystemów leśnych na gruntach leśnych i przemysłowych” finansowanego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych w Warszawie (2011-2015). Dziękujemy Recenzentom za wnikliwe i bardzo pouczające uwagi, które wykorzystane zostały podczas przygotowywania ostatecznej wersji pracy.

Literatura

- Akala V.A., Lal R. 2001. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed mine soils in Ohio. *Journal of Environmental Quality* 30 (6): 2098-2104.
- Audet P., Pinno B., Thiffault E. 2015. Reclamation of boreal forest after oil sands mining: anticipating novel challenges in novel environments. *Canadian Journal of Forest Research* 45 (3): 364-371.
- Baldrian P., Trögl J., Frouz J., Šnajdr J., Valášková V., Merihautová V., Cajthaml T., Henriková J. 2008. Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2107-2115.
- Berg B., McClaugherty C. 2008. *Plant Litter Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Second Edition. Berlin: Springer.
- Berg B., Staaf H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecological Bulletins* 32: 373-390.
- Block W.M., Franklin A.B., Ward Jr. J.P., Ganey J.L., White G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303.
- Bocock K.L., Gilbert O.J.W. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9 (2): 179-185.
- Breymeyer A., Mroz G., Reed D., Degórski M. 1998. Warunkowanie tempa dekompozycji ściółki sosnowej przez zmieniający się klimat i skład chemiczny substratu. Badania na transektach. W: Breymeyer A., Roo-Zielińska E. (red.). *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – Badania Geoekologiczne*. Dokumentacja Geograficzna 13: 187-205.
- Breymeyer A.I., Laskowski R. 1999. Ecosystem process studies along a climatic transect at 52-53 N (12-32 E): pine litter decomposition. *Geographia Polonica* 72 (2): 45-64.
- Bungart R., Hüttl R.F. 2001. Production of biomass for energy in post-mining landscapes and nutrient dynamics. *Biomass and Bioenergy* 20 (3): 181-187.
- Chodak M., Niklińska M. 2010. The effect of different tree species on the chemical and microbial properties of reclaimed mine soils. *Biology and Fertility of Soils* 46(6): 555-566.
- Coûteaux M.-M., Bottner P., Berg B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 63-66.
- Dilly O., Munch J.-C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Soil Biology & Biochemistry* 28 (8): 1073-1081.

- Doley D., Audet P. 2013. Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecological Processes* 2: 22.
- Dziadowiec H. 1987. The decomposition of plant litter fall in an oak-linden-hornbeam forest and an oak-pine mixed forest of the Białowieża National Park. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 56 (1): 169-185.
- Dziadowiec H. 1990. Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych (mineralizacja, uwalnianie składników pokarmowych, humifikacja). Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Fettweis U., Bens O., Hüttl R.F. 2005. Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* 129 (1-2): 81-91.
- Frouz J., Keplín B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Düker C., Chalupský J., Rusek J., Heinkele T. 2001. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* 17 (2-3): 275-284.
- Geupel G.R., Humple D., Roberts L. J. 2011. Monitoring decisions: not as simple as they seem? *Trends in Ecology & Evolution* 26 (3): 107.
- Gilewska M., Otremba K. 2011. Geochemiczne właściwości gruntu pogórniczego zbudowanego z utworów miocénskich. *Nauka Przyroda Technologie* 5 (6): #106.
- Gruszczyński S. 2010. Klasyfikacja gleb rekultywowanych terenów pogórnicznych. *Przegląd Górniczy* 10: 120-125.
- GUS. 2013. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2013. Stan i ochrona środowiska. Główny Urząd Statystyczny.
- Hansen K., Vesterdal L., Schmidt I.K., Gundersen P., Sevel L., Bastrup-Birk A., Pedersen L.B., Bille-Hansen J. 2009. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. *Forest Ecology and Management* 257: 2133-2144.
- Helingerová M., Frouz J., Šantrůčková H. 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36(6): 768-776.
- Hobbie S.E., Reich P.B., Oleksyn J., Ogdahl M., Żytkowiak R., Hale C., Karolewski P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology* 87 (9): 2288-2297.
- Hobbie S.E., Ogdahl M., Chorover J., Chadwick O.A., Oleksyn J., Żytkowiak R., Reich P.B. 2007. Tree species effects on soil organic matter dynamics: the role of soil cation composition. *Ecosystems* 10 (6): 999-1018.
- Hodačová D., Prach K. 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* 11 (3): 385-391.
- Hüttl R.F., Weber E. 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften* 88: 322-329.
- Hutto R.L., Belote R.T. 2013. Distinguishing four types of monitoring based on the questions they address. *Forest Ecology and Management* 289: 183-189.
- Indorante S.J., Jansen I.J., Boast C.W. 1981. Surface mining and reclamation: Initial changes in soil character. *Journal of Soil and Water Conservation* 36 (6): 347-351.
- Jagodziński A.M., Kałucka I. 2008. Age-related changes in leaf area index of young Scots pine stands. *Dendrobiology* 59: 57-65.

- Jagodziński A.M., Kałucka I. 2010. Fine roots biomass and morphology in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a reclaimed lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* 64: 19-30.
- Jagodziński A.M., Kałucka I., Horodecki P., Oleksyn J. 2014. Aboveground biomass allocation and accumulation in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* 72: 139-150.
- Karkanis M. 1975. Rozkład ściółki pochodzącej z różnych gatunków drzew liściastych i jej wpływ na środowisko glebowe. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 21: 71-97.
- Karolewski P., Jagodziński A.M. 2013. Udział węgla w związkach obronnych przed czynnikami biotycznymi u roślin drzewiastych. *Sylvan* 157: 831-841.
- Kavvadias V.A., Alifragis D., Tsioutsis A., Brofas G., Stamatelos G. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144 (1-3): 113-127.
- Keskin T., Makineci E. 2009. Some soil properties on coal mine spoils reclaimed with black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and umbrella pine (*Pinus pinea* L.) in Agacli-Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment* 159: 407-414.
- Kiikkilä O., Kitunen V., Smolander A. 2006. Dissolved soil organic matter from surface organic horizons under birch and conifers: Degradation in relation to chemical characteristics. *Soil Biology & Biochemistry* 38 (4): 737-746.
- Kram K.J. 1998. Influence of species composition and forest age on leaf area index. *Polish Journal of Ecology* 46 (1): 75-88.
- Kurz-Besson C., Coûteaux M.-M., Berg B., Remacle J., Ribeiro C., Romanyà J., Thiéry J.M. 2006. A climate response function explaining most of the variation of the forest floor needle mass and the needle decomposition in pine forests across Europe. *Plant and Soil* 285 (1-2): 97-114.
- Lindenmayer D.B., Likens G.E. 2009. Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 482-486.
- Lorenz K., Preston C.M., Krumrei S., Feger K.-H. 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research* 123(3): 177-188.
- Lovett G.M., Burns D.A., Driscoll C.T., Jenkins J.C., Mitchell M.J., Rustad L., Shanley J. B., Likens G.E., Haeuber R. 2007. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 253-260.
- Marcinek J., Komisarek J. (red.). 2011. Systematyka gleb Polski. *Roczniki Gleboznawcze* 62 (3): 1-193.
- Melillo J.M., Aber J.D., Muratore J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63 (3): 621-626.
- Meentemeyer V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59 (3): 465-472.
- Miletić Z.D., Stefanović T.P., Stajić S.A., Čokeša V.M., Radulović Z.B. 2011. Effect of forest plantations on erodibility of reclaimed lignite mine soils. *Polish Journal of Environmental Studies* 20 (4): 987-992.
- Mo J., Brown S., Xue J., Fang Y., Li Z. 2006. Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in subtropical China. *Plant and Soil* 282 (1-2): 135-151.

- Mueller K.E., Eissenstat D.M., Hobbie S.E., Oleksyn J., Jagodzinski A.M., Reich P.B., Chardwick O.A., Chorover J. 2012. Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* 111 (1-3): 601-614.
- Ochał W., Pająk M., Pietrzykowski M. 2010. Struktura grubości wybranych drzewostanów sosnowych wzrastających na zrehabilitowanych dla leśnictwa obiektach pogórnich. *Sylwan* 154 (5): 323-332.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
- Pająk M., Krzaklewski W. 2006. Wybrane właściwości chemiczne inicjalnych gleb na zwałowisku zewnętrznym kopalni „Bełchatów”. *Roczniki Gleboznawcze* 57 (1/2): 158-163.
- Pająk M., Krzaklewski W. 2010. Wpływ sposobów neutralizacji toksycznie kwaśnych utworów na wierzcholinie zwałowiska zewnętrznego KWB „Bełchatów” na wzrost sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria Środowiska* 137 (17): 123-130.
- Pastwik E., Skorupski M., Piasta A., Jagodziński A.M. 2013. Mesostigmata mites of afforested post-industrial habitats on a lignite mine spoil heap in Bełchatów – a preliminary study. W: Neményi M., Varga L., Facskó F., Lőrincz I. (red.). *Science for Sustainability. Proceedings of the International Scientific Conference for PhD Students*. Győr, 19-20.03.2013. University of West Hungary Press, Sopron. Ss. 251-257.
- Pausas J.G. 1997. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science* 8 (5): 643-650.
- Piasta A., Skorupski M., Horodecki P., Jagodziński A. M. 2015. Zgrupowania roztoczy (Acari) pod drzewostanami sosnowymi na terenach leśnych i rekultywowanym zwałowisku zewnętrznym w Nadleśnictwie Bełchatów. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, w druku.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W. 2007a. Soil organic matter, C and N accumulation during natural succession and reclamation in an opencast sand quarry (southern Poland). *Archives of Agronomy and Soil Science* 53 (5): 473-483.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W. 2007b. An assessment of energy efficiency in reclamation to forest. *Ecological Engineering* 30 (4): 341-348.
- Pietrzykowski M. 2008. Macronutrient accumulation and relationships in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem on reclaimed opencast lignite mine spoil heaps in central Poland. *Proceedings of 25th Annual Meeting of ASMR and IALR: New Opportunities to Apply Our Science*, Richmond, Virginia, USA, 14-19.06.2008. Ss. 856-877.
- Pietrzykowski M., Pająk M., Krzaklewski W. 2010a. Próba zastosowania metod liczbowej wyceny gleb na podstawie Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) oraz Siedliskowego Indeksu Glebowego (SIG) do opisu zmienności warunków siedliskowych na zrehabilitowanych dla leśnictwa zwałowiskach KWB „Bełchatów”. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* 26 (3): 155-165.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W., Pająk M., Socha J., Ochał W. 2010b. Analiza i optymalizacja metod klasyfikacji siedlisk i kryteriów oceny rekultywacji leśnej na wybranych terenach pogórnich w Polsce. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Kraków.
- Pietrzykowski M., Socha J. 2011. An estimation of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem productivity on reclaimed post-mining sites in Poland (central Europe) using of allometric equations. *Ecological Engineering* 37 (2): 381-386.

- Pietrzykowski M., Woś B., Haus N. 2013. Scots pine needles macronutrient (N, P, K, CA, MG, and S) supply at different reclaimed mine soil substrates as an indicator of the stability of developed forest ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (9): 7445-7457.
- Pietrzykowski M., Daniels W.L. 2014. Estimation of carbon sequestration by pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on differing mine substrates. *Ecological Engineering* 73: 209-218.
- PN-ISO 10390. Jakość gleby – Oznaczanie pH. PKN 1997.
- Polyakova O., Billor N. 2007. Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. *Forest Ecology and Management* 253 (1-3): 11-18.
- Prescott C.E. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220 (1-3): 66-74.
- Reich P.B., Oleksyn J., Modrzynski J., Mrozinski P., Hobbie S. E., Eissenstat D.M., Chorover J., Chadwick O.A., Hale C.M., Tjoelker M.G. 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8 (8): 811-818.
- Schnitzler A., Closset D. 2003. Forest dynamics in unexploited birch (*Betula pendula*) stands in the Vosges (France): structure, architecture and light patterns. *Forest Ecology and Management* 183: 205-220.
- Shrestha R.K., Lal R. 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma* 161 (3-4): 168-176.
- Shukla M.K., Lal R., Underwood J., Ebinger M. 2004. Physical and Hydrological Characteristics of Reclaimed Minesoils in Southeastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal* 68(4): 1352-1359.
- Skawina T. 1958. Przebieg rozwoju procesów glebotwórczych na zwalach kopalnictwa węglowego. *Roczniki Gleboznawcze* 7: 1-12.
- Skorupski P., Jagodziński A. M., Żytkowiak R., Karolewski P. 2012. Differences in chemical composition of needle and leaf litter from exotic and native tree species stands. *Dendrobiology* 68: 101-112.
- Stachurski A., Zimka J.R. 1975. Leaf fall and the rate of litter decay in some forest habitats. *Ekologia Polska* 23: 103-108.
- Stachurski A., Zimka J.R. 2004. Obieg pierwiastków w ekosystemach lądowych. *Kosmos* 53 (1): 95-105.
- Świtoniak M., Hulisz P., Kałucka I., Różański S. 2011. Rola monokultur sosnowych w kształtowaniu zasobów węgla organicznego w glebach zwalowiska zewnętrznego KWB Bełchatów. *Roczniki Gleboznawcze* 62 (2): 395-405.
- Świtoniak M., Hulisz P., Różański S., Kałucka I. 2013. Soils of the external dumping ground of the Bełchatów open-cast lignite mine. W: Charzyński P., Hulisz P., Bednarek R. (red.). *Technogenic Soils of Poland*. Polish Society of Soil Science, Toruń. Ss. 255-274.
- Urbanová M., Šnajdr J., Brabcová V., Merhautová V., Dobiášová P., Cajthaml T., Vaněk D., Frouz J., Šantrůčková H., Baldrian P. 2014. Litter decomposition along a primary post-mining chronosequence. *Biology and Fertility of Soils* 50 (5): 827-837.

- Wójcik J., Krzaklewski W. 2009. Zalesienia jako metoda rekultywacji terenów bezgleb-
owych w PGE KWB „Turów”. Wyższy Urząd Górniczy: Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona
Środowiska w Górnictwie 6: 29-37.
- Zhao Z., Shahrouh I., Bai Z., Fan W., Feng L., Li H. 2013. Soils development in opencast
coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China.
European Journal of Soil Biology 55: 40-46.

Paweł Horodecki^{1*}, Mirosław Nowiński², Katarzyna Rawlik¹,

Andrzej M. Jagodziński^{1,3}

¹Polska Akademia Nauk, Instytut Dendrologii,

²Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,

Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu

³Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,

Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu,

*pawelhorodecki@gmail.com, nowinski@up.poznan.pl,

k.wiczynska@wp.pl, amj@man.poznan.pl