

Effect of compost after polylactide (PLA) biodegradation on the growth and development of basket willow (*Salix viminalis*)

Wpływ kompostu po biodegradacji polilaktydu (PLA) na wzrost i rozwój wierzby wiciowej (*Salix viminalis*)



DOI: 10.15199/62.2025.5.2

Salix viminalis was grown on 2 types of substrate, contg. garden compost or PLA biodegraded compost, both mixed with soil at a ratio of 1:1. Plant growth was evaluated in terms of shoot length, dry weight, chlorophyll content, as well as substrate parameters such as pH, redox potential and microbial abundance. The studies showed that compost after PLA biodegradation had different effects on the growth of *Salix viminalis* depending on the cultivation conditions. In the greenhouse, acidification of the substrate limited plant growth, while in field conditions, plant biomass in the PLA variant was almost twice that of the control. The use of this compost may be beneficial in an open environment, but its long-term effect on the soil requires further research.

Keywords: compost, *Salix viminalis*, polylactide

Wierzbę wiciową (*Salix viminalis*) uprawiano na dwóch rodzajach podłoża, zawierających kompost ogrodowy lub kompost po biodegradacji PLA, oba zmieszane z glebą w stosunku 1:1. Wzrost roślin oceniano pod kątem długości pędów, suchej masy, zawartości chlorofilu, a także parametrów podłoża, takich jak pH, potencjał redoks i liczba mikroorganizmów. Badania wykazały, że kompost po biodegradacji PLA miał różny wpływ na wzrost wierzby wiciowej w zależności od warunków uprawy. W szklarni zakwaszenie podłoża ograniczyło wzrost roślin, podczas gdy w warunkach polowych biomasa roślin w wariantcie PLA była prawie dwukrotnie wyższa niż w kontroli. Stosowanie tego kompostu może być korzystne w środowisku otwartym, ale jego długoterminowy wpływ na glebę wymaga dalszych badań.

Słowa kluczowe: kompost, *Salix viminalis*, polilaktyd

Polilaktyd (PLA) jest jednym z najczęściej stosowanych biodegradowalnych tworzyw sztucznych, szeroko wykorzystywanym w przemyśle opakowaniowym, medycynie oraz produkcji elementów użytkowych¹⁾. Jest to najpopularniejsze tworzywo mogące ulegać biodegradacji, stąd istnieje potrzeba sprawdzenia nie tylko możliwości jego rozkładu np. w kompostowniach przemysłowych, ale także, czy jego obecność nie wpływa negatywnie na jakość kompostu. PLA, w porównaniu z konwencjonalnymi polimerami syntetycznymi, jest biodegradowalny w odpowiednich warunkach, takich jak kompostowanie przemysłowe, w którym mikro-

organizmy i odpowiednie warunki tlenowe przyspieszają jego rozkład^{2,3)}. Jednakże efektywność tego procesu zależy od składu mikrobiologicznego środowiska oraz obecności specyficznych enzymów zdolnych do rozkładu polimeru⁴⁾.

Kompostowanie jest jedną z najbardziej obiecujących metod zagospodarowania odpadów PLA, ponieważ prowadzi do uzyskania materiału organicznego, który może być ponownie wykorzystany jako substrat w rolnictwie i rekultywacji gleb^{5,6)}. PLA jako biodegradowalny polimer ulega hydrolizie do kwasu mlekowego, który następnie jest metabolizowany przez mikroorganizmy obecne w glebie



Dr Katarzyna JANCZAK (ORCID: 0000-0003-1773-5583) w roku 2010 ukończyła studia na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. W latach 2012–2025 pracowała w Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytucie Materiałów Polimerowych w Toruniu, gdzie koordynowała prace laboratorium badawczego w zakresie badań mikrobiologicznych i kontroli jakości. Specjalność – biodegradacja i kompostowanie materiałów polimerowych, opracowywanie i badanie materiałów z ochroną antymikrobiologiczną.



Mgr Alicja MAZURYK (ORCID: 0000-0003-1693-6156) w roku 2019 ukończyła studia magisterskie na kierunku biotechnologia na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Od 2021 r. pracuje jako młodszy specjalista w Pionie Badawczym w Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytucie Materiałów Polimerowych w Toruniu, gdzie zajmuje się badaniami mikrobiologicznymi w zakresie biobójczości oraz biodegradacji. Specjalność – biocydy pochodzenia roślinnego mające zastosowanie w modyfikacji tworzyw polimerowych.

* Adres do korespondencji:

Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytut Materiałów Polimerowych, ul. M. Skłodowskiej-Curie 55, 87-100 Toruń, tel.: (56) 650-00-44, e-mail: alicja.mazuryk@impib.lukasiewicz.gov.pl

i kompoście⁷⁻⁹). Jednak właściwości kompostu po degradacji PLA mogą różnić się w zależności od warunków procesu, co może wpływać na jego dalsze zastosowanie¹⁰⁻¹²). W kontekście zrównoważonego rozwoju istotne jest określenie, czy biodegradacja PLA nie ogranicza wartości nawozowej kompostu i czy jego aplikacja w rolnictwie jest bezpieczna oraz korzystna dla roślin.

Jednym z potencjalnych kierunków wykorzystania kompostu po biodegradacji PLA jest jego zastosowanie w rekultywacji terenów zdegradowanych. Wykorzystanie wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) na hałdach odpadów komunalnych i terenach przemysłowych może stanowić skuteczną metodę remediacji gleb zanieczyszczonych odpadami organicznymi i nieorganicznymi. Wcześniejsze badania wskazują na możliwość zastosowania tego gatunku do poprawy jakości gleby oraz zwiększenia retencji składników pokarmowych¹³). Ponadto w zależności od warunków procesu oraz rodzaju i ilości mikroorganizmów kompost po biodegradacji PLA może wpływać na właściwości fizykochemiczne gleby, a tym samym na wzrost i rozwój roślin^{14, 15}). Możliwe jest jednak, że zmiany te będą korzystne jedynie dla wybranych gatunków. Przewiduje się, że obecność kwasu mlekowego może prowadzić do zakwaszenia podłoża, co wpłynie nie tylko na skład mikroflory, ale również na dostępność wybranych makro- i mikroelementów¹⁶⁻¹⁸).

Wierzba wiciowa jest gatunkiem o szerokim zastosowaniu w rolnictwie i ochronie środowiska. Jako roślina pionierska często kolonizuje nieużytki, zręby oraz obrzeża lasów, przyczyniając się do stabilizacji i rewitalizacji zdegradowanych terenów. Charakteryzuje się szybkim tempem wzrostu (w 3. roku uprawy może osiągnąć wysokość ok. 5 m, a w 4. roku nawet do 6 m), dodatkowo z każdym rokiem zwiększając grubość pędów. Roczny przyrost biomasy w optymalnych warunkach wynosi wg różnych danych 10–20 t/ha s.m.¹⁹⁻²²). Dzięki tym cechom wierzba wiciowa jest wykorzystywana m.in. w produkcji biomasy energetycznej, fitoremediacji skażonych gleb oraz stabilizacji terenów zdegradowanych^{23, 24}). Ponadto jej zdolność do produkcji salicylanów i sideroforów czyni ją odpowiednią rośliną do przeprowadzania tych procesów. Biomasa wierzby można również wykorzystywać do kompostowania lub jako materiał energetyczny²⁵). Z reguły kompostownie przetwarzające bioodpady są częścią większych zakładów przetwórstwa odpadów, co może ułatwić wdrożenie tego typu rozwiązań na szerszą skalę^{26, 27}).

Chociaż biodegradacja PLA i jego wpływ na środowisko są przedmiotem licznych badań, niewiele prac koncentruje się na jego wpływie na wzrost roślin oraz jakość podłoża po zakończeniu procesu rozkładu²⁸⁻³⁰). Celem pracy było zbadanie wpływu kompostu po biodegradacji PLA na wzrost i rozwój wierzby wiciowej. Rośliny były uprawiane w warunkach szklarniowych i polowych.

Część doświadczalna

Materiały

W badaniach szklarniowych oraz polowych zastosowano jednakowe podłoża oraz ten sam materiał roślinny. Kompostowanie PLA, które stanowiło źródło jednego z wariantów podłoża, było przedmiotem odrębnych badań³¹) i nie jest szczegółowo omawiane w pracy.

Jako podłoże do badań stosowano glebę ogrodniczą wymieszaną w proporcji 1:1 z dwoma rodzajami kompostu (w oddzielnych wariantach): kompostem ogrodniczym oraz kompostem uzyskanym po biodegradacji polilaktidu. W badaniach wykorzystano kompost ogrodniczy KRONEN® Garden ECOcompost (Lasland sp. z o.o., Polska). Kompost po biodegradacji PLA uzyskano w wyniku 12-tygodniowego procesu kompostowania folii PLA w warunkach przemysłowych w przymie kompostowej³¹).

Gleba stosowana w badaniach charakteryzowała się pH zbliżonym do neutralnego (pH_{H_2O} 7,0; pH_{KCl} 6,8), zawartością makroelementów: 16,4 mg/L azotu w formie azotanowej ($N-NO_3$), 30,9 mg/L fosforu (P), 79,4 mg/L sodu (Na), 151,2 mg/L magnezu (Mg) i 2569,5 mg/L wapnia (Ca) oraz zawartością mikroelementów: 2,4 mg/kg miedzi (Cu), 118,2 mg/kg manganu (Mn), 815,7 mg/kg żelaza (Fe) i 16,1 mg/kg cynku (Zn).

Materiał roślinny stanowiły sadzonki wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) w formie sztabrów o długości ok. 25 cm (HerbFarm, Polska).

Metodyka badań

Badania przeprowadzono w warunkach szklarniowych oraz polowych, analizując wpływ kompostu po biodegradacji PLA na wzrost i rozwój wierzby wiciowej. Eksperyment trwał 6 miesięcy, a pomiary wykonywano co 4 tygodnie, począwszy od 8. tygodnia. W każdym wariantcie uprawy zastosowano 16 roślin, a ocenie poddano długość pędów, suchą masę oraz zawartość chlorofilu w liściach. Dodatkowo analizowano podstawowe parametry



Dr Daria LISEWSKA (ORCID: 0000-0002-1229-0450) ukończyła studia na Wydziale Chemii Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Obecnie pracuje w Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytucie Materiałów Polimerowych w Toruniu, gdzie realizuje prace z zakresu mikrobiologii, wykonując badania biodegradacji i oznaczania właściwości biobójczych tworzyw polimerowych, a także przetwarzania oraz badania właściwości fizykochemicznych tworzyw polimerowych. Specjalność – wpływ warunków wytlaczania na degradację klasycznych i biodegradowalnych polimerów.



Mgr Lauren SZYMAŃSKA (ORCID: 0000-0003-4413-6615) w roku 2019 ukończyła studia magisterskie na kierunku chemia ogólna na Uniwersytecie Mikołaja Kopernika w Toruniu. Od 2020 r. jest zatrudniona na stanowisku specjalisty ds. przetwórstwa polimerów w Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytucie Materiałów Polimerowych Toruniu. W 2023 r. rozpoczęła studia doktorskie wdrożeniowe w dziedzinie inżynierii materiałowej na Uniwersytecie Kardynała Wyszyńskiego. Specjalność – modyfikacja polimerów i rozwój polimerów biologicznie aktywnych.

Table. Microbial abundance (OLD), pH, and redox potential of the soil solution before and after *Salix viminalis* cultivation under greenhouse and field conditions

Tabela. Liczebność drobnoustrojów (OLD), pH oraz potencjał redoks roztworu glebowego przed i po uprawie *Salix viminalis* w warunkach szklarniowych i polowych

Wariant	OLD, jtk/mL		pH		Potencjał redoks, mV	
	Ctr	PLA	Ctr	PLA	Ctr	PLA
Przed uprawą	$3,4 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^4$	$7,2 \pm 0,2$	$6,8 \pm 0,0$	310 ± 7	254 ± 4
Po uprawie (szklarnia)	$2,8 \cdot 10^7$	$4,5 \cdot 10^7$	$7,0 \pm 0,1$	$6,5 \pm 0,1$	268 ± 9	215 ± 8
Po uprawie (pole)	$5,5 \cdot 10^6$	$7,8 \cdot 10^5$	$6,5 \pm 0,1$	$5,5 \pm 0,2$	229 ± 5	190 ± 4

fizyczno-chemiczne podłoża, w tym pH, potencjał redoks oraz liczebność mikroorganizmów.

Pomiar zawartości chlorofilu w liściach oraz długości pędów wykonywano począwszy od 8. tygodnia eksperymentu, w odstępach 4-tygodniowych, aż do jego zakończenia. Zawartość chlorofilu oznaczano metodą SPAD (*soil plant analysis development*) za pomocą miernika SPAD-502Plus (Konica Minolta, Japonia), a długość pędów mierzono elastycznym przymiarem liniowym. Po zakończeniu 6-miesięcznego eksperymentu nadziemne części roślin zostały ścięte, a długość pędów poszczególnych roślin zmierzono elastycznym przymiarem liniowym. Materiał roślinny suszono w temp. 105°C przez 24 h, a następnie ważono suchą biomasa na wadze analitycznej o dokładności 0,001 g (AS 110/X, Radwag, Polska).

Z każdego wariantu doświadczenia pobrano po 10 g gleby (w 3 powtórzeniach), z której utworzono zawiesinę w 90 mL sterylnej wody destylowanej. Posiewy wykonano metodą seryjnych rozcieńczeń (zakres 10^{-1} – 10^{-6}) na podłożu do oznaczania ogólnej liczby mikroorganizmów PCA (Oxoid, UK), a płytki inkubowano przez 48 h w temp. 26°C w cieplarni laboratoryjnej Q-CELL 140/50 std (Pol-Lab, Polska). Odczyt liczebności ogólnej mikroflory heterotroficznej przeprowadzono po zakończeniu inkubacji z zastosowaniem automatycznego licznika kolonii SCAN 1200 (Interscience, Francja).

W sporządzonych zawiesinach gleby z poszczególnych wariantów oznaczono pH i potencjał redoks za pomocą pH-metru inoLab® pH 730 (WTW, Polska) wyposażonego w elektrodę pH oraz elektrodę redoks.

Wyniki badań i ich omówienie

Obserwacje wzrostu i rozwoju roślin oraz analizy właściwości podłoża pozwoliły ocenić wpływ kompostu po biodegradacji PLA na uprawę wierzby w warunkach szklarniowych i polowych. Przedstawione wyniki obejmują

porównanie zawartości chlorofilu, długości pędów oraz suchej biomasy w obu wariantach podłoża. Dodatkowo analizowano zmiany liczebności mikroorganizmów, pH oraz potencjału redoks w roztworze glebowym, aby określić ewentualne skutki mikrobiologiczne i chemiczne wynikające z zastosowania kompostu PLA.

Analizowano zawartość chlorofilu w liściach wierzby wiciowej rosnącej w 2 wariantach podłoża: kompoście ogrodniczym wymieszanym z glebą (próbka kontrolna, Ctr) oraz kompoście uzyskanym po biodegradacji PLA w przymie kompostowej (PLA). Pomiary wykonywano od 8. do 24. tygodnia eksperymentu w odstępach 4-tygodniowych (rys. 1). W warunkach szklarniowych początkowe zawartości chlorofilu były zbliżone w obu wariantach. Od 12. tygodnia zawartość chlorofilu w roślinach rosnących w kompoście PLA była mniejsza w porównaniu z próbą kontrolną. Największe różnice odnotowano w 16. tygodniu, kiedy średnia wartość SPAD w wariantcie PLA wynosiła 28,52, podczas gdy w próbie kontrolnej 35,1. W kolejnych tygodniach wartości w obu wariantach wzrastały, jednak różnice między nimi utrzymywały się do końca eksperymentu (rys. 1). W 16. tygodniu zawartość chlorofilu w wariantcie PLA była mniejsza o ok. 19% w porównaniu z próbą kontrolną. Wyniki te sugerują, że degradacja PLA mogła ograniczyć syntezę chlorofilu, prawdopodobnie wskutek zakwaszenia podłoża i ograniczonej dostępności składników pokarmowych.

W warunkach polowych tendencja była odwrotna. Już od 8. tygodnia zawartość chlorofilu była większa w wariantcie PLA w porównaniu z próbą kontrolną. Największą różnicę odnotowano w 12. tygodniu, kiedy w wariantcie PLA wartość SPAD wynosiła 37,18, natomiast w próbie kontrolnej 27,88. W kolejnych tygodniach wartości w obu wariantach były bardziej zbliżone, jednak w 24. tygodniu rośliny rosnące w kompoście PLA nadal wykazywały większą zawartość chlorofilu niż w próbie kontrolnej (45,7 SPAD w PLA oraz 42,78 SPAD w próbie kontrolnej) (rys. 1). Największa różnica między wariantami wynosiła ok. 33% na korzyść PLA w 12. tygodniu. Zwiększona zawartość chlorofilu w wariantcie z PLA może wskazywać na lepsze warunki asymilacyjne, co sugeruje korzystny wpływ tego podłoża w środowisku polowym.

W warunkach szklarniowych początkowa długość pędów była zbliżona w obu wariantach, jednak od 12. tygodnia tempo wzrostu roślin rosnących w kompoście PLA było znacznie wolniejsze niż w próbie kontrolnej. W 16. tygo-



Mgr inż. Oksana KRASINSKA (ORCID: 0000-0002-3257-8531) w roku 2008 ukończyła studia na kierunku technologia chemiczna produktów organicznych na Politechnice Lwowskiej. Od 2022 r. pracuje jako specjalista w Pionie Badawczym w Sieci Badawcza Łukasiewicz – Instytucie Materiałów Polimerowych w Toruniu, gdzie zajmuje się przetwórstwem tworzyw polimerowych oraz badaniem ich struktury i właściwości fizyczno-mechanicznych. Specjalność – recykling materiałów polimerowych, ich modyfikacja oraz badanie właściwości tych materiałów.

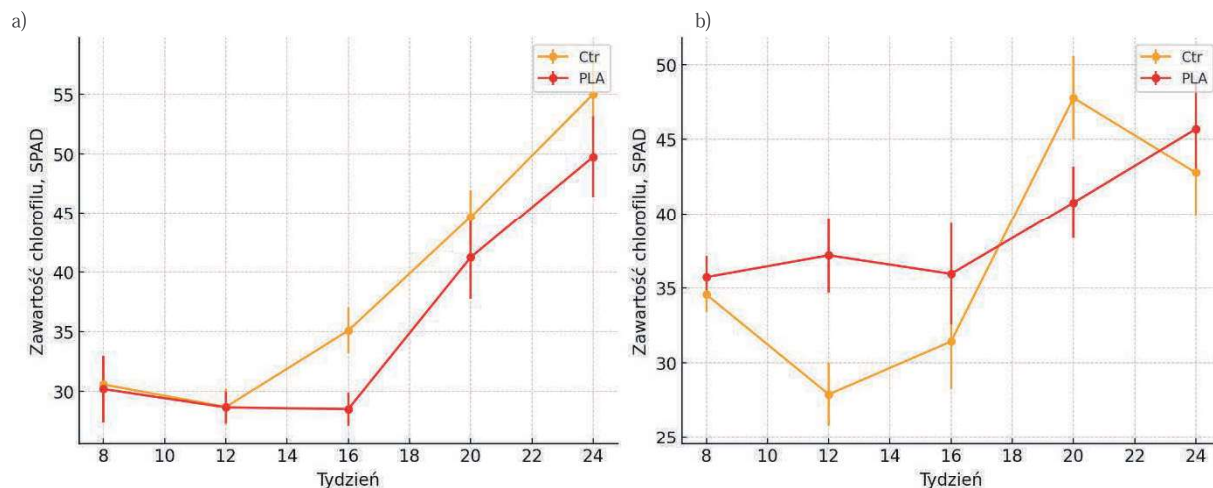


Fig. 1. Mean chlorophyll content (SPAD) in *Salix viminalis* leaves in greenhouse (a) and field (b) conditions, depending on the substrate type; values are presented as mean $\pm$ standard deviation

Rys. 1. Średnia zawartość chlorofilu (SPAD) w liściach *Salix viminalis* w szklarni (a) i na polu (b) w zależności od podłoża; wartości podano jako średnie $\pm$ odchylenie standardowe

dnia średnia długość pędów w wariancie PLA wynosiła 44,3 cm, podczas gdy w próbie kontrolnej 62,8 cm. Na koniec eksperymentu (24. tydzień) rośliny w wariancie PLA osiągnęły średnio 53,4 cm, natomiast w próbie kontrolnej 75,6 cm (rys. 2). W 24. tygodniu rośliny w próbie kontrolnej miały pędy o ok. 42% dłuższe niż w wariancie PLA. Dane te wskazują, że kompost z PLA może ograniczać wzrost w warunkach szklarniowych, prawdopodobnie z powodu zmian chemicznych w podłożu.

W warunkach polowych tendencja była odwrotna, od początku eksperymentu długość pędów w wariancie PLA była większa niż w próbie kontrolnej. Największą różnicę odnotowano w 20. tygodniu, kiedy średnia długość pędów wynosiła 112 cm w wariancie PLA oraz 71,2 cm w próbie kontrolnej. W ostatnim pomiarze (24. tydzień) rośliny rosnące w kompoście PLA osiągnęły średnią długość 117,2 cm, podczas gdy w próbie kontrolnej 79,6 cm (rys. 2). W 20. tygodniu długość pędów w wariancie z PLA była większa o ok. 57% niż w próbie kontrolnej. Tendencja ta

potwierdza pozytywny wpływ kompostu PLA w warunkach naturalnych, gdzie mechanizmy buforujące gleby mogą łagodzić skutki zakwaszenia.

Średnia sucha biomasa roślin różniła się w zależności od wariantu podłoża i warunków uprawy. W szklarni rośliny rosnące w kompoście PLA miały znacznie mniejszą biomasę niż w próbie kontrolnej. Średnia masa pędów w wariancie PLA wynosiła 13,4 g, podczas gdy w próbie kontrolnej 20,97 g. Odchylenie standardowe było również mniejsze w wariancie PLA, co wskazuje na bardziej jednorodny, ale ograniczony wzrost roślin (rys. 3). Różnica między wariantami wyniosła ok. 36% na korzyść próby kontrolnej. Mniejsza biomasa może potwierdzać niekorzystne oddziaływanie kompostu z PLA w środowisku szklarniowym.

W warunkach polowych zaobserwowano odwrotną tendencję. Rośliny rosnące w kompoście PLA miały większą biomasę niż w próbie kontrolnej. Na koniec eksperymentu średnia sucha masa pędów w wariancie PLA wynosiła 59,02 g, natomiast w próbie kontrolnej 29,68 g. Różnice między

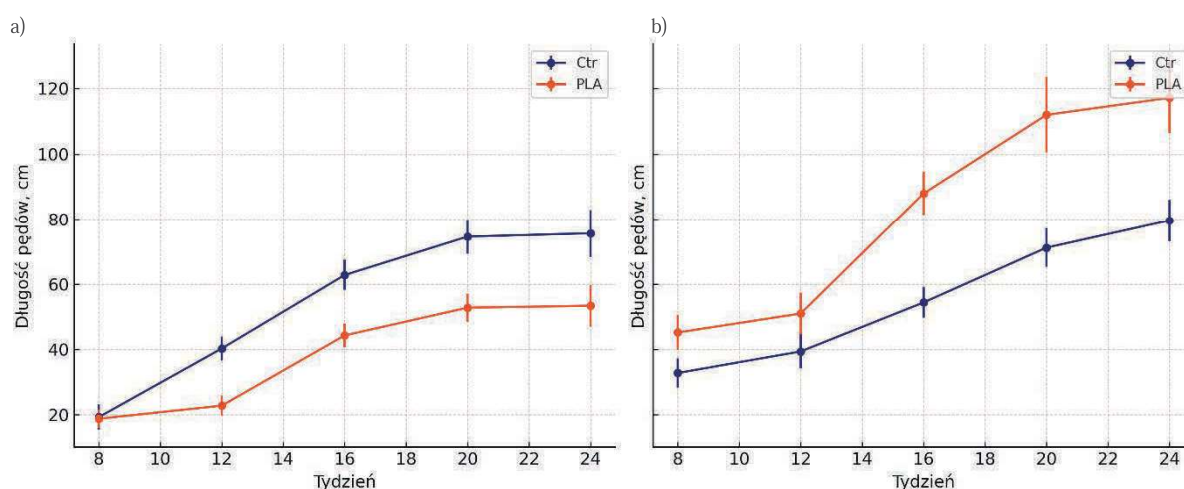


Fig. 2. Mean shoot length of *Salix viminalis* in greenhouse (a) and field (b) conditions, depending on the substrate type; values are presented as mean $\pm$ standard deviation

Rys. 2. Średnia długość pędów *Salix viminalis* w szklarni (a) i na polu (b) w zależności od podłoża; wartości podano jako średnie $\pm$ odchylenie standardowe

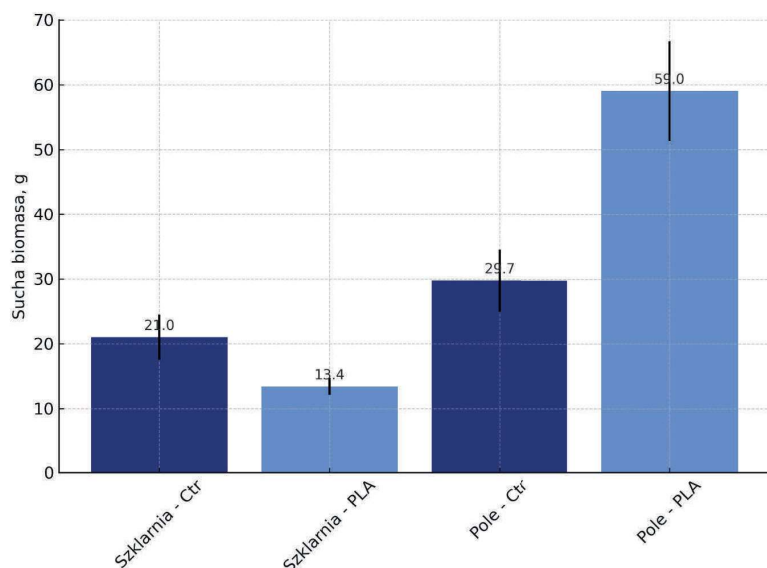


Fig. 3. Mean dry biomass of *Salix viminalis* in greenhouse and field conditions, depending on the substrate type; values are presented as mean $\pm$ standard deviation

Rys. 3. Średnia sucha biomasa *Salix viminalis* w szklarni i na polu w zależności od podłoża; wartości podano jako średnie $\pm$ odchylenie standardowe

wariantami były wyraźniejsze niż w szklarni, co sugeruje, że kompost po biodegradacji PLA może mieć korzystniejszy wpływ na rozwój roślin w otwartym środowisku (rys. 3). Sucha biomasa w wariantcie z PLA była wyższa o ok. 99% w porównaniu z próbą kontrolną. Tak duży wzrost wskazuje na wysoką efektywność zastosowania kompostu z PLA w warunkach polowych, co podkreśla jego potencjał aplikacyjny.

Oprócz parametrów wzrostu i rozwoju roślin, analizowano również właściwości podłoża, które mogły mieć wpływ na obserwowane różnice między wariantami. W szczególności oceniano liczebność mikroorganizmów, pH oraz potencjał redoks roztworu glebowego.

Ogólna liczebność drobnoustrojów (OLD) w roztworze glebowym przed uprawą była większa w wariantcie kontrolnym ($3,4 \cdot 10^5$ jtk/mL) niż w wariantcie PLA ($6,5 \cdot 10^4$ jtk/mL). Po zakończeniu eksperymentu w szklarni liczebność drobnoustrojów wzrosła w obu wariantach, przy czym najwyższą wartość odnotowano w wariantcie PLA ($4,5 \cdot 10^7$ jtk/mL), co sugeruje intensywny rozwój mikroflory w obecności kompostu po biodegradacji PLA. W warunkach polowych wzrost liczebności mikroorganizmów był mniejszy, a w wariantcie PLA liczba drobnoustrojów była mniejsza ($7,8 \cdot 10^5$ jtk/mL) w porównaniu z próbą kontrolną ($5,5 \cdot 10^6$ jtk/mL) (tabela).

Wartości pH przed rozpoczęciem eksperymentu były zbliżone w obu wariantach, jednak w kompoście po biodegradacji PLA wartość ta była nieco niższa ($6,8 \pm 0,0$). Po zakończeniu uprawy w szklarni pH w wariantcie PLA zmniejszyło się do $6,5 \pm 0,1$, natomiast w kontroli utrzymało się na poziomie $7,0 \pm 0,1$. W warunkach polowych zaobserwowano jeszcze większy spadek pH w wariantcie PLA, które osiągnęło wartość $5,5 \pm 0,2$, podczas gdy w próbie kontrolnej wynosiło $6,5 \pm 0,1$. Może to wskazywać na efekt zakwaszenia podłoża wynikający z degradacji PLA, który

był bardziej widoczny w warunkach polowych (tabela).

Potencjał redoks roztworu glebowego przed uprawą był wyższy w próbie kontrolnej (310 ± 7 mV) niż w wariantcie PLA (254 ± 4 mV). Po uprawie wartości te zmniejszyły się we wszystkich wariantach, co może wynikać z intensywnej aktywności mikrobiologicznej i procesów redukcyjnych w glebie. W szklarni różnice między wariantami były mniejsze, potencjał redoks w próbie kontrolnej wynosił 268 ± 9 mV, natomiast w wariantcie PLA 215 ± 8 mV. W warunkach polowych spadek potencjału redoks był jeszcze większy, osiągając wartości 229 ± 5 mV w próbie kontrolnej oraz 190 ± 4 mV w wariantcie PLA (tabela).

Zaobserwowane zmiany wskazują na intensyfikację procesów mikrobiologicznych w obecności kompostu po biodegradacji PLA, co szczególnie w warunkach polowych prowadziło do silniejszego zakwaszenia podłoża i obniżenia potencjału redoks.

Badania wykazały, że kompost po biodegradacji PLA miał zróżnicowany wpływ na wzrost i rozwój wierzby wiciowej w zależności od warunków uprawy. W środowisku szklarniowym rośliny rosnące w wariantcie PLA wykazywały mniejszą zawartość chlorofilu, krótsze pędy oraz mniejszą suchą masę w porównaniu z próbą kontrolną. W warunkach polowych zaobserwowano odwrotną tendencję, wierzby rosnące w kompoście PLA charakteryzowały się większą zawartością chlorofilu, dłuższymi pędami oraz niemal 2-krotnie większą biomasą niż w próbie kontrolnej.

Zaobserwowane różnice można powiązać z wpływem podłoża na dostępność składników pokarmowych oraz warunki mikrobiologiczne. W szklarni spadek pH w wariantcie PLA mógł ograniczyć pobieranie makro- i mikroelementów, co przełożyło się na wolniejszy wzrost roślin. Zmniejszenie potencjału redoks oraz intensyfikacja procesów mikrobiologicznych mogły dodatkowo wpłynąć na zmiany dostępności pierwiastków niezbędnych do wzrostu roślin.

W warunkach polowych zakwaszenie podłoża również wystąpiło, jednak jego wpływ na rośliny był mniej negatywny. Naturalne procesy buforowania, wymywania produktów degradacji PLA oraz większa aktywność mikroorganizmów glebowych mogły ograniczać skutki zakwaszenia. Ponadto większa liczebność mikroorganizmów w glebie kontrolnej w szklarni mogła wskazywać na bardziej stabilne warunki, podczas gdy w wariantcie PLA wzrost OLD sugerował intensywną aktywność mikroflory dostosowującej się do produktów degradacji polimeru.

Dane wskazują, że kompost po biodegradacji PLA może stanowić wartościowy dodatek organiczny, ale jego wpływ na rośliny zależy od warunków środowiskowych. W warunkach kontrolowanych jego zastosowanie może wymagać dodatkowych działań buforujących pH, natomiast w uprawach polowych może on sprzyjać wzrostowi

biomasy, co czyni go potencjalnie przydatnym materiałem do rekultywacji gleb zdegradowanych. Wskazane jest jednak prowadzenie dalszych badań nad długoterminowym wpływem tego rodzaju kompostu na właściwości gleby oraz skład i aktywność mikroflory.

Podsumowanie

Wierzbę wiciową uprawiano na 2 rodzajach podłoża, zawierających kompost ogrodniczy lub kompost po biodegradacji PLA, oba wymieszane z glebą w proporcji 1:1. Oceniano wzrost roślin w aspekcie długości pędów, suchej masy, zawartości chlorofilu, a także parametry podłoża, takie jak pH, potencjał redoks i liczebność mikroorganizmów.

Badania wykazały, że kompost po biodegradacji PLA różnie wpływał na wzrost i rozwój wierzby wiciowej w zależności od warunków uprawy. W szklarni prowadził do zakwaszenia podłoża, co ograniczało wzrost roślin, natomiast w warunkach polowych sprzyjał większej biomasy i zawartości chlorofilu. Uzyskane wyniki sugerują, że kompost otrzymany po biodegradacji PLA w przymie może stanowić wartościowy materiał organiczny, szczególnie w środowisku otwartym, jednak jego długoterminowy wpływ na jakość gleby wymaga dalszych badań.

Praca została wykonana w ramach projektu pt. „Bioprodukt przyspieszający rozkład biodegradowalnych materiałów polimerowych w kompoście (nr LIDER/48/0247/L-12/20/NCBR/2021) finansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju.

Otrzymano: 01-03-2025

Zrecenzowano: 23-04-2025

Zaakceptowano: 25-04-2025

Opublikowano: 19-05-2025

LITERATURA

- [1] T.A. Swetha, A. Bora, K. Mohanrasu, P. Balaji, R. Raja, K. Ponnuchamy, A. Arun, *Int. J. Biol. Macromol.* 2023, **234**, 123715.
- [2] N.A.A.B. Taib, M.R. Rahman, D. Huda, K.K. Kuok, S. Hamdan, M.K.B. Bakri, A. Khan, *Polym. Bull.* 2023, **80**, 1179.

- [3] R. Mouhoubi, M. Lasschuijt, S.R. Carrasco, H. Gojzewski, F.R. Wurm, *Waste Manag.* 2022, **154**, 36.
- [4] K. Janczak, A. Mazuryk, D. Lisewska, N. Puszczkowska, K. Fiedurek, *Przem. Chem.* 2023, **102**, nr 10, 1081.
- [5] E.E. Manea, C. Bumbac, L.R. Dinu, M. Bumbac, C.M. Nicolescu, *Sustainability* 2024, **16**, 6329.
- [6] A. Asemaninejad, S. Langley, T. Mackinnon, G. Spiers, P. Beckett, N. Myktyczuk, N. Basiliko, *Sci. Total Environ.* 2021, **760**, 143393.
- [7] T. Koike, Y. Muranaka, Y. Okada, A. Onishi, T. Maki, *Polym. Degrad. Stab.* 2025, **235**, 111272.
- [8] N.A. Rosli, M. Karamanlioglu, H. Kargarzadeh, I. Ahmad, *Int. J. Biol. Macromol.* 2021, **187**, 732.
- [9] K. Janczak, A. Mazuryk, D. Lisewska, N. Puszczkowska, K. Fiedurek, *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 2025, **196**, 105950.
- [10] N.K. Kalita, A. Sarmah, S.M. Bhasney, A. Kalamdhad, V. Katiyar, *Environ. Challenges* 2021, **3**, 100030.
- [11] S. Lu, J. Hao, H. Yang, M. Chen, J. Lian, Y. Chen, D. Wu, *Sci. Total Environ.* 2023, **905**, 166959.
- [12] X. Gao, D. Xie, C. Yang, *Agric. Water Manag.* 2021, **255**, 107053.
- [13] K. Janczak, K. Hryniewicz, Z. Znajewska, G. Dąbrowska, *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 2018, **130**, 65.
- [14] M. Cucina, P. De Nisi, L. Trombino, F. Tambone, F. Adani, *Waste Manag.* 2021, **134**, 67.
- [15] R. Liu, J. Liang, Y. Yang, H. Jiang, X. Tian, *Chemosphere* 2023, **329**, 138504.
- [16] N.V. Dolgopola, E.A. Batrachenko, E.V. Malysheva, *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 2022, **954**, 012023.
- [17] A. Kumari, H. Sharma, A. Kumari, P. Sharma, N. Pathak, R. Singh, S. Mandal, [w:] *Essential minerals in plant-soil systems coordination, signaling, and interaction under adverse situations* (red. A. Husen), Elsevier 2024.
- [18] N.A. Semenova, D.E. Burmistrov, S.A. Shumeyko, S.V. Gudkov, *Agronomy* 2024, **14**, 1646.
- [19] D. Liberacki, J. Kocięcka, P. Stachowski, R. Rolbiecki, S. Rolbiecki, H.A. Sadan, A. Łangowski, *Energies* 2022, **15**, 484.
- [20] K. Roman, M. Roman, D. Szadkowska, J. Szadkowski, E. Grzegorzewska, *Energies* 2021, **14**, 2968.
- [21] H.D. Wilts, D.L. Burton, A.A. Farooque, W.R. Schroeder, B. Murray, E.K. Murphy, M. Ramsay, *Biomass Bioenergy* 2024, **183**, 107118.
- [22] K. Adamczewska-Sowińska, J. Sowiński, E. Jamroz, J. Bekier, *Sci. Rep.* 2022, **12**, 17617.
- [23] S.A. Almuttar, S.N. Abed, M. Scholz, *Environments* 2024, **11**, 44.
- [24] T. Bergier, A. Włodyka-Bergier, *Przem. Chem.* 2021, **100**, nr 9, 807.
- [25] K. Drzewiecka, M. Gąsecka, Z. Magdziak, M. Rybak, S. Budzyńska, P. Rutkowski, M. Mleczek, *Forests* 2024, **15**, 562.
- [26] K. Sobieraj, S. Stegenta-Dąbrowska, G. Luo, J.A. Koziel, A. Białowiec, *Front. Bioeng. Biotechnol.* 2023, **11**, 1126737.
- [27] D. González, D. Gabriel, A. Sánchez, *Atmosphere* 2022, **13**, 798.
- [28] M. Fabijański, J. Garbarski, *Przem. Chem.* 2023, **102**, nr 9, 954.
- [29] L.G. Pinaeva, A.S. Noskov, *Sci. Total Environ.* 2024, **947**, 174445.
- [30] N. Puszczkowska, P. Rytlewski, A. Mirkowska, P. Augustyn, K. Fiedurek, *Smart Mater. Struct.* 2025, **34**, 025013.
- [31] D. Lisewska, A. Mazuryk, L. Szymańska, O. Krasinska, K. Janczak, A. Żarski, *Polimery* 2025, **70**, 9.



18. Międzynarodowe Targi Wynalazków i Innowacji INTARG®

03-05 czerwca 2025

Międzynarodowe Centrum Kongresowe
w Katowicach

www.intarg.pl