PROGRESS IN PLANT PROTECTION
65 (1): 15–23, 2025
eISSN 2084-4883

DOI: 10.14199/ppp-2025-003
Published online: 05.02.2025

Received: 18.10.2024 / Accepted: 20.01.2025

ARTYKUŁ PRZEGLĄDOWY

Zanieczyszczenie gleb mikroplastikami i jego skutki dla roślin

Soil contamination by microplastics and its effects on plants

Aleksandra Zajączkowska*, Marcin Bortniak

Streszczenie

Mikro- i nanoplastiki (MNP) są wszechobecnymi zanieczyszczeniami środowiskowymi, które mogą być absorbowane przez rośliny, wpływając na ich rozwój i funkcjonowanie. Badania pokazują, że wielkość, ładunek powierzchniowy oraz właściwości fizykochemiczne MNP odgrywają kluczową rolę w procesie pobierania i transportu tych cząstek w roślinach. Większość nanocząstek polistyrenu akumuluje się w korzeniach, a ich transport do części nadziemnych jest ograniczony. Mniejsze cząstki mają większą zdolność penetracji tkanek roślinnych, co może prowadzić do ich przemieszczania się przez ksylem. Toksyczność MNP wynika z wywoływania stresu oksydacyjnego, zaburzeń wzrostu oraz uszkodzeń strukturalnych komórek, co może mieć poważne konsekwencje dla zdrowia roślin i bezpieczeństwa żywności. Dodatkowo, interakcje MNP z metalami ciężkimi, takimi jak arsen, mogą nasilać negatywne skutki dla roślin. Wobec powyższego konieczne jest podjęcie dalszych badań nad wpływem MNP na rośliny, zwłaszcza w kontekście ich przenikania do łańcucha pokarmowego.

Słowa kluczowe: bioakumulacja, mikroplastik, nanoplastik, stres oksydacyjny, transport w roślinach

Abstract

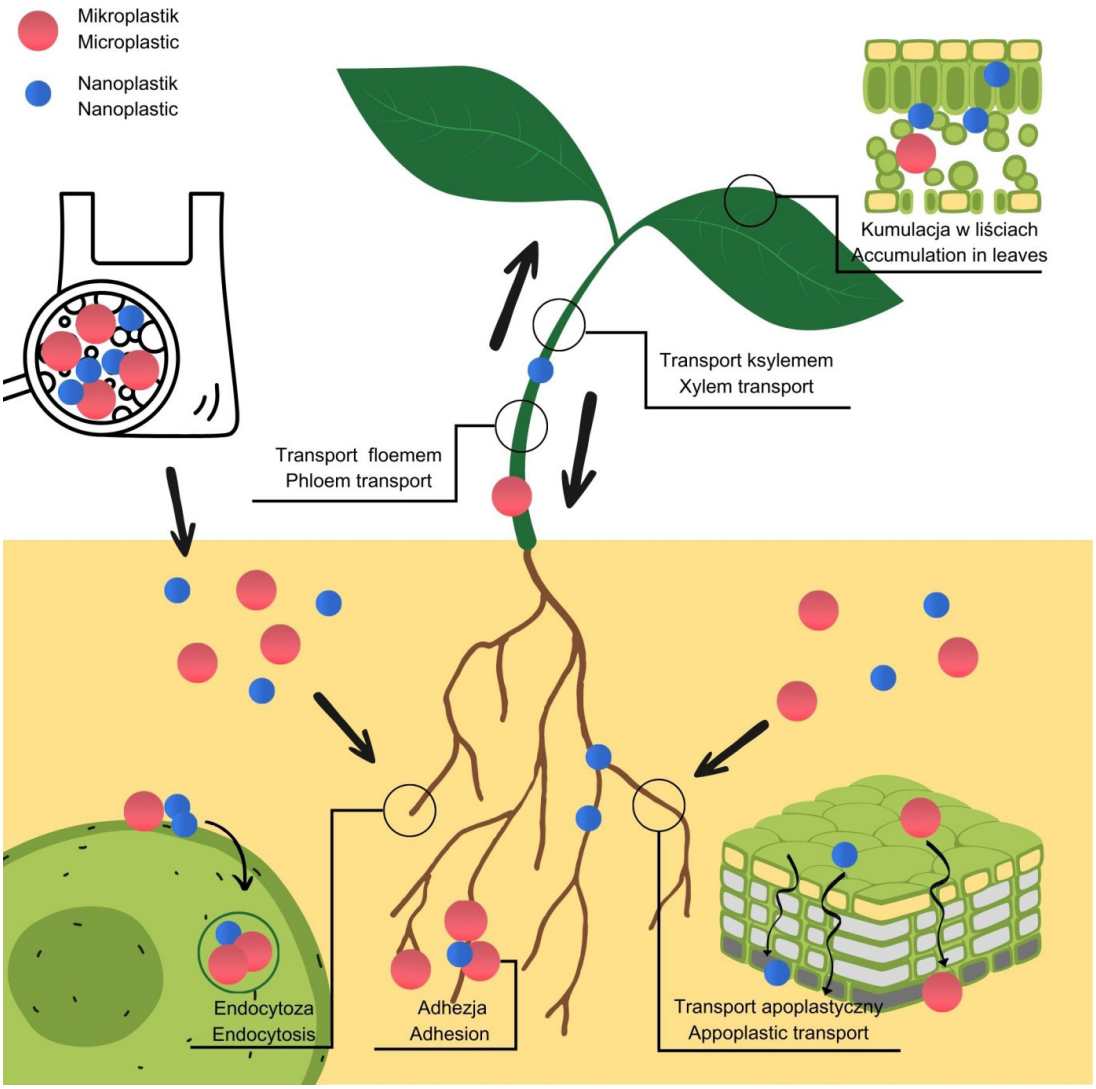
Micro- and nanoplastics (MNP) are ubiquitous environmental pollutants that can be absorbed by plants, affecting their growth and functioning. Research indicates that the size, surface charge, and physicochemical properties of MNP play a key role in the uptake and transport of these particles within plants. Most polystyrene nanoparticles accumulate in the roots, with limited transport to the aboveground parts. Smaller particles have a greater ability to penetrate plant tissues, potentially allowing them to move through the xylem. The toxicity of MNP stems from inducing oxidative stress, growth disturbances, and structural cell damage, which can have serious consequences for plant health and food safety. Moreover, interactions between MNP and heavy metals, such as arsenic, can exacerbate negative effects on plants. In view of the above, it is essential to undertake further research on the impact of MNP on plants, particularly regarding their penetration into the food chain.

Keywords: bioaccumulation, microplastic, nanoplastic, oxidative stress, transport in plants

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
Zakład Herbologii
ul. Orzechowa 61, 50-540 Wrocław
*corresponding author: a.zajaczkowska@iung.wroclaw.pl

Wstęp / Introduction

Mikroplastik stał się jednym z najpoważniejszych współczesnych wyzwań ekologicznych, a jego wpływ na środowisko oraz organizmy żywe jest tematem rosnącego zainteresowania badaczy na całym świecie (rys. 1). Termin „mikroplastik" odnosi się do drobnych cząstek tworzyw sztucznych o wielkości mniejszej niż 5 mm (Xu i wsp. 2020; da Silva Brochado i wsp. 2024). Ich produkcję można podzielić na dwie kategorie: mikroplastik pierwotny (Primary Microplastics, PMP), który obejmuje cząstki celowo produkowane, takie jak mikrogranulki w kosmetykach (de Souza Machado i wsp. 2018a) oraz mikroplastik wtórny (Secondary Microplastics, SMP), powstający z degradacji większych elementów plastikowych w wyniku działania czynników środowiskowych, takich jak promieniowanie UV, ścieranie mechaniczne oraz aktywność biologiczna w glebie (Andrady 2011; Rillig 2012; Wright i wsp. 2013). Zanieczyszczenie mikroplastikiem dotyczy nie tylko wód oceanicznych i rzek, ale również gleby – kluczowego komponentu ekosystemów lądowych i rolnictwa. Produkcja tworzyw sztucznych, która przekroczyła 400 milionów ton rocznie (Geyer i wsp. 2017; PlasticsEurope 2023), przyczynia się do powstawania ogromnych ilości odpadów, z których wiele ulega degradacji do postaci mikro- i nanoplastiku, niezwykle trudnych do usunięcia z ekosystemów. Jednym z kluczowych wyzwań związanych z tymi odpadami jest ich ograniczony recykling. Z danych Globalnego Forum Plastiku wynika, że z około 368 milionów ton plastiku produkowanego rocznie, tylko 9% jest recyklingowane, a 12% spalane, co pozostawia około 79% plastiku jako odpady, które mogą trafiać do środowiska (Geyer i wsp. 2017; PlasticsEurope 2023). Ta ogromna ilość przyczynia się do zanieczyszczenia gleby, a w konsekwencji również wody i łańcucha pokarmowego.



Rys. 1. Mechanizmy pobierania i transportu mikro- i nanoplastiku w roślinach
Fig. 1. Mechanisms of uptake and transport of micro- and nanoplastics in plants

Mikroplastiki mogą wpływać na strukturę gleby, zdrowie organizmów glebowych oraz produktywność upraw. Wzrost ich koncentracji w glebie prowadzi do zmniejszenia bioróżnorodności mikrobiologicznej, co negatywnie wpływa na zdolność gleby do zatrzymywania wody i składników odżywczych (de Souza Machado i wsp. 2018b; Gao i wsp. 2022; Wang i wsp. 2022a, 2022b).

Fragmentacja większych cząsteczek tworzyw sztucznych prowadzi do powstawania nanoplastików – cząstek o rozmiarach od 1 nm do 1 µm. Wyróżniają się one unikalnymi właściwościami fizycznymi i chemicznymi, które determinują ich interakcje z glebą i roślinami. Dzięki niewielkim rozmiarom i dużej powierzchni reaktywnej, nanoplastiki łatwo przenikają do tkanek roślinnych, co zwiększa ryzyko toksyczności przez przenoszenie szkodliwych substancji chemicznych (Gigault i wsp. 2018). Wykorzystanie folii rolniczych i mulczów przyczynia się do ich wprowadzania do gleby, co może mieć długoterminowe konsekwencje dla jakości gleby i zdrowia roślin (Qi i wsp. 2020; Amare i Desta 2021). Trudność w wykrywaniu nanoplastików wynikająca z ich małych rozmiarów i złożoności matrycy glebowej jest kolejnym wyzwaniem. Opracowanie precyzyjnych metod analitycznych staje się priorytetem, aby monitorować ich obecność w glebie i ocenić ryzyko związane z ich akumulacją.

Mikroplastik obecny w glebie pochodzi głównie z polimerów, takich jak: polietylen (PE), polipropylen (PP), polistyren (PS), polichlorek winylu (PVC) i politereftalan etylenu (PET). Polietylen, powszechnie wykorzystywany w foliach rolniczych i opakowaniach, cechuje się odpornością na działanie chemikaliów i łatwo przemieszcza się w glebie. Polipropylen, używany w rolnictwie, degraduje się wolniej ze względu na wysoką odporność na promieniowanie UV. Polistyren z łatwością ulega fragmentacji, absorbując toksyny, natomiast PVC może przetrwać w glebie przez długi czas. Politereftalan etylenu, stosowany w produkcji butelek i tkanin, wykazuje zdolność do przyciągania metali ciężkich i innych zanieczyszczeń (de Souza Machado i wsp. 2019; Fei i wsp. 2020). Plastikowe mikrokapsułki w pestycydach, niewłaściwe zarządzanie odpadami rolniczymi, fragmentacja folii do mulczowania czy elementów maszyn rolniczych stanowią dodatkowe źródła tych zanieczyszczeń (Liu i wsp. 2018; Weithmann i wsp. 2018; Wang i wsp. 2019). Zrozumienie źródeł, charakterystyki i wpływu mikroplastików na gleby jest kluczowe dla opracowania skutecznych strategii ich redukcji i ochrony integralności ekosystemów lądowych, co stanowi istotny krok w kierunku zrównoważonego zarządzania środowiskiem.

Pobieranie i transport MNP przez rośliny / Uptake and transport of MNPs by plants

Pobieranie, translokacja i akumulacja zanieczyszczeń różnią się w zależności od gatunku rośliny, co wynika z ich odmiennych cech anatomicznych i fizjologicznych (Ng i wsp. 2018). Do kluczowych cech wpływających na zdolność roślin do absorpcji zanieczyszczeń należą m.in. właściwości korzeni (powierzchnia, gęstość, objętość), cechy ksylemu (powierzchnia, objętość), tempo wzrostu, transpiracja, zawartość wody i lipidów, potencjał błony plazmatycznej oraz tonoplastu, a także pH wakuoli i cytoplazmy (Trapp 2000).

Mechanizmy pobierania mikro- i nanoplastików przez rośliny zostały dobrze zbadane w ostatnich latach (rys. 1). Badania wykazały, że różnorodność właściwości powierzchniowych (takich jak ładunek elektryczny) odgrywa kluczową rolę w procesie ich pobierania. W doświadczeniach z *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. wykazano, że rośliny są zdolne do pobierania nanoplastików, a toksyczność tych cząstek zależy od ich właściwości chemicznych (Avellan i wsp. 2017; Sun i wsp. 2020). Różne rodzaje nanoplastików, takie jak PS-SO_3H (o ujemnym ładunku) i PS-NH_2 (o dodatnim ładunku), różnią się sposobem wnikania do komórek (Sun i wsp. 2020). PS-SO_3H był pobierany efektywniej, podczas gdy PS-NH_2 agregował, co ograniczało jego wnikanie, ale jednocześnie wywoływało silniejszą reakcję stresową w roślinie. Reakcja ta obejmowała zwiększoną akumulację reaktywnych form tlenu (ROS), takich jak nadtlenek wodoru (H_2O_2), szczególnie w strefie dojrzewania korzeni, co skutkowało deformacją komórek naskórka, skróceniem merystemu wierzchołkowego oraz upośledzeniem wzrostu korzeni. Podobne obserwacje poczynił Avellan i wsp. (2017) w doświadczeniach nad wpływem nanocząstek złota (AuNPs) na korzenie roślin. Wyniki wskazują, że ładunek cząsteczek znacząco wpływa na ich interakcję z roślinami – cząstki o dodatnim ładunku przywierały do substancji śluzowatych korzeni, utrudniając ich penetrację, podczas gdy cząstki o ujemnym ładunku mogły swobodniej przenikać. Te wyniki potwierdzają kluczową rolę właściwości powierzchniowych nanoplastików w procesie ich wchłaniania przez rośliny.

Liu i wsp. (2021) opracowali metodę kwantyfikacji nanoplastików w roślinach, wykorzystując ogórka siewnego (*Cucumis sativus* L.) jako model badawczy. Metoda ta obejmuje zestaw technik analitycznych umożliwiających precyzyjne określenie ilości oraz charakterystyki mikro- i nanoplastików w próbkach, takich jak tkanki roślinne czy gleba. Proces analizy obejmuje przygotowanie próbki (np. trawienie alkaliczne i ługowanie ultradźwiękowe) oraz zaawansowane techniki, takie jak spektrometria mas i pyroliza, pozwalające na identyfikację i ilościowe oznaczenie plastikowych zanieczyszczeń. Po 7 i 14 dniach ekspozycji roślin na nanoplastiki polistyrenowe (100 nm) obecność tych cząstek wykazano w korzeniach, łodygach i liściach za pomocą mikroskopii elektronowej (SEM). Wyniki potwierdziły, że nanoplastiki mogą wnikać do roślin, przemieszczać się między ich tkankami oraz kumulować, co rodzi potencjalne zagrożenia związane z ich przenoszeniem w łańcuchu pokarmowym. Badania Li i wsp. (2019, 2020) oraz Luo i wsp. (2022) na roślinach upraw-

nych, takich jak pszenica zwyczajna (*Triticum aestivum* L.) i sałata siewna (*Lactuca sativa* L.) potwierdziły, że większość nanocząstek polistyrenowych akumuluje się głównie w korzeniach, a ich transport do części nadziemnych jest ograniczony. Wyniki te mają istotne konsekwencje dla bezpieczeństwa żywności, ponieważ akumulacja nanoplastików w korzeniach może stanowić zagrożenie dla zdrowia publicznego, zwłaszcza w przypadku roślin jadalnych. Luo i wsp. (2022) odkryli, że zaledwie mniej niż 3% nanocząsteczek przenosiło się do nadziemnych części roślin, co ograniczało ich dalszą migrację w organizmach roślinnych. Kumulację mikroplastików głównie w strefie elongacyjnej korzeni, a w konsekwencji zmniejszenie biomasy roślin, takich jak rzodkiew zwyczajna (*Raphanus sativus* L.) czy kukurydza (*Zea mays* L.) zauważyli także Gong i wsp. (2021). Co ciekawe, sałata i kukurydza wykazywały silniejszą reakcję na obecność mikroplastików niż rzodkiew i pszenica, co sugeruje różnorodność w odpowiedzi poszczególnych gatunków roślin na mikroplastiki. Reakcja ta w przypadku sałaty i kukurydzy przejawiała się m.in. znacznym spadkiem wskaźnika kiełkowania i suchej masy korzeni, a także zwiększoną aktywnością enzymów antyoksydacyjnych, takich jak dysmutaza ponadtlenkowa (SOD) i peroksydaza (POD). Wykazano również wyższe poziomy malondialdehydu (MDA), wskazujące na nasiloną peroksydację lipidów i uszkodzenia błon komórkowych. Dodatkowo, u tych gatunków zaobserwowano deformacje stref elongacyjnych korzeni oraz spadek stosunku biomasy korzeni do pędów (R/S). Wskazuje to na ich większą wrażliwość na stres wywołany obecnością mikroplastików w porównaniu do bardziej tolerancyjnych gatunków, takich jak rzodkiew i pszenica.

Badania Giorgettiego i wsp. (2020) na korzeniach cebuli (*Allium cepa* L.) potwierdziły, że nanoplastiki mogą pokonywać bariery biologiczne, takie jak ściany komórkowe. Transport mikro- i nanoplastików (MNP) w górę roślin jest procesem ściśle związanym z fizjologią roślin i dynamiką przepływu wody w ksylemie. Wiadomym jest, że siła transpiracji odgrywa kluczową rolę w przemieszczaniu MNP do nadziemnych części roślin. Proces ten napędzany jest różnicą potencjałów wody, co umożliwia podciąganie wody i rozpuszczonych cząsteczek, w tym mikro- i nanoplastików przez naczynia ksylemu. Badania wskazują, że większa szybkość transpiracji sprzyja pobieraniu i transportowi MNP w górę roślin.

Po dostaniu się do naczyń ksylemu, mikro- i nanoplastiki mogą być transportowane do łodyg i liści. Proces ten zależy jednak od wielu czynników, takich jak rozmiar, kształt i właściwości powierzchniowe cząstek. Li i wsp. (2019, 2020) wykazali, że nanocząstki o wielkości 0,2 µm mogą być efektywnie transportowane przez ksylem, natomiast większe cząstki (np. 2 µm) są ograniczone głównie do korzeni, co wskazuje na selektywność barier biologicznych w roślinach.

Ponadto, zmienność w transporcie MNP między różnymi gatunkami roślin może być związana z różnicami w budowie naczyń ksylemu, siłą transpiracji oraz efektywnością układu przewodzącego. Luo i wsp. (2022) zauważyli, że mniej niż 3% nanocząsteczek polistyrenowych przemieszczało się do nadziemnych części pszenicy i sałaty, co sugeruje, że wiele roślin skutecznie ogranicza dalszą migrację MNP poza system korzeniowy.

Eksperymenty z roślinami o intensywniejszej transpiracji, takimi jak kukurydza (*Zea mays* L.) wykazały jednak, że transport MNP może być bardziej efektywny w gatunkach o wyższej aktywności transpiracyjnej. Cząstki nanoplastików były wykrywane w liściach kukurydzy, co wskazuje na istotny wpływ transpiracji na dynamikę przemieszczania się tych zanieczyszczeń (Gong i wsp. 2021). Mikroskopia konfokalna zastosowana przez Zhou i wsp. (2021) potwierdziła obecność nanoplastików w nadziemnych tkankach roślin, co podkreśla rolę przepływu ksylemem w procesie ich transportu.

Jednym z kluczowych mechanizmów umożliwiających transport MNP jest interakcja z białkami transportowymi, takimi jak akwaporyny, które wspomagają ruch wody i cząsteczek przez błony komórkowe. Ekspozycja roślin na nanoplastiki o różnych rozmiarach (np. 100 nm i 1 µm) pokazała, że mniejsze cząstki mogą być szybciej i bardziej efektywnie transportowane, chociaż wywołują silniejszy stres oksydacyjny w porównaniu do większych cząstek (Wu i wsp. 2021).

Podsumowując, transport w górę mikro- i nanoplastików w roślinach zależy od złożonego zestawu procesów fizjologicznych, w których kluczową rolę odgrywa transpiracja i właściwości ksylemu. Ograniczona zdolność do transportu tych zanieczyszczeń do nadziemnych części roślin ma istotne implikacje ekologiczne i zdrowotne, zwłaszcza w kontekście ich potencjalnego przenoszenia w łańcuchu pokarmowym.

Toksyczność MNP dla roślin / Toxicity of MNPs to plants

Toksyczność MNP dla roślin wynika z ich zdolności do zakłócania procesów fizjologicznych, co prowadzi do stresu oksydacyjnego oraz uszkodzeń komórek. Te niewielkie cząstki mogą wnikać w struktury roślinne, zakłócać pobieranie wody i składników odżywczych, a także wpływać na rozwój korzeni, łodyg i liści. Ich wpływ jest uzależniony od wielkości, ładunku powierzchniowego oraz interakcji z innymi zanieczyszczeniami, takimi jak metale ciężkie.

W 2021 roku przeprowadzono badania nad wpływem mikroplastików w połączeniu z arsenem na marchew zwyczajną (*Daucus carota* L.). Wykazano, że takie połączenie powoduje deformacje ścian komórkowych oraz obniżenie jakości konsumpcyjnej roślin (Dong i wsp. 2021). W innym

badaniu zauważono, że obecność arsenianu (As(V)) wraz z nanoplastikami (PMMA-NPs) powoduje silniejszy stres oksydacyjny oraz zahamowanie wzrostu sałaty i kukurydzy (Gong i wsp. 2021). Wyniki powyższych doświadczeń są zbieżne z badaniami Jia i wsp. (2022), którzy wykazali, że mikroplastiki w glebie zwiększają akumulację metali ciężkich, takich jak miedź (Cu) i ołów (Pb) w rzepaku (*Brassica napus* L.). Zawartość metali w roślinach była wyraźnie wyższa w glebie skażonej zarówno mikroplastikami, jak i metalami ciężkimi, co wskazuje na ułatwione przenikanie metali do tkanek roślinnych.

Dodatkowo autorzy wykazali nasilenie stresu oksydacyjnego oraz pogorszenie jakości roślin. Poziom malondialdehydu (MDA), produktu peroksydacji lipidów, wskaźnika stresu oksydacyjnego, był znacząco wyższy w próbach z mikroplastikami i metalami (prawie 1,5 razy więcej niż w próbach bez mikroplastików).

Badania wykazały, że MNP mogą powodować poważne zmiany fizjologiczne w roślinach, takie jak stres oksydacyjny oraz uszkodzenie błon komórkowych, chloroplastów i mitochondriów. Te zmiany mogą prowadzić do apoptozy, czyli programowanej śmierci komórek roślinnych, co wpływa na rozwój i zdrowie roślin. Szczególnie toksyczne są mniejsze cząstki nanoplastiku, które ze względu na większą powierzchnię reaktywną łatwiej penetrują struktury roślinne, wywołując większe szkody (Wang i wsp. 2023; Zhou i wsp. 2023; Wan i wsp. 2024).

Wszystkie badania podkreślają, że nanoplastiki indukują stres oksydacyjny w roślinach, co aktywuje mechanizmy obronne, takie jak wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych. Wpływają one także na metabolizm, powodują skrócenie głównych korzeni i zwiększenie liczby korzeni bocznych oraz zakłócają pobieranie składników odżywczych. Na negatywny wpływ polistyrenowych nanocząstek (PS-NPs) pobieranych przez korzenie ryżu (*Oryza sativa* L.) i oddziałujących na ich wzrost i rozwój zwracają uwagę w swojej pracy Zhou i wsp. (2021). Ich wyniki są zbieżne z obserwacjami Donga i wsp. (2021), którzy również zauważyli negatywny wpływ nanoplastików na aktywność enzymatyczną i wzrost roślin, zwłaszcza w obecności metali ciężkich, takich jak arsen. Dodatkowo, badania Giorgettiego i wsp. (2020) nad cebulą (*Allium cepa* L.) wykazały, że nanoplastiki (PS o wielkości 50 nm) mogą wpływać na wzrost korzeni bez wpływu na kiełkowanie. Zmniejszenie indeksu mitotycznego, genotoksyczność (anomalie cytogenetyczne i powstawanie mikrojąder), a także zwiększony stres oksydacyjny zaobserwowano już przy najniższych dawkach. Uszkodzenia wynikają zarówno z kontaktu powierzchniowego z warstwami zewnętrznymi korzenia, jak i z internalizacji nanoplastików do różnych komórek roślinnych, co potwierdzono mikroskopią elektronową (TEM). Te wyniki wskazują na zagrożenie związane z wnikaniem nanoplastików do roślin uprawnych i ich dalszą obecność w łańcuchu pokarmowym.

Wu i wsp. (2021) przeprowadził badania nad sałatą siewną (*Lactuca sativa* L.) uprawianą hydroponicznie, która była eksponowana na pięć różnych typów mikroplastików powstałych w wyniku starzenia się tworzyw sztucznych. Mikroplastiki te powodowały hamowanie wzrostu roślin, lignifikację korzeni, apoptozę komórek korzeniowych oraz stres oksydacyjny. Badania wykazały również, że mikroplastiki mogą zatykać pory w ścianach komórkowych korzeni, prowadząc do zakłócenia wchłaniania składników odżywczych, co negatywnie wpływa na ogólną kondycję rośliny. Mikroplastiki przenikały do walca osiowego korzenia i były transportowane do pędów przez naczynia ksylemowe, co wskazuje na potencjalne ryzyko bioakumulacji w łańcuchu pokarmowym. Sun i wsp. (2020) oraz Wu i wsp. (2021) zauważyli różnice w toksyczności mikroplastików i nanoplastików w zależności od ich właściwości fizykochemicznych. W badaniach Sun i wsp. (2020) negatywnie naładowane nanoplastiki (PS-SO_3H) były łatwiej transportowane do wnętrza korzeni rzodkiewnika pospolitego, co sugeruje ich większy wpływ na wewnętrzne struktury roślin. Z drugiej strony, dodatnio naładowane nanoplastiki (PS-NH_2) powodowały większe uszkodzenia komórek korzeniowych, co objawiało się zwiększoną produkcją reaktywnych form tlenu (ROS) i zmianami morfologicznymi w komórkach epidermalnych.

Bosker i wsp. (2019) oraz Dong i wsp. (2020) badali wpływ większych cząstek mikroplastików na rozwój roślin. Bosker i wsp. (2019) wykazali, że mikroplastiki osadzają się w pieprzycy siewnej (*Lepidium sativum* L.) w porach na powierzchni okrywy nasiennej, co prowadzi do opóźnienia kiełkowania. Mikroplastiki te najpierw gromadzą się w porach nasion, a następnie przylegają do rozwijającej się rośliny, w tym do korzeni i pędów, zakłócając normalny wzrost rośliny. Dong i wsp. (2020) z kolei stwierdzili, że mikroplastiki mogą adsorbować się na powierzchni korzeni roślin ryżu, ograniczając ich aktywność oraz transport składników odżywczych do nadziemnych części roślin. Jiang i wsp. (2019) badali przenikanie mikroplastików o rozmiarze 100 nm przez tkanki korzeniowe bobu (*Vicia faba* L.) i odkryli, że cząstki te blokowały transport składników odżywczych, co negatywnie wpływało na fizjologię roślin.

Podsumowując, badania wykazują, że zarówno mikroplastiki, jak i nanoplastiki mogą mieć różnorodne negatywne skutki dla roślin. Toksyczność MNP objawia się w postaci stresu oksydacyjnego, deformacji strukturalnych oraz obniżenia wskaźników kiełkowania i wzrostu. Dzięki swoim mniejszym rozmiarom, nanoplastiki są szczególnie niebezpieczne, ponieważ łatwiej przenikają do struktur roślinnych, zakłócając ich podstawowe procesy fizjologiczne, takie jak fotosyntezę, transport wody i składników odżywczych oraz wzrost. Wpływ różnych typów nanoplastików, zależny od ładunku powierzchniowego, dodatkowo podkreśla ich potencjalne ryzyko dla zdrowia publicznego

i stabilności ekosystemów, zwłaszcza w kontekście roślin uprawnych.

Zagrożenie dla zdrowia i jakości żywności / Risk to health and food quality

Mikroplastiki wykryto w wielu produktach spożywczych, takich jak herbata (Shruti i wsp. 2020; Afrin i wsp. 2022), miód, piwo (Liebezeit i Liebezeit 2013, 2014), mięso drobiowe (Kędzierski i wsp. 2020), rośliny, w tym owoce i warzywa (Conti i wsp. 2020) czy woda pitna (Pivokonsky i wsp. 2018; Schymanski i wsp. 2018; Koelmans i wsp. 2019; Mintenig i wsp. 2019). Cząsteczki o rozmiarach 0,2–2 µm są w stanie przenikać do korzeni roślin, takich jak pszenica i sałata, a następnie docierać do ich jadalnych części (Li i wsp. 2020). Badania sugerują, że mikroplastiki, w szczególności nanoplastiki, mogą akumulować się w tkankach roślinnych, w tym w łodygach, liściach i owocach, prowadząc do zmniejszonych plonów oraz niedoborów odżywczych (Li i wsp. 2020). Co więcej, nanocząsteczki plastiku mogą przenikać do nasion i owoców, a następnie trafiać do organizmu człowieka wraz z pożywieniem, co stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia (Vethaak i Leslie 2016). Mikroplastiki (MP) w glebie mogą także działać jako nośniki toksycznych zanieczyszczeń, takich jak metale ciężkie, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (PAH) czy antybiotyki, co wpływa na jakość upraw i zdrowie zwierząt oraz ludzi (Huang i wsp. 2020; Mammo i wsp. 2020; Kinigopoulou i wsp. 2022). Ich obecność w glebie rolniczej może z czasem prowadzić do spadku jakości i wartości odżywczej plonów, co przyczynia się do zjawiska „ukrytego głodu", zagrażającego nawet dobrze rozwiniętym krajom. Po dostaniu się do organizmu, mikroplastiki mogą wywoływać szereg negatywnych skutków zdrowotnych, zarówno z powodu ich toksyczności, jak i przenoszenia zanieczyszczeń chemicznych, patogenów oraz pasożytów. Może to prowadzić do stanów zapalnych, stresu oksydacyjnego oraz zwiększonego ryzyka rozwoju nowotworów (Dzierżyński i wsp. 2024). Rosnąca liczba dowodów sugeruje, że ludzie są narażeni na mikroplastiki poprzez spożycie żywności, napojów oraz ich wdychanie, choć badania dotyczące wpływu mikroplastików na zdrowie człowieka wciąż są ograniczone i opierają się głównie na wynikach badań przeprowadzonych na modelowych organizmach (Vethaak i Leslie 2016; van Raamsdonk i wsp. 2020; Blackburn i Green 2022). Z badań wynika, że mikroplastiki mogą kumulować się w jelitach, powodując lokalne stany zapalne, zaburzenia endokrynologiczne oraz wpływać na skład i różnorodność mikrobiomu jelitowego (Fackelmann i Sommer 2019; Teles i wsp. 2020). Co więcej, mikroplastiki mogą przekraczać barierę jelitową, trafiając do układu krążenia, a stamtąd do narządów wewnętrznych, takich jak wątroba i śledziona (Teles i wsp. 2020). Substancje chemiczne obecne w plastiku, takie jak bisfenole i ftalany, mają udokumentowany wpływ na zaburzenia hormonalne, co może prowadzić do poważnych problemów zdrowotnych, takich jak cukrzyca, nowotwory oraz otyłość. Te chemikalia zaburzające funkcjonowanie układu hormonalnego wpływają na naturalne procesy hormonalne organizmu, skutkując negatywnymi efektami rozwojowymi, metabolicznymi oraz immunologicznymi (Okeke i wsp. 2022).

Podsumowanie i przyszłe wyzwania związane z zanieczyszczeniem gleb rolniczych mikroplastikami / Summary and future challenges related to microplastic contamination of agricultural soils

Nadmierne zużycie produktów plastikowych oraz niewłaściwe zarządzanie odpadami sprawiły, że tereny rolnicze stały się znaczącym miejscem kumulacji odpadów, w tym mikroplastików (MP). Ze względu na swoją stabilność i odporność na degradację, mikroplastiki gromadzą się w glebach rolnych, co może zagrozić ekosystemom. Mimo rosnącej świadomości problemu, wciąż brakuje skutecznych strategii zapobiegania i kontroli zanieczyszczeń mikroplastikami w agroekosystemach. Do kluczowych działań należy rozwój biodegradowalnych tworzyw sztucznych, wprowadzenie restrykcji dotyczących produktów plastikowych, recykling oraz usuwanie nagromadzonych odpadów.

Na poziomie globalnym wprowadzono już pewne kroki prawne w celu ograniczenia zanieczyszczenia mikroplastikami. Program Ochrony Środowiska Narodów Zjednoczonych (UNEP) zainicjował eliminację mikroplastików z kosmetyków. Komisja Europejska uznała ten problem za jeden z kluczowych obszarów wymagających rozwiązania. Z kolei Chiny wprowadziły „Zarządzenie o ograniczeniu stosowania plastiku" oraz nowe regulacje dotyczące kontroli zanieczyszczeń plastikowych. Choć działania te są krokiem w dobrym kierunku, ochrona gleb rolniczych przed mikroplastikami wymaga dalszych ulepszeń w przepisach oraz jasno określonych obowiązków przedsiębiorstw w zakresie recyklingu. Na poziomie społecznym konieczna jest większa świadomość problemu mikroplastików, co może przyczynić się do ich ograniczenia.

Edukacja i podnoszenie świadomości konsumentów oraz producentów to kluczowy element walki z mikroplastikami. Kampanie informacyjne promujące redukcję użycia plastiku i recykling mogą prowadzić do zmiany nawyków, co w dłuższej perspektywie przyczyni się do ograniczenia mikroplastików (MP) w środowisku. Współpraca międzynarodowa oraz wymiana dobrych praktyk są także istotne dla efektywnego wdrażania innowacyjnych rozwiązań i technologii związanych z biodegradowalnymi materiałami i recyklingiem.

Segregacja odpadów jest kluczowym krokiem w procesie recyklingu, który minimalizuje wpływ plastiku na agroekosystemy. Odpowiednie strategie pozwalają przekształcać od-

pady w cenne surowce, co zmniejsza zanieczyszczenie środowiska. Aby zwiększyć wskaźniki recyklingu, konieczne jest stworzenie zintegrowanego łańcucha przemysłowego, który wspiera ponowne wykorzystanie odpadów i sprzyja zrównoważonemu rozwojowi oraz ochronie środowiska.

Literatura / References

Afrin S., Rahman M.M., Akbor M.A., Siddique M.A.B., Uddin M.K., Malafaia G. 2022. Is there tea complemented with the appealing flavor of microplastics? A pioneering study on plastic pollution in commercially available tea bags in Bangladesh. Science of the Total Environment 837: 155833. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155833

Amare G., Desta B. 2021. Coloured plastic mulches: impact on soil properties and crop productivity. Chemical and Biological Technologies in Agriculture 8 (1): 1–9. DOI: 10.1186/s40538-020-00201-8

Andrady A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 62 (8): 1596–1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Avellan A., Schwab F., Masion A., Chaurand P., Borschneck D., Vidal V., Rose J., Santaella C., Levard C. 2017. Nanoparticle uptake in plants: gold nanomaterial localized in roots of *Arabidopsis thaliana* by X-ray computed nanotomography and hyperspectral imaging. Environmental Science & Technology 51 (15): 8682–8691. DOI: 10.1021/acs.est.7b01133

Blackburn K., Green D. 2022. The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. Ambio 51 (3): 518–530. DOI: 10.1007/s13280-021-01589-9

Bosker T., Bouwman L.J., Brun N.R., Behrens P., Vijver M.G. 2019. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. Chemosphere 226: 774–781. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.03.163

Conti G.O., Ferrante M., Banni M., Favara C., Nicolosi I., Cristaldi A., Fiore M., Zuccarello P. 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. Environmental Research 187: 109677. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109677

da Silva Brochado M.G., de Noronha B.G., da Costa Lima A., Guedes A.G., da Silva R.C., dos Santos Dias D.C.F., Mendes K.F. 2024. What is the most effective analytical method for quantification and identification of microplastics in contaminated soils? Environmental Geochemistry and Health 46 (7): 260. DOI: 10.1007/s10653-024-02082-4

de Souza Machado A.A., Kloas W., Zarfl C., Hempel S., Rillig M.C. 2018a. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Global Change Biology 24 (4): 1405–1416. DOI: 10.1111/gcb.14020

de Souza Machado A.A., Lau C.W., Kloas W., Bergmann J., Bachelier J.B., Faltin E., Becker R., Görlich A.S., Rillig M.C. 2019. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. Environmental Science & Technology 53 (10): 6044–6052. DOI: 10.1021/acs.est.9b01339

de Souza Machado A.A., Lau C.W., Till J., Kloas W., Lehmann A., Becker R., Rillig M.C. 2018b. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. Environmental Science & Technology 52 (17): 9656–9665. DOI: 10.1021/acs.est.8b02212

Dong Y., Gao M., Qiu W., Song Z. 2021. Uptake of microplastics by carrots in presence of As (III): Combined toxic effects. Journal of Hazardous Materials 411: 125055. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125055

Dong Y., Gao M., Song Z., Qiu W. 2020. Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings. Environmental Pollution 259: 113892. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113892

Dzierżyński E., Gawlik P.J., Puźniak D., Fliege W., Jóźwik K., Teresiński G., Flieger J. 2024. Microplastics in the human body: exposure, detection, and risk of carcinogenesis: a state-of-the-art review. Cancers 16 (21): 3703. DOI: 10.3390/cancers16213703

Fackelmann G., Sommer S. 2019. Microplastics and the gut microbiome: How chronically exposed species may suffer from gut dysbiosis. Marine Pollution Bulletin 143: 193–203. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.030

Fei X., Wang J., Zhu J., Wang X., Liu X. 2020. Biobased poly (ethylene 2,5-furancoate): no longer an alternative, but an irreplaceable polyester in the polymer industry. ACS Sustainable Chemistry & Engineering 8 (23): 8471–8485. DOI: 10.1021/acssuschemeng.0c01862

Gao H., Liu Q., Yan C., Mancl K., Gong D., He J., Mei X. 2022. Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health. Resources, Conservation and Recycling 186: 106549. DOI: 10.1016/j.resconrec.2022.106549

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics evermade. Science Advances 3 (7): e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782

Gigault J., ter Halle A., Baudrimont M., Pascal P.-Y., Gauffre F., Phi T.-L., Hadri H.E., Grassl B., Reynaud S. 2018. Current opinion: what is a nanoplastic? Environmental Pollution 235: 1030–1034. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.024

Giorgetti L., Spanò C., Muccifora S., Bottega S., Barbieri F., Bellani L., Castiglione M.R. 2020. Exploring the interaction between polystyrene nanoplastics and *Allium cepa* during germination: Internalization in root cells, induction of toxicity and oxidative stress. Plant Physiology and Biochemistry 149: 170–177. DOI: 10.1016/j.plaphy.2020.02.014

Gong W., Zhang W., Jiang M., Li S., Liang G., Bu Q., Xu L., Zhu H., Lu A. 2021. Species-dependent response of food crops to polystyrene nanoplastics and microplastics. Science of the Total Environment 796: 148750. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148750

Huang Y., Liu Q., Jia W., Yan C., Wang J. 2020. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. Environmental Pollution 260: 114096. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114096

Jia H., Wu D., Yu Y., Han S., Sun L., Li M. 2022. Impact of microplastics on bioaccumulation of heavy metals in rape (*Brassica napus* L.). Chemosphere 288: 132576. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132576

Jiang X., Chen H., Liao Y., Ye Z., Li M., Klobučar G. 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. Environmental Pollution 250: 831–838. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.055

Kędzierski M., Lechat B., Sire O., Le Maguer G., Le Tilly V., Bruzaud S. 2020. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. Food Packaging and Shelf Life 24 (1–2): 100489. DOI: 10.1016/j.fpsl.2020.100489

Kinigopoulou V., Pashalidis I., Kalderis D., Anastopoulos I. 2022. Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: A review of recent progress. Journal of Molecular Liquids 350: 118580. DOI: 10.1016/j.molliq.2022.118580

Koelmans A.A., Nor N.H.M., Hermsen E., Kooi M., Mintenig S.M., De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Water Research 155: 410–422. DOI: 10.1016/j.watres.2019.02.054

Li L., Luo Y., Li R., Zhou Q., Peijnenburg W.J.G.M., Yin N., Yang J., Tu C., Zhang Y. 2020. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. Nature Sustainability 3 (11): 929–937. DOI: 10.1038/s41893-020-0567-9

Li X., Mei Q., Chen L., Zhang H., Dong B., Dai X., He C., Zhou J. 2019. Enhancement in adsorption potential of microplastics in sewage sludge for metal pollutants after the wastewater treatment process. Water Research 157: 228–237. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.069

Liebezeit G., Liebezeit E. 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. Food Additives & Contaminants: Part A 30 (12): 2136–2140. DOI: 10.1080/19440049.2013.843025

Liebezeit G., Liebezeit E. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Food Additives & Contaminants: Part A 31 (9): 1574–1578. DOI: 10.1080/19440049.2014.945099

Liu C., Gao Y., He S., Chi H.-Y., Li Z.-C., Zhou X.-X., Yan B. 2021. Quantification of nanoplastic uptake in cucumber plants by pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry. Environmental Science & Technology Letters 8 (8): 633–638. DOI: 10.1021/acs.estlett.1c00369

Liu M., Lu S., Song Y., Lei L., Hu J., Lv W., Zhou W., Cao C., Shi H., Yang X., He D. 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. Environmental Pollution 242, Part A: 855–862. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.051

Luo Y., Li L., Feng Y., Li R., Yang J., Peijnenburg W.J., Tu C. 2022. Quantitative tracing of uptake and transport of submicrometre plastics in crop plants using lanthanide chelates as a dual-functional tracer. Nature Nanotechnology 17 (4): 424–431. DOI: 10.1038/s41565-021-01063-3

Mammo F.K., Amoah I.D., Gani K.M., Pillay L., Ratha S.K., Bux F., Kumari S. 2020. Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. Science of the Total Environment 743: 140518. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140518

Mintenig S.M., Löder M.G.J., Primpke S., Gerdts G. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. Science of the Total Environment 648: 631–635. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.178

Ng E.-L., Lwanga E.H., Eldridge S.M., Johnsto P., Hu H.-W., Geissen V., Chen D. 2018. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. Science of the Total Environment 627: 1377–1388. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.341

Okeke E.S., Okoye C.O., Atakpa E.O., Ita R.E., Nyaruaba R., Mgbechidinma C.L., Akan O.D. 2022. Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain. Resources, Conservation and Recycling 177 (105961): 1–14. DOI: 10.1016/j.resconrec.2021.105961

Pivokonsky M., Cermakova L., Novotna K., Peer P., Cajthaml T., Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. Science of the Total Environment 643: 1644–1651. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102

PlasticsEurope 2023. https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/ [dostęp: 05.10.2024].

Qi Y., Beriot N., Gort G., Lwanga E.H., Gooren H., Yang X., Geissen V. 2020. Impact of plastic mulch film debris on soil physicochemical and hydrological properties. Environmental Pollution 266, Part 3: 115097. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115097

Rillig M.C. 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? Environmental Science & Technology 46 (12): 6453–6454. DOI: 10.1021/es302011r

Schymanski D., Goldbeck C., Humpf H.-U., Fürst P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. Water Research 129: 154–162. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.011

Shruti V.C., Pérez-Guevara F., Elizalde-Martínez I., Kutralam-Muniasamy G. 2020. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks – Future research and environmental considerations. Science of the Total Environment 726: 138580. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138580

Sun X.D., Yuan X.Z., Jia Y., Feng L.J., Zhu F.P., Dong S.S., Liu J., Kong X., Tian H., Duan J.L., Ding Z., Wang S.G., Xing B. 2020. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. Nature Nanotechnology 15 (9): 755–760. DOI: 10.1038/s41565-020-0707-4

Teles M., Balasch J.C., Oliveira M., Sardans J., Peñuelas J. 2020. Insights into nanoplastics effects on human health. Science Bulletin 65 (23): 1966–1969. DOI: 10.1016/j.scib.2020.08.00

Trapp S. 2000. Modelling uptake into roots and subsequent translocation of neutral and ionisable organic compounds. Pest Management Science 56 (9): 767–778. DOI: 10.1002/1526-4998(200009)56:9<767::AID-PS198>3.0.CO;2-Q

van Raamsdonk L.W., van der Zande M., Koelmans A.A., Hoogenboom R.L., Peters R.J., Groot M.J., Peijnenburg A.C.M., Weesepoel Y.J. 2020. Current insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain. Foods 9 (1): 72. DOI: 10.3390/foods9010072

Vethaak A.D., Leslie H.A. 2016. Plastic debris is a human health issue. Environmental Science & Technology 50 (13): 6825–6826. DOI: 10.1021/acs.est.6b02569

Wan S., Wang X., Chen W., Wang M., Zhao J., Xu Z., Wang R., Mi C., Zheng Z., Zhang H. 2024. Exposure to high dose of polystyrene nanoplastics causes trophoblast cell apoptosis and induces miscarriage. Particle and Fibre Toxicology 21 (1): 13. DOI: 10.1186/s12989-024-00574-w

Wang J., Liu X., Li Y., Powell T., Wang X., Wang G., Zhang P. 2019. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. Science of the Total Environment 691: 848–857. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209

Wang F., Wang Q., Adams C.A., Sun Y., Zhang S. 2022a. Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. Journal of Hazardous Materials 424, Part C: 127531. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.127531

Wang W., Yuan W., Xu E.G., Li L., Zhang H., Yang Y. 2022b. Uptake, translocation, and biological impacts of micro(nano)plastics in terrestrial plants: Progress and prospects. Environmental Research 203: 111867. DOI: 10.1016/j.envres.2021.111867

Wang J., Zhu J., Zheng Q., Wang D., Wang H., He Y., Wang J., Zhan X. 2023. *In vitro* wheat protoplast cytotoxicity of polystyrene nanoplastics. Science of the Total Environment 882: 163560. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163560

Weithmann N., Möller J.N., Löder M.G., Piehl S., Laforsch C., Freitag R. 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. Science Advances 4 (4): eaap8060. DOI: 10.1126/sciadv.aap8060

Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environmental Pollution 178: 483–492. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031

Wu J., Liu W., Zeb A., Lian J., Sun Y., Sun H. 2021. Polystyrene microplastic interaction with *Oryza sativa*: toxicity and metabolic mechanism. Environmental Science: Nano 8 (12): 3699–3710. DOI: 10.1039/D1EN00636C

Xu B., Liu F., Cryder Z., Huang D., Lu Z., He Y., Wang H., Lu Z., Brookes P.C., Tang C., Gan J., Xu J. 2020. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate – A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 50 (21): 2175–2222. DOI: 10.1080/10643389.2019.1694822

Zhou C.-Q., Lu C.-H., Mai L., Bao L.-J., Liu L.-Y., Zeng E.Y. 2021. Response of rice (*Oryza sativa* L.) roots to nanoplastic treatment at seedling stage. Journal of Hazardous Materials 401: 123412. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123412

Zhou P., Wang L., Gao J., Jiang Y., Adeel M., Hou D. 2023. Nanoplastic-plant interaction and implications for soil health. Soil Use and Management 39 (1): 13–42. DOI: 10.1111/sum.12868