

Skuteczność ekranów akustycznych przy drogach szybkiego ruchu w ograniczaniu narażenia na metale ciężkie pochodzące z emisji liniowej

Effectiveness of highway noise barriers in reducing exposure to heavy metals from linear emission

ILONA HAJOK, DANUTA ROGALA, ANNA SPYCHAŁA

Katedra Zdrowia Środowiskowego, Wydział Zdrowia Publicznego w Bytomiu, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach

Wprowadzenie. Rozwój wielu gałęzi gospodarki, w tym transportu, jest zasadniczym elementem intensywnego rozwoju cywilizacyjnego, jednak niesie ze sobą wiele negatywnych konsekwencji dla środowiska przyrodniczego. Skutkiem szeroko rozumianego transportu jest hałas oraz gazy spalinowe, zawierające liczne ksenobiotyki (m.in. metale ciężkie). Celem ograniczenia rozprzestrzeniania się emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych oraz hałasu powodowanego ruchem komunikacyjnym zaczęto stosować ekrany akustyczne.

Cel. Ocena skuteczności ekranów akustycznych, zlokalizowanych przy drodze szybkiego ruchu, w ograniczeniu uciążliwości emisji liniowej i narażenia środowiskowego na wybrane metale ciężkie.

Materiały i metody. Materiał badawczy stanowiły próby gleby pobrane po dwóch stronach trasy szybkiego ruchu (S86) na terenie miasta Tychy w okresie od września do października 2014 r. Zebrano 50 próbek: 25 próbek pobrano w bezpośrednim sąsiedztwie ekranu akustycznego i 25 próbek pobrano po przeciwległej stronie trasy szybkiego ruchu, gdzie ekran akustyczny nie został zainstalowany. Do analizy statystycznej zastosowano test Kruskala-Wallis'a oraz test porównań wielokrotnych.

Wyniki. Zawartość pierwiastków w próbach gleby pobranych po stronie drogi (S86) bez zainstalowanego ekranu akustycznego była największa w odległości 8 m od ciągu komunikacyjnego, zaś w próbach gleby pobranych po stronie, gdzie został zamontowany ekran akustyczny stężenia te osiągały maksymalny poziom w odległości 1 m od ekranu. Najniższe stężenia Cd, Pb i Zn odnotowano w próbach gleby pobranych w odległości 30 m od trasy S86.

Wnioski. Ekrany akustyczne ograniczają przemieszczanie się metali ciężkich pochodzących z emisji liniowej, lokalnie zmniejszając narażenie środowiskowe na tę grupę związków. Na obszarach niezabudowanych skuteczniejszą ochroną ludności przed emisją liniową wydaje się być wydawanie urzędowej zgody na zabudowę w odległości nie mniejszej niż 100 m od pobocza drogi.

Słowa kluczowe: emisja liniowa, ekrany akustyczne, kadm, ołów, cynk

Introduction. The growth of many economy sectors, including transportation, is an essential element in the intensive civilization development. However, it carries many negative consequences for the environment. The result is widely understood – noise and exhaust fumes containing many xenobiotics (including heavy metals). In order to limit the increase of gas emission, in particular pollutants and traffic noise, the use of highway noise barriers has begun.

Aim. To evaluate the effectiveness of acoustic screens located along an expressway in reduction of linear emission and environmental exposure to selected heavy metals.

Material & Method. The investigation included samples of soil collected on both sides of the S86 expressway in the city of Tychy. In total 50 samples were collected: 25 samples collected in the immediate vicinity of the acoustic screen and 25 samples collected on the opposite side of the S86 expressway, where the acoustic screens were not installed. For the statistical analysis the Kruskal-Wallis test and multiple comparison tests were used.

Results. The highest content of heavy metals in soil samples collected on the side of the S86 expressway without acoustic screens was noted in the distance of 8 m from the road, and in soil samples collected on the side with the acoustic screens these concentrations reached maximum levels at a distance of 1 m from the screen. The lowest concentrations of Cd, Pb and Zn were recorded in soil samples taken at 30 m from the S86 expressway.

Conclusion. Noise barriers limit the heavy metals spread from the linear emission, locally reducing environmental exposure. To effectively protect the population against the linear emission over the undeveloped areas the administrative permissions to build should be issued only for constructions at least 100 meters away from expressways or highways.

Key words: linear emission, noise barriers, cadmium, lead, zinc

© Hygeia Public Health 2017, 52(2): 190-195

www.h-ph.pl

Nadesłano: 23.12.2016

Zakwalifikowano do druku: 15.04.2017

Adres do korespondencji / Address for correspondence

mgr Danuta Rogala

Katedra Zdrowia Środowiskowego, Wydział Zdrowia Publicznego w Bytomiu, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach

ul. Piekarska 18, 41-902 Bytom

tel. 323 97 65 44, e-mail: drogala@sum.edu.pl

Wprowadzenie

Obserwowany od kilku dziesięcioleci rozwój gospodarczy łączy się z rozwojem transportu [1]. Transport odgrywa istotną rolę w rozwoju danego miasta, wsi czy regionu oraz wpływa na jego atrakcyjność poprzez możliwość sprawnego przemieszczenia się osób i ładunków [2]. Na polskich drogach liczba samochodów wzrasta w szybkim tempie, skutkując wzrostem emisji liniowej – emisją zanieczyszczeń pyłowych i gazowych do środowiska. Szkodliwe związki chemiczne emitowane podczas spalania paliw przez pojazdy mechaniczne, to m.in.: tlenki azotu (NO_x) oraz tlenki siarki (SO), tlenek węgla (CO), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), cząstki pyłu zawieszonego (PM10 i PM2,5) oraz metale ciężkie (m.in. ołów, kadm i cynk) [3-5]. Do powietrza atmosferycznego dostają się również lotne związki organiczne (LZO), a także drobne cząstki aerozolu atmosferycznego [5].

Nieodłącznym skutkiem działalności transportu jest hałas. Występuje on od etapu budowy drogi, po jej eksploatację. Uciążliwość hałasu zależna jest od natężenia ruchu, typu pojazdów przemieszczających się na danej trasie oraz ukształtowania terenu [6]. Celem ograniczenia hałasu oraz rozprzestrzeniania się emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych powodowanych ruchem komunikacyjnym zaczęto stosować ekrany akustyczne. Pionierami w tych rozwiązaniach były: Francja, Holandia, Niemcy oraz Austria. W Polsce ekrany akustyczne zaczęto stosować w latach 90. XX w. [7, 8].

Wyróżnia się dwa podstawowe typy ekranów akustycznych: dźwiękochłonne i odbijające falę akustyczną. Ekrany dźwiękochłonne najczęściej umiejscawiane są we wnętrzu aglomeracji miejskich i dzięki swojej budowie wykazują bardzo dobre właściwości akustyczne, tj. wysoki współczynnik pochłaniania hałasu i znaczną izolacyjność akustyczną. Drugi, najczęściej stosowany typ ekranów akustycznych, to ekrany odbijające falę akustyczną, które wykonane są z płyt żelbetonowych lub ceramicznych [9].

Rozpatrując narażenie środowiskowe na obszarach silnie zurbanizowanych, w którym duży udział ma emisja metali ze środków transportu, należy podkreślić, iż istniejące grupy społeczne są w różnym stopniu narażone i wrażliwe na działanie metali ciężkich. Grupą szczególnie ryzyka przy narażeniu na kadm i ołów są dzieci, kobiety ciężarne i karmiące piersią oraz osoby starsze [10, 11]. Niemowłota i małe dzieci są szczególnie narażone na działanie wszelkich ksenobiotyków, w tym metali ciężkich, w wyniku określonych uwarunkowań fizjologicznych i behawioralnych [11].

Metale ciężkie są trwałe i przez długi okres czasu pozostają w środowisku, w szczególności trudno wyeliminować je z gleby. W przeciwieństwie do powietrza

i wód powierzchniowych, które znacznie szybciej ulegają samooczyszczeniu, metale ciężkie mogą pozostawać w glebie nawet przez kilkaset lat [12, 13]. Ponadto gleby ulegają zakwaszeniu, zarówno przez czynniki naturalne, jak i antropogeniczne. Kwaśne gleby charakteryzują się zwiększoną mobilnością metali ciężkich ze środowiska glebowego do podziemnych części roślin uprawnych, zwiększając tym samym narażenie środowiskowe populacji generalnej na tą grupę ksenobiotyków [14, 15].

Na terenie aglomeracji śląskiej, pomimo znaczącego obniżenia emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych do atmosfery pochodzących z przemysłu czy energetyki, narażenie środowiskowe na metale ciężkie pozostaje wciąż aktualne i znaczące [12].

Cel

Ocena skuteczności ekranów akustycznych, zlokalizowanych przy drodze szybkiego ruchu, w ograniczeniu uciążliwości emisji liniowej i narażenia środowiskowego na wybrane metale ciężkie.

Materiały i metody

Materiał badawczy stanowiły próbki gleby pobrane po dwóch stronach trasy szybkiego ruchu (S86) na terenie miasta Tychy. Obszar, z którego pobierano próbki gleby zlokalizowany był w pobliżu ekranu akustycznego przy ul. Beskidzkiej, o dużym natężeniu ruchu samochodowego. Próbkę gleby zebrano w okresie od września do października 2014 r., celem oznaczenia zawartości metali ciężkich: kadmu, ołowiu i cynku. Zebrano 50 próbek: 25 próbek w bezpośrednim sąsiedztwie ekranu akustycznego (nr 1-10 w odległości 1 m od ekranu; nr 11-20 – 8 m; nr 21-25 – 30 m) i 25 próbek po przeciwległej stronie trasy szybkiego ruchu, gdzie ekran akustyczny nie został zainstalowany (nr 26-35 – 1 m; nr 36-45 – 10 m; nr 46-50 – 30 m). Próbkę gleby pobrano z wierzchniej warstwy gruntu (0-5 cm) o powierzchni 1 m², każda pojedyncza próbka składała się z 15 pobrań. Z tak przygotowanego materiału do badań uzyskano jedną próbkę reprezentatywną dla danego obszaru. Próbkę gleby oczyszczono z kamieni i resztek roślin, przeniesiono je do parowniczek i suszono do momentu uzyskania suchej masy. Następnie odważono ok. 0,5 g gleby, przeniesiono do naczynia teflonowego i dodano 8 ml kwasu azotowego spektralnie czystego stężonego. Naczynie teflonowe umieszczono w mineralizatorze mikrofalowym Magnum II i poddano procesowi mineralizacji, który trwał 10 minut, w następujących warunkach: 100% mocy, temp. 295-300°C i ciśnienie 42-45 bar. Po zakończonym procesie mineralizacji i ostudzeniu naczynia teflonowego, jego zawartość przelano przez sącdek jakościowy miękki do kolby miarowej o pojemności 100 ml. W próbkach oznaczono zawartość metali ciężkich, metodą optycznej

spektrometrii emisyjnej z indukcyjnie sprzężoną plazmą w spektrometrze ICP INTEGRA XL, przy długości fal wzbudzenia dla Cd – 228,8 nm, Pb – 220,3 nm i Zn – 202,5 nm. W każdej z próbek dokonano trzech równoległych pomiarów i odczytano średnią wartość, a następnie obliczono zawartość Pb, Cd i Zn w mg/kg suchej masy (ppm) w badanych próbkach.

Do analizy statystycznej zastosowano nieparametryczny odpowiednik jednoczynnikowej analizy wariancji – test Kruskala-Wallisa oraz test porównań wielokrotnych, w celu sprawdzenia czy odległość od drogi szybkiego ruchu, zarówno w przypadku braku ekranu akustycznego, jak i jego obecności, ma istotny statystycznie wpływ na zawartość metali ciężkich w glebie. Wyniki uznano za istotne statystycznie gdy $p < 0,05$.

Wyniki

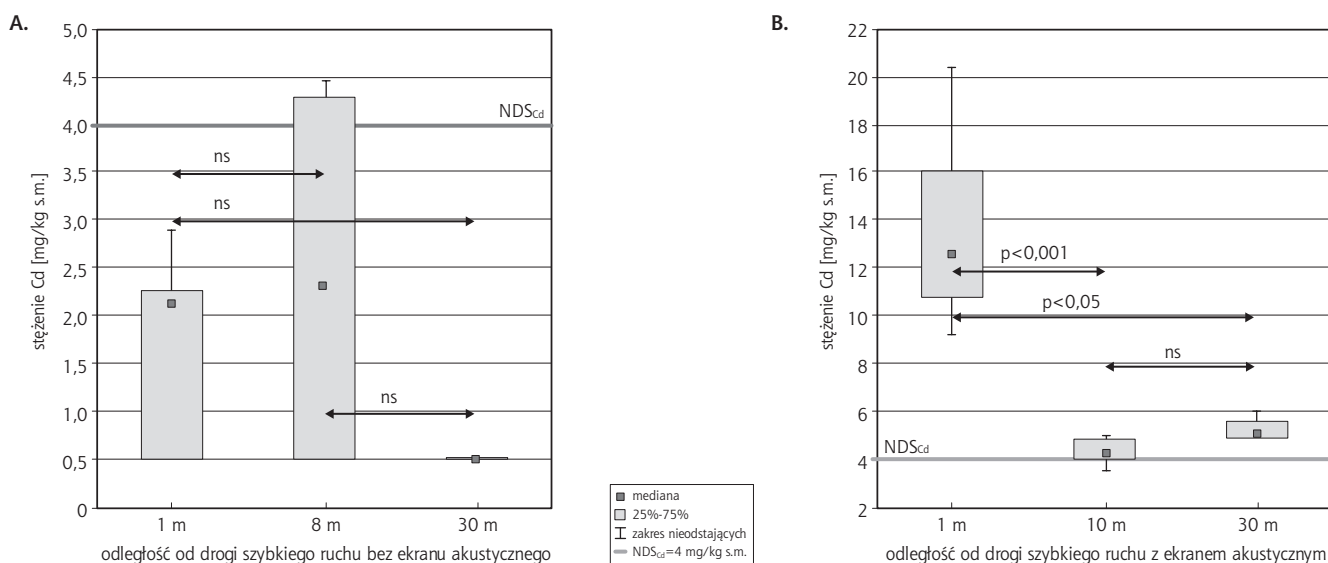
Dla zobrazowania, jak kształtowało się stężenie omawianych pierwiastków w zależności od dystansu od drogi w przypadku istnienia ekranu akustycznego, jak i jego braku, stworzono wykresy, przedstawiające analizowane zależności (ryc. 1-3). Liniją czerwoną oznaczono najwyższe dopuszczalne stężenie pierwiastka w glebie zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002, nr 165, poz. 1359), które wynoszą odpowiednio: dla Cd – 4 mg/kg s.m., Pb – 100 mg/kg s.m., Zn – 300 mg/kg s.m. [16].

Najwyższe stężenia kadmu w próbkach gleby po stronie bez ekranu akustycznego zostały odnotowane w próbkach zebranych w odległości 8 m od drogi. Najwyższe oznaczone stężenie kadmu wyniosło 4,47 mg/kg s.m. Średnie stężenie Cd w odległości

1 m od trasy bez ekranu akustycznego wyniosło 2,33 mg/kg s.m., natomiast w odległości 8 m było niemal dwa razy wyższe (4,29 mg/kg s.m.). W 14 na 25 próbek stężenie pierwiastka nie przekroczyło progu detekcji urządzenia analitycznego. Sytuacja ta miała miejsce w 4 na 10 próbek gleby zebranych w odległości 1 m od trasy, w połowie próbek zebranych na dystansie 8 m od trasy komunikacyjnej, a także we wszystkich próbkach zebranych w odległości 30 m od drogi (ryc. 1A).

Przekroczenie najwyższego dopuszczalnego stężenia (NDS), określonego w Rozporządzeniu ministerialnym dla kadmu, zaobserwowano w niemal wszystkich analizowanych próbkach gleby pobranych za ekranem akustycznym. Stężenie kadmu w tej grupie próbek zależne było od odległości od punktu odniesienia, tj. ekranu akustycznego. Najwyższe wartości odnotowano w próbkach, które zostały pobrane najbliżej ekranu. Najwyższa wartość obserwowana była w próbce nr 26 (20,37 mg Cd/kg s.m.), zlokalizowanej w odległości 1 m od ekranu. Średnia zawartość kadmu w suchej masie we wszystkich próbkach wyniosła 13,53 mg Cd/kg s.m., co oznacza, że wartość dopuszczalna NDS dla kadmu w tej grupie została przekroczona ponad 3-krotnie. Próbkę pobrane w dalszych odległościach od ekranu, tj. 10 oraz 30 m, również wykazywały przekroczenia maksymalnego dopuszczalnego poziomu dla kadmu w zakresie od 0,2 do 50% (ryc. 1B).

Przeprowadzone analizy statystyczne wykazały, że odległość od drogi szybkiego ruchu, przy której nie zamontowano ekranu akustycznego, nie wpływa na zawartość kadmu w glebie, a średnie wartości kadmu oznaczonego w glebie w odległości 1, 8 oraz 30 m od drogi szybkiego ruchu nie różniły się istotnie staty-



Ryc. 1. Stężenie Cd w glebie w zależności od odległości od drogi szybkiego ruchu oraz ekranu akustycznego

Fig. 1. Concentrations of Cd in soil by distance from expressway and acoustic screen

stycznie (ryc.1A). Odległość od drogi szybkiego ruchu wpływa w istotny statystycznie sposób na zawartość kadmu w glebie za ekranem akustycznym. Średnie stężenie kadmu zawartego w glebie w odległości 1 m od drogi szybkiego ruchu z ekranem akustycznym, różni się istotnie od średniego stężenia oznaczonego w odległości 10 oraz 30 m (ryc. 1B).

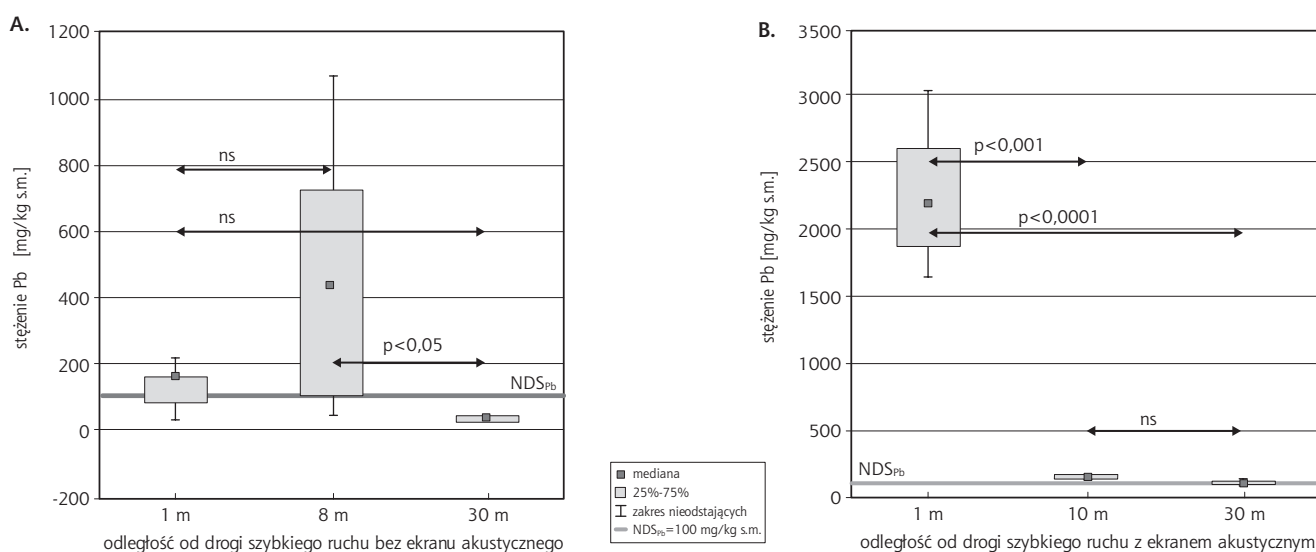
W 14 spośród 25 próbek gleby pobranych po stronie drogi ekspresowej, gdzie ekran akustyczny nie został zainstalowany, maksymalna dopuszczalna wartość stężenia ołowiu w glebach, została przekroczona. Jak wynika z ryc. 2 najwyższe stężenie ołowiu wyniosło 1074,20 mg Pb/kg s.m., co oznacza, że maksymalny dopuszczalny poziom dla Pb w glebie został przekroczony ponad 10-krotnie. Średnia wartość stężenia ołowiu w 10 próbkach, zebranych w odległości 1 m od analizowanej trasy, to 127,77 mg/kg s.m. W odległości 8 m od trasy wartość średnia była już ponad cztery razy wyższa, tj. 452,70 mg/kg s.m.. Najniższe stężenie wystąpiło w próbkach zebranych najdalej od trasy – w odległości 30 m, było to średnio 110,98 mg Pb/kg s.m. (ryc. 2A).

Analizując stężenie ołowiu w próbkach gleby zebranych po stronie drogi z zamontowanym ekranem akustycznym zauważa się, że w niemal wszystkich próbkach gleb doszło do przekroczenia NDS. Największe przekroczenie miało miejsce najbliżej ekranu akustycznego, tj. w odległości 1 m od zainstalowanej konstrukcji, gdzie średnie stężenie wyniosło 2458,55 mg Pb/kg s.m. Najwyższe przekroczenie (aż 47-krotne) odnotowano w próbce nr 26. Na ryc. 2B uwidoczniono, iż stężenie ołowiu zdecydowanie malało wraz z rosnącą odległością od trasy szybkiego ruchu. Na dystansie 10 m od ekranu akustycznego wyniosło średnio 163,23 mg/kg s.m., natomiast w odległości 30 m od ekranu średnio 122,73 mg/kg s.m. (ryc. 2B).

Odległość od drogi szybkiego ruchu wpływała istotnie statystycznie na zawartość ołowiu w glebie w obu przypadkach. Przy drodze bez ekranu akustycznego średnie stężenie ołowiu w glebie znacząco różniło się w odległości 8 i 30 m (ryc. 2A), natomiast przy drodze z ekranem akustycznym w odległości 1 i 10 m oraz 1 i 30 m (ryc. 2B).

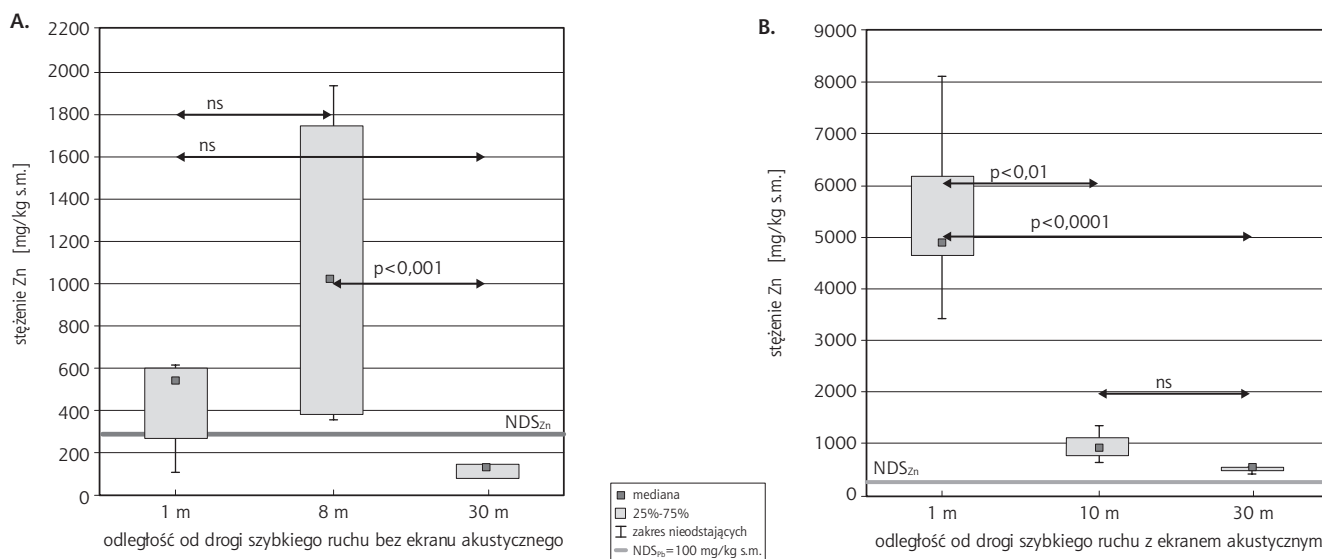
Pośród 25 pobranych próbek gleby pobranych po stronie drogi bez zamontowanego ekranu akustycznego jedynie w 7 nie odnotowano przekroczenia NDS cynku w glebie. Dopuszczalny poziom NDS dla cynku w największym stopniu został przekroczony w próbkach zebranych w odległości 8 m od analizowanej trasy. Najwyższe zanotowane stężenie Zn w tej grupie próbek, to 1942,62 mg/kg s.m., zaś wartość średnia stężenia policzona dla tych próbek, to 1738,78 mg/kg s.m., co oznacza przekroczenie NDS dla cynku w badanej glebie o ponad 500%. W niemal wszystkich pozostałych próbkach pobranych w odległości 1 i 8 m od drogi, wykazano istotne przekroczenia NDS dla cynku. próbki gleby pobrane w odległości 30 m od trasy charakteryzowały się najniższą średnią wartością stężenia Zn (147,13 mg/kg s.m.) (ryc. 3A).

Maksymalne NDS cynku w glebie pobranej za ekranem dźwiękochłonnym zostały przekroczone w każdej próbce poddanej analizie. Do największego przekroczenia NDS dochodziło najbliżej ekranu akustycznego. Oznaczona wartość stężenia Zn w próbce nr 26 ponad 27-krotnie przekroczyła wartość dopuszczalną dla Zn. Średnio, w próbkach gleby pobranych w odległości 1 m od ekranu akustycznego wartość NDS dla Zn była przekroczona 17 razy. Wartości stężeń w odległości 10 m od zamontowanego ekranu akustycznego mieściły się w przedziale 665,34-1362,18 mg/kg s.m., co również oznacza



Ryc. 2. Stężenie Pb w glebie w zależności od odległości od drogi szybkiego ruchu oraz ekranu akustycznego

Fig. 2. Concentrations of Pb in soil by distance from expressway and acoustic screen



Ryc. 3. Stężenie Zn w glebie w zależności od odległości od drogi szybkiego ruchu oraz ekranu akustycznego
Fig. 3. Concentrations of Zn in soil by distance from expressway and acoustic screen

wielokrotne przekroczenie wartości normatywnych (od ok. 200 do ok. 400%). Próbkę gleby zebrane w odległości 30 m od konstrukcji ekranu akustycznego również nie spełniały ministerialnych standardów jakości gleby, a przedział rejestrowanych stężeń wyniósł od 395,61 do 583,10 mg/kg s.m. (ryc. 3B).

Analogiczne, jak w przypadku Pb, odległość od drogi szybkiego ruchu wpływała istotnie statystycznie na zawartość Zn w glebie. Przy drodze bez ekranu akustycznego średnie stężenie cynku znamienne różniło się w odległości 8 i 30 m, natomiast przy drodze z ekranem akustycznym – w odległości 1 i 10 m oraz 1 i 30 m (ryc. 3A i 3B).

Dyskusja

Nieodłącznym skutkiem szeroko rozumianego transportu jest hałas oraz gazy spalinowe emitowane z systemów wydechowych. W dużych aglomeracjach miejskich zanieczyszczenie powietrza motoryzacją może stanowić nawet 75% ogólnego zanieczyszczenia powietrza [4]. Ksenobiotykami emitowanymi w procesie spalania paliw ciekłych w silnikach spalinowych są pozostające przez dziesiątki lat w środowisku metale ciężkie (m.in. kadm, ołów oraz cynk) [12, 17].

Ksenobiotyki uwalniane wraz ze spalinami samochodowymi gromadzą się w powierzchniowych warstwach gleb położonych w pobliżu autostrad i dróg. Rozkład tego skażenia jest zależny od natężenia i rodzaju ruchu drogowego oraz stanu technicznego, w jakim są pojazdy poruszające się po trasach [4, 13].

Jak wynika z przeprowadzonych badań, identyfikowane stężenia wszystkich analizowanych metali ciężkich w próbkach gleb, pobranych zarówno po stronie drogi z zamontowanym ekranem, jak i bez

ekranu akustycznego, są często wielokrotnie wyższe od ministerialnych standardów jakości gleby [14].

Stężenia metali ciężkich w próbkach gleb pobranych po stronie drogi z zamontowanym ekranem akustycznym były zdecydowanie wyższe od stężeń identyfikowanych w próbkach gleby pobranych po stronie drogi bez zainstalowanego ekranu akustycznego, co poddaje w wątpliwość celowość i skuteczność zastosowania tego typu rozwiązań w ograniczaniu emisji liniowej, gdyż ze względu na brak zabudowań przed hałasem i emisją metali ciężkich do gleb i roślin uprawnych. Czynnikiem mogącym mieć wpływ na zawartość metali ciężkich w analizowanych próbkach gleby był fakt, iż próbki zbierane po stronie trasy bez zamontowanego ekranu akustycznego zostały pobrane w miejscu, gdzie w latach 2012-2015 przeprowadzany był szeroko zakrojony remont odcinka drogi S86, co wiązało się m.in. z wymianą nawierzchni drogi, jak i gruntu z nią graniczącego, jak i faktu, że w pobliżu zlokalizowana była stacja paliw [18].

Dane literaturowe wskazują, że eksploatacja sieci transportowej powoduje istotne zanieczyszczenie metalami ciężkimi gleb znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie ruchliwych dróg [19]. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki potwierdzają badania innych autorów, według których zanieczyszczenia spowodowane transportem najsilniej oddziałują w określonej strefie od trasy komunikacyjnej [20, 21]. Przeprowadzone analizy wykazały, że zawartość pierwiastków w próbkach gleby pobranych po stronie drogi bez zainstalowanego ekranu akustycznego była największa w odległości 8 m od ciągu komunikacyjnego, zaś w próbkach gleby zebranych po stronie drogi, po której został zamontowany ekran akustyczny stężenia te osiągały maksymalny poziom

w odległości 1 m od ekranu akustycznego. Odległość od drogi szybkiego ruchu wpływa istotnie statystycznie na zawartość ołowiu i cynku w glebie w obu przypadkach. Przy drodze bez ekranu akustycznego średnie stężenie ołowiu w glebie różni się istotnie w odległości 8 i 30 m, natomiast przy drodze z ekranem akustycznym w odległości 1 i 10 m oraz 1 i 30 m.

Zanieczyszczenia spowodowane transportem najsilniej oddziałują w określonej strefie, sięgającej do 150 m od źródła emisji [20]. Oszacowano, że zanieczyszczenia pyłowe, jak i gazowe, powodują postępującą degradację gleb i roślinności w pasie nawet do 500 m od trasy [1]. Pomimo, iż drogi oraz związana z nimi infrastruktura zajmują kilka procent powierzchni kraju, to szacuje się, że w rzeczywistości ok. 50% terenu Polski znajduje się w strefie oddziaływania zanieczyszczeń pochodzących z transportu [1]. Przeprowadzone badania dowiodło, że zwiększenie dystansu od ciągu komunikacyjnego wpływa istotnie na zmniejszenie zawartości metali ciężkich w glebie. Najniższe stężenia Cd, Pb i Zn odnotowano w próbkach gleby pobranych w odległości 30 m od źródła emisji (trasy S86).

Ze względu na silne, negatywne oddziaływanie na środowisko naturalne zanieczyszczeń pochodzących z transportu drogowego, za niezbędne należy uznać wprowadzenie regulacji prawnych i administracyjnych tak, aby nowe rozwiązania związane z drogową infrastrukturą i technologiami ograniczały to oddziaływanie do minimum [1].

Wnioski

1. Ekran akustyczny ograniczają przemieszczanie się metali ciężkich pochodzących z emisji liniowej, lokalnie zmniejszając narażenie środowiskowe na tę grupę związków.
2. Decyzja o montażu ekranów akustycznych powinna być uzasadniona; brak zasadności montażu ekranów w obszarach niezamieszkałych i nierolniczych.
3. W przypadku terenów niezabudowanych skuteczniejszą ochroną ludności przed emisją liniową wydaje się być wydawanie urzędowej zgody na zabudowę w odległości nie mniejszej niż 100 m od pobocza drogi.

Piśmiennictwo / References

1. Badyńska A. Zagrożenia środowiskowe ze strony transportu. Nauka 2010, 4: 115-125.
2. Brzustewicz P. Zrównoważone rozwiązania w transporcie miejskim – Kierunki Rozwoju. AUNC Zarządzanie 2013, 40(413): 85-96.
3. Transport UE. Luksemburg. Urząd Publikacji Unii Europejskiej 2014.
4. Drąg Ł. Modelowanie emisji i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń środków transportu drogowego. Arch Motor 2007, 1: 21-41.
5. Kozińska B, Rogula-Kozłowska W, Pastuszka JS. Wpływ ruchu drogowego na stężenia PM_{2,5}, PM₁₀ i WWA w warunkach wysokiej i niskiej emisji komunalnej. [w:] Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej. Ozon J, Pawłowska M (red). Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Lublin 2009: 129-137.
6. Morawska A, Żelazo J. Oddziaływanie dróg na środowisko i rola postępowania w sprawie OOS na przykładzie planowanej drogi krajowej. Prz Nauk Inż Kształtowanie Środ 2008, 17(4[42]): 95-109.
7. Engel Z. Ochrona środowiska przed drganiem i hałasem. PWN, Warszawa 2001.
8. Wroczeński M. Ekran akustyczny – przedstawienie problemu okiem młodego inżyniera. Pol Drogi 2014, 4: 114-119.
9. Kamiński TM, Kinasz R, Szela A, et al. The Comprehensive Research of the Road Acoustic Screen with Absorbing and Diffusing Surface. Arch Acoust 2015, 40(1): 137-144.
10. Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, et al. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdiscip Toxicol 2014, 7(2): 60-72.
11. Nieć J, Baranowska R, Dziubanek G, Rogala D. Narażenie środowiskowe dzieci na metale ciężkie zawarte w glebach z placów zabaw, boisk, piaskownic i terenów przedszkoli z obszaru Górnego Śląska. J Ecol Health 2013, 17(2): 55-62.
12. Dziubanek G, Baranowska R, Oleksiuk K. Metale ciężkie w glebach Górnego Śląska – problem przeszłości czy aktualne zagrożenie? J Ecol Health 2012, 16(4): 169-176.
13. Pachana K, Wattanakornsiri A, Nanuam J. Heavy Metal Transport and Fate in the Environmental Compartments. NU Sci J 2010, 7(1): 1-11.
14. Filipek T, Skowrońska M. Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Acta Agroph 2013, 20(2): 283-294.
15. Wuana RA, Okieimen FE. Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. ISRN Ecol 2011, 2011: 402647.
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002, nr 165, poz. 1359).
17. Możdziej A, Juszczyk-Piekut M, Stojko J. Zanieczyszczenie kadmem powietrza atmosferycznego miast śląskich. Med Srod 2014, 17(1): 25-33.
18. Twoje Tychy. Bezpłatny tydzień tygodnik miejski 3/217. <http://www.katowice.uw.gov.pl/download/22522.html> (13.05.2017).
19. Sławiński J, Gołębek E, Senderak G. Wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych na glebę uprawną i uprawną roślinność przydrożną. Inż Ekolog 2014, 40: 137-144.
20. Czubaśzek R, Bartoszek K. Zawartość wybranych metali ciężkich w glebach w zależności od ich odległości od ulicy i sposobu użytkowania terenu. BIS/CEE 2011, 2: 27-34.
21. Świetlik R, Strzelecka M, Trojanowska M. Evaluation of Traffic-Related Heavy Metals Emissions Using Noise Barrier Road Dust Analysis. Pol J Environ Stud 2013, 22(2): 561-567.