ACTA AGROPHYSICA

**Tomasz Słowik, Izabella Jackowska,
Wiesław Piekarski**

PROBLEMY ZANIECZYSZCZENIA ŚRODOWISKA PRZEZ INFRASTRUKTURĘ TRANSPORTOWĄ NA PRZYKŁADZIE ROZTOCZAŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

165

**Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie**

**Rozprawy i Monografie
2008 (5)**

Komitet Redakcyjny
Redaktor Naczelny – Józef Horabik
Zastępca Redaktora Naczelnego – Grzegorz Józefaciuk
Sekretarz Redakcji – Wanda Woźniak

Rada Redakcyjna
Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN – przewodniczący

Ryszard Dębicki
Bohdan Dobrzański
Danuta Drozd
Franciszek Dubert
Tadeusz Filipek
Józef Fornal
Jan Gliński, czł. rzecz. PAN
Eugeniusz Kamiński
Andrzej Kędziora
Tadeusz Kęsik
Krystyna Konstankiewicz
Janusz Laskowski
Jerzy Lipiec
Piotr P. Lewicki
Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN
Edward Niedźwiecki
Viliam Novák, Słowacja
Josef Pecen, Czechy
Jan Sielewiesiuk
Witold Stępniewski
Zbigniew Ślipek
Bogusław Szot
Dorota Witrowa-Rajchert

Opiniowała do druku:
Dr hab. Janina Kaniuczak, prof. UR

Adres redakcji
Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Wydawnictwo
ul. Doświadczalna 4, 20-290 Lublin, tel. (0-81) 744-50-61, http://www.ipan.lublin.pl
e-mail: w.wozniak@ipan.lublin.pl

Czasopismo jest umieszczone w następujących bazach:
Thomson Scientific Master Journal List
Polish Scientific Journals Contents – Life Sci.
Biblioteka Główna i Centrum Informacji Naukowej Akademii Rolniczej w Poznaniu
Instytut Bibliotekoznawstwa i Informacji Naukowej Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach
Lonicera – serwis botaniczny

©Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2008

ISSN 1234-4125

Acta Agrophysica są do nabycia w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie. Prenumeratę instytucjonalną można zamawiać w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie oraz w oddziałach firmy Kolporter S.A. na terenie całego kraju. Informacje pod numerem infolinii 0801-205-555 lub na stronie internetowej http://www.kolporter-spolka-akcyjna.com.pl/prenumerata.asp

Wydanie I. Nakład 200 egz., Ark 10,8
Skład komputerowy: Wanda Woźniak
Druk: Drukarnia *ALF-GRAF*, ul. Kościuszki 4, 20-006 Lublin

SPIS TREŚCI

WYKAZ WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ 5
1. WPROWADZENIE 8
2. ZAGROŻENIA ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO 9
2.1. Oddziaływanie motoryzacji na środowisko naturalne 9
2.2. Zanieczyszczenie hałasem 10
2.2.1. Podstawowe pojęcia, normy i akty prawne 10
2.2.2. Źródła hałasu w pojazdach i pomiary hałasu 13
2.2.3. Uregulowania prawne Unii Europejskiej w zakresie hałasu 20
2.3. Zanieczyszczenie środowiska glebowego 23
2.3.1. Gleby w środowisku naturalnym oraz występowanie w nich metali ciężkich 23
2.3.2. Metale ciężkie pochodzenia antropogenicznego 26
2.4. Zanieczyszczenie powietrza 36
2.4.1. Ogólna charakterystyka 36
2.4.2. Pojazdy samochodowe i maszyny robocze jako źródła zanieczyszczeń atmosfery 43
3. PROBLEMY BADAWCZE NA TERENACH CHRONIONYCH 50
3.1. Infrastruktura transportowa a rozwój zrównoważony 50
3.2. Zakres oddziaływania środków transportu 52
4. ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO RPN PRZEZ INFRASTRUKTURĘ KOMUNIKACYJNĄ 53
4.1. Natężenie ruchu i prędkość pojazdów 53
4.2. Emisja i imisja hałasu 62
4.3. Zawartość metali ciężkich w glebach 70
4.4. Imisja zanieczyszczenia powietrza 113
4.5. Szacowanie emisji zanieczyszczeń ze środków transportu 116
5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI 128
6. PIŚMIENNICTWO 131
7. STRESZCZENIE 136
8. SUMMARY 136

WYKAZ WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ

ASA – Atomowa Spektrometria Absorpcyjna
C_6H_6 – benzen
CAAA – *Clean Air Act Amendments* – norma o ochronie powietrza w USA
CARB – *California Air Resource Board* – Kalifornijska Rada ds. Zasobów Powietrza
CCR – *California Code of Regulations* – normy stanu Kalifornia
CEE – *Communauté Economique Européenne* – Europejska Wspólnota Gospodarcza (EWG)
CFR – *Code of Federal Regulations* – Zbiór Przepisów Federalnych (USA)
CO – tlenek węgla
CO_2 – ditlenek węgla
COP – *Conformity of Production* – badania zgodności produkcji (kontrola jakości produkcji)
DIN – *Deutsche Industrie Norm* – Niemiecki Komitet Normalizacyjny
EC – *European Community* – Wspólnota Europejska
ECE R83 – regulamin norm europejskich dotyczący badań pojazdów osobowych o masie własnej do 2500 kg i liczbie miejsc do 6, lekkich pojazdów ciężarowych o masie własnej do 3500 kg i liczbie miejsc większej niż 6
ECE – *Economic Commission for Europe* – Europejska Komisja Gospodarcza (agenda ONZ)
EEC – *European Economic Community* – Europejska Wspólnota Gospodarcza
EOBD – *European On-Board Diagnostic* – europejski system diagnostyki pokładowej
EPA – *Environment Protection Agency* – Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska, czyli Urząd Ochrony Środowiska w USA
EU – *European Union* – Unia Europejska
EUDC – *Extra Urban Drive Cycle* – pozamiejski europejski test jezdny
FTP – *Federal Test Procedure* – federalny test jezdny USA
GIS – *Geographical Information System* – System Informacji Przestrzennych
GNR – godzinowe natężenie ruchu
GPS – *Global Positioning System* – globalny system lokalizacji
GRID – *Global Resource Information Database* – Centrum Informacji o Środowisku
H_2 – wodór cząsteczkowy
HC – węglowodory

HC·CHO – aldehydy
HC·CO – ketony
HC·COOH– kwasy karboksylowe
HC_{al} – węglowodory alifatyczne
HC_{ar} – węglowodory aromatyczne
IMGW – Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
INSOL – *Insoluble* – frakcja nierozpuszczalna cząstek stałych
IOŚ – Inspektorat Ochrony Środowiska
ISO – *International Organisation for Standardization* – Międzynarodowa Organizacja Normalizacyjna
IUNG – Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa
L_{Aeq} – równoważny (ekwiwalentny) poziom ciśnienia akustycznego
LDV – *Light Duty Vehicle* – lekki użytkowy pojazd samochodowy o liczbie miejsc do 12 (wg klasyfikacji amerykańskiej)
L_{EU} – ogólny europejski wskaźnik hałasu środowiskowego
L_{EUN} – europejski wskaźnik nocnego hałasu środowiskowego
LEV II – *California intermediate and full useful life vehicle exhaust emission standards* – kalifornijskie przepisy dotyczące pojazdów o niskiej emisji
LEV – *Low Emission Vehicle* – pojazd o niskiej emisji (norma emisji związków szkodliwych)
LHS – Linia Hutnicza Szerokotorowa
NEDC – *New European Driving Cycle* – nowy europejski cykl jezdny – zmodyfikowany ECE R83 (tzw. Eurotest) z natychmiastowym poborem spalin
NLEV – *National Low Emission Vehicles* – federalne pojazdy o niskiej emisji w USA
NO – tlenek azotu
NO_2 – ditlenek azotu
NO_x – tlenki azotu
OECD – *Organization for Economic Cooperation and Development* – Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju
ON – olej napędowy
OOŚ – Oceny Oddziaływania na Środowisko
PAC – *Polycyclic Aromatic Compounds* – ciężkie węglowodory aromatyczne
PAH – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons* – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
Pb – ołów
PC – *Passenger Car* – samochód osobowy

pH – oznaczenie odczynu roztworu (ujemny logarytm dziesiętny stężenia jonów wodorowych)
PM – *Particulate Matter* – cząstki stałe
PM10 – pył zawieszony o średnicy aerodynamicznej do 10 μm
PM_C – część węglowa cząstki stałej
PM_{FUEL} – część PM pochodząca ze spalenia paliwa
PM_{LUBE} – część PM pochodząca ze spalenia oleju smarującego
PM_{SOFT} – organiczna frakcja rozpuszczalna PM
PM_T – *Total Particulate Mass* – całkowita masa PM
ppm – *parts per million* – ilość części na milion (1 ppm = 1 $mg \cdot kg^{-1}$)
RPM – *residual particulate mass* – pozostałe cząstki zawierające węgiel
RPN – Roztoczański Park Narodowy
S – siarka
SAE – *Society of Automotive Engineers* – Stowarzyszenie Inżynierów Samochodowych
SGR – średni godzinowy ruch (w odniesieniu do całego roku)
SHED – *Sealed Housing for Evaporative Emission Determination* – test parowania HC z pojazdu (z nie pracującym silnikiem)
SLEV – *Super Low Emission Vehicle* – pojazd o superniskiej emisji
SMA – mieszanka grysowo-mastyksowa (ostatnia warstwa nawierzchni drogi)
SO_2 – ditlenek siarki
SOF – *Soluble Organic Fraction* – ciekła frakcja organiczna
SO_x – tlenki siarki
SULEV – *Super Ultra Low Emission Vehicles* – pojazd o skrajnie niskiej emisji (norma emisji związków szkodliwych)
TLEV – *Transitional Low Emission Vehicle* – pojazd o emisji zbliżonej do niskiej (LEV)
TSP – pył całkowity
UDC – *Urban Driving Cycle* – europejski miejski cykl jezdny
UE – Unia Europejska
ULEV – *Ultra Low Emission Vehicle* – pojazd o bardzo niskiej emisji (norma emisji związków szkodliwych)
WHO – *World Health Organization* – Światowa Organizacja Zdrowia
WIOŚ – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska
WSSE – Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna
ZEV – *Zero Emission Vehicle* – pojazd o zerowej emisji
ZI – zapłon iskrowy
ZLEV – *Zero Level Emission Vehicle* – pojazd o zerowym poziomie emisji
Z_m – wskaźnik presji motoryzacji
ZS – zapłon samoczynny

1. WPROWADZENIE

Człowiek jako jedyny gatunek w ewolucji życia na Ziemi, wspiera swój byt własnymi coraz wygodniejszymi wynalazkami technicznymi – cywilizując się. Dzięki temu łatwiej jest nam zdobywać pożywienie, komunikować się, przemieszczać i poznawać świat. Zachwyceni wygodą postępu cywilizacyjnego zapominamy o posprzątaniu po sobie oraz o istnieniu innych form życia, które niszczymy zajmując wszelkiego rodzaju tereny. Dopiero na początku drugiej połowy ubiegłego stulecia dostrzeżono kończące się zasoby energii konwencjonalnej, ogrom powierzchni zajmowanych przez odpady (nieczystości), zmniejszające się tereny naturalne (w których najefektywniej wypoczywamy) i nasze kłopoty ze zdrowiem w tak zanieczyszczonym środowisku. Wówczas zaczęto dbać o środowisko poprzez poszukiwanie niekonwencjonalnych źródeł energii, stosowanie norm ograniczających emisję zanieczyszczeń oraz wprowadzanie uregulowań prawnych. Aktualnie w bogatszych krajach Europy (Niemcy, Wielka Brytania) sprzedaje się średnio 3 mln nowych samochodów osbowych rocznie, natomiast w Polsce około 250 tysięcy oraz sprowadza się ponad 700 tysięcy aut używanych. W rezultacie jest obecnie w naszym kraju trzykrotnie więcej pojazdów, aniżeli w latach 70-tych ubiegłego stulecia. Taka liczba pojazdów poruszających się po przestarzałej sieci infrastruktury komunikacyjnej (w przypadku Polski), stwarza ogromne zagrożenie dla środowiska, stanowiąc rozmieszczone liniowo sztuczne źródła zanieczyszczeń powietrza, wód i gleb (Merkisz 1994a, Misiak 1998), których negatywny efekt zanieczyszczania jest wzmacniany rozmieszczonymi punktowo źródłami – zakładami przemysłu motoryzacyjnego. Pojazdy emitują różne zanieczyszczenia nie tylko poprzez spaliny, ale także poprzez zużycie hamulców, sprzęgieł, opon oraz poprzez parowanie paliw i cieczy eksploatacyjnych (Bocheński 2000, Chłopek 2002, Piekarski 1998b). Limitowanie wielkości emisji związków toksycznych z równoległym wprowadzaniem nowych technologii (proekologicznych) zaowocowało dziś tym, że 20 nowych pojazdów emituje tyle samo zanieczyszczeń, co jeden 15-letni pojazd. Nie mniej jednak w Europie za 80% zanieczyszczeń motoryzacyjnych odpowiadają pojazdy starszych generacji (bez rozwiązań proekologicznych), choć stanowią one około 20% ogólnej liczby pojazdów (Frankowski 2002). W niektórych krajach Europy (Niemcy, Austria, Szwajcaria, Holandia) zaczęto już od kilku lat poprawiać błędy popełnione przy budowie dość dobrze zorganizowanej infrastruktury komunikacyjnej na rzecz ochrony terenów naturalnych (Curzydło 1995, Keller i Pfister 1999, Pfister i in. 1999). W Polsce infrastruktura komunikacyjna zaczyna się intensywnie rozwijać, stąd należy rozpocząć szeroko zakrojone badania. Rozbudowując infrastrukturę w Polsce popełniane są aktualnie te same błędy, które na zachodzie Europy są likwidowane. Bagatelizowane są działania w kierunku zabezpieczenia środowiska przed jego degradacją przy rozbudowie sieci komunikacyjnej, a to spowoduje w przyszłości nieodwracalne szkody.

2. ZAGROŻENIA ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

2.1. Oddziaływanie motoryzacji na środowisko naturalne

Powiązanie transportu ze wszystkimi dziedzinami cywilizacji i gospodarki powoduje, że wpływ motoryzacji na środowisko naturalne jest bardzo zróżnicowany (Chłopek 2002, Merkisz i in. 2005, Prawo Ochrony ... 1995, Piekarski 1998b, Piekarski 1999, Piekarski i Słowik 2002). Wyróżnić tu można podmioty i przedmioty oddziaływania motoryzacji na środowisko. Ważniejszymi podmiotami są przede wszystkim wytwórnie pojazdów, pojazdy, wytwórnie materiałów eksploatacyjnych, materiały eksploatacyjne i infrastruktura transportu. Natomiast przedmiotami oddziaływania infrastruktury komunikacyjnej na ekosystemy środowiska przyrodniczego są tereny przez nią zajmowane, krajobraz, powietrze, gleba, woda, rośliny, zwierzęta i ludzie.

Klasyfikując zagrożenia środowiska naturalnego przez infrastrukturę komunikacyjną dostrzec należy oprócz oddziaływania szkodliwego, oddziaływanie korzystne. Szkodliwe dla środowiska skutki motoryzacji można z kolei podzielić na bezpośrednie i pośrednie. Jako skutki bezpośrednie wyróżnić należy wypadki transportowe, zanieczyszczenie powietrza spalinami, emisję hałasu i drgań, wytwarzanie i wzniecanie pyłów. Wśród skutków pośrednich rozpatruje się oddziaływanie infrastruktury komunikacyjnej, oddziaływanie procesów projektowania, wytwarzania, zużycia i utylizacji pojazdów, infrastruktury i bazy obsługowej transportu oraz oddziaływanie spowodowane czynnikami socjologicznymi i cywilizacyjnymi. Korzystnymi natomiast skutkami motoryzacji dla środowiska przyrodniczego jest oddziaływanie spowodowane czynnikami cywilizacyjnymi i socjologicznymi oraz istnienie technicznych środków do realizacji działań na rzecz poprawy stanu środowiska.

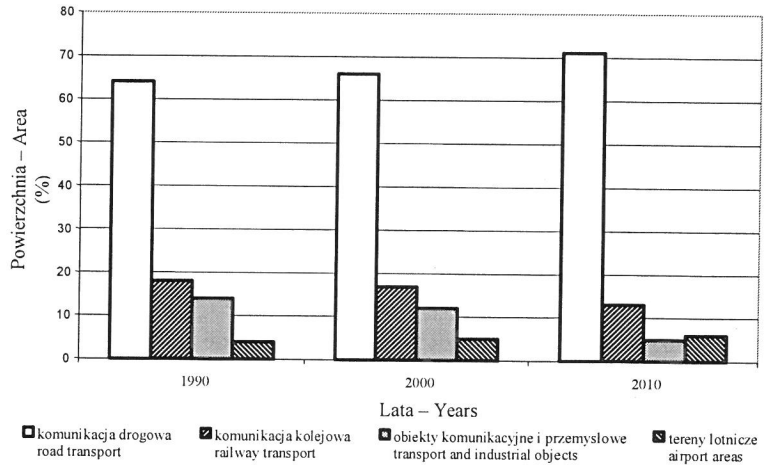
Kompleksowe traktowanie zagadnień zagrożenia środowiska naturalnego przez motoryzację opiera się na wyszczególnieniu podstawowych problemów motoryzacji, zmniejszaniu jej szkodliwego oddziaływania na wszystkich etapach istnienia pojazdu, organizacji transportu oraz na prawnych i organizacyjnych środkach sprzyjających zmniejszaniu degradacji środowiska. Zwłaszcza organizacja transportu ma istotne znaczenie dla oddziaływania infrastruktury komunikacyjnej na środowisko przyrodnicze. Najbardziej odczuwalny jest wpływ organizacji ruchu pojazdów na bezpieczeństwo, emisję spalin oraz hałas i drgania podłoża. W celu zmniejszania uciążliwości i degradacyjnego wpływu powyższych czynników wprowadza się działania proekologiczne polegające na zmniejszaniu natężenia i prędkości ruchu pojazdów oraz na stosowaniu urządzeń izolujących środowisko naturalne od arterii komunikacyjnych.

2.2. Zanieczyszczenie hałasem

2.2.1. Podstawowe pojęcia, normy i akty prawne

Hałas jest aktualnie uznawany za zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego, które charakteryzuje się mnogością źródeł i powszechnością występowania we wszystkich ekosystemach biosfery. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku Prawo Ochrony Środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zmianami) tak właśnie hałas traktuje i względem niego przyjmuje takie same zasady, obowiązki i procedury postępowania jak w stosunku do pozostałych zanieczyszczeń i związanych z nimi dziedzin środowiska. W krajach Unii Europejskiej podstawowym aktem w tym zakresie jest Dyrektywa 2002/49/EC z dnia 25 czerwca 2002 roku w sprawie oceny i zarządzania hałasem w środowisku.

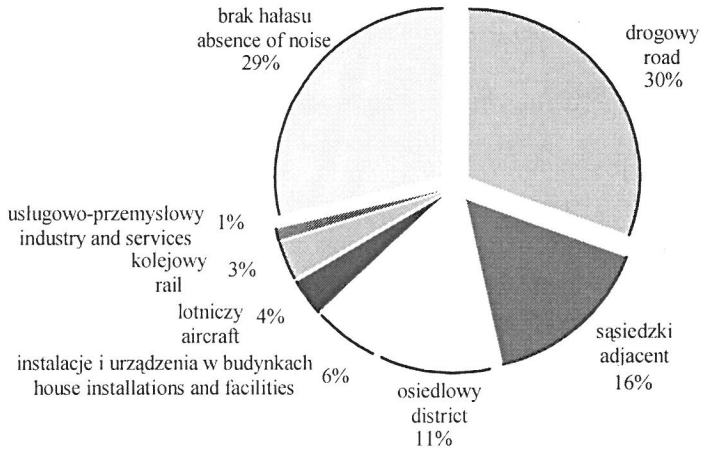
W myśl definicji, hałasem są wszelkie niepożądane, nieprzyjemne, dokuczliwe lub szkodliwe drgania mechaniczne ośrodka sprężystego, działające za pośrednictwem powietrza na organ słuchu i inne zmysły oraz elementy organizmu człowieka (Prawo Ochrony ... 1995). Generalnie hałas jest wytwarzany przez cywilizację i przez siły przyrody. Ten pierwszy jest bardzo niepożądany, ponieważ uważany jest między innymi za przyczynę degradacji środowiska. Pogarsza jego jakość do tego stopnia, że niejednokrotnie znaczne obszary biosfery nie mogą spełniać swojej naturalnej funkcji tym bardziej, że prognozy wskazują na wzrost terenów Polski nim zanieczyszczonych i to głównie przez komunikację drogową (rys. 1).



Rys. 1. Powierzchnia obszaru Polski zanieczyszczona hałasem o poziomie ponadnormatywnym (Prawo Ochrony ... 1995)
Fig. 1. Area of Poland polluted with excessive noise (Prawo Ochrony ... 1995)

Według danych OECD roczny koszt leczenia i innych działań rekompensujących straty spowodowane hałasem, np. w Niemczech wynosi około 3,2 mld € (1,8 mld € dotyczy hałasu komunikacyjnego, a 1,25 mld € hałasu na stanowiskach pracy). Koszt ochrony przeciwhałasowej obiektów budowlanych na jednego mieszkańca, np. w Austrii, Niemczech czy Szwecji kształtuje się na poziomie 6,4-9,6 €/rok. Koszt zabezpieczenia przed hałasem od tras komunikacyjnych (w tym ekranów) wynosi 2-5% kosztu budowy trasy (obwodnicy) w małych i średnich miastach oraz 3-40% w miastach dużych i bardzo dużych. Zatem opłaca się odpowiednio planować budowę infrastruktury komunikacyjnej, aby ponosić jak najmniejsze wyżej wymienione koszty.

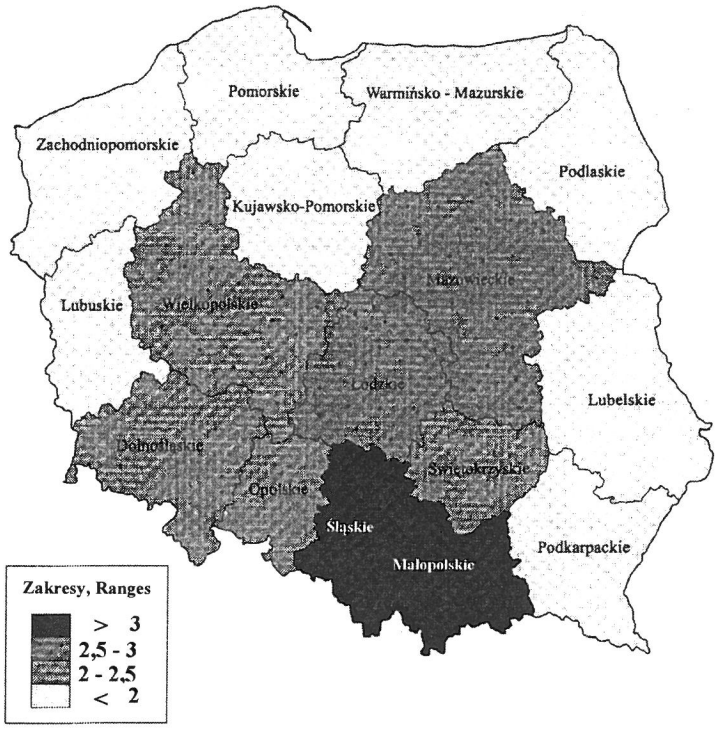
Wyniki badań ankietowych, przeprowadzanych od lat w niektórych wysoko rozwiniętych krajach wskazują, że narzekania na uciążliwość hałasu wysuwają się na pierwsze miejsce (GRID 1995). W Japonii na przykład już w 1979 roku przeszło 36% ludności narzekało na hałas. Według badań przeprowadzonych we Francji w 1986 roku, skargi na ten rodzaj zanieczyszczenia formułowało blisko 80% ankietowanych. Przez wiele lat powstało wiele wskaźników oceny klimatu akustycznego. Jednym z nich, opracowanym przez Państwowy Zakład Higieny, jest subiektywna skala uciążliwości hałasu, według której w Polsce tylko 29% ankietowanych nie odczuwa uciążliwości hałasu (rys. 2).



Rys. 2. Uciążliwość hałasu w zależności od jego pochodzenia (IOŚ 2003)
Fig. 2. Noise troublesomeness depending on its origin (IOŚ 2003)

Zagrożenie środowiska hałasem drogowym można bardzo ogólnie ocenić za pomocą wskaźnika presji motoryzacji Z_m, zdefiniowanego jako iloczyn długości

dróg na danym obszarze i średnioważonego natężenia ruchu w sieci dróg przypadających na jednostkę powierzchni (IOŚ 2003). W Polsce wartości tego wskaźnika zmieniają się od 1,0 dla województwa podlaskiego do 5,5 dla województwa śląskiego (rys. 3).



Rys. 3. Zagrożenie hałasem drogowym w Polsce na podstawie wskaźnika presji motoryzacji Z_m (IOŚ 2003)
Fig. 3. Road noise prediction based on motorizaton pressure coefficient Z_m (IOŚ 2003)

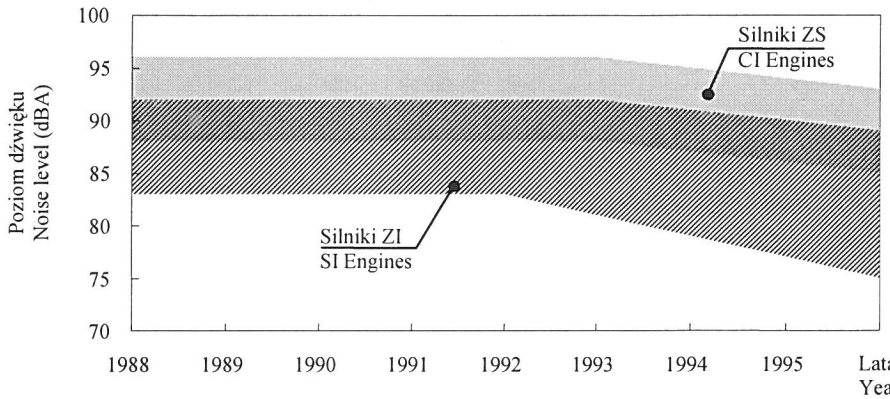
Podstawowym jednak wskaźnikiem oceny klimatu akustycznego jest poziom równoważny A hałasu (ciśnienia akustycznego), oznaczanego symbolem L_{Aeq}, określony polską normą PN-ISO 1996–1. Za pomocą tego wskaźnika (L_{Aeq}) wyrażane są obowiązujące kryteria oceny hałasu w środowisku: Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 13 maja 1998 roku w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku (Dz. U. Nr 66, poz. 436), Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 stycznia 2002 roku w sprawie progowych poziomów hałasu w środowisku (Dz. U. Nr 8, poz. 81).

Nawiązując do tematu niniejszej rozprawy, dotyczącego terenów Roztoczańskiego Parku Narodowego należy zauważyć, że w powyższych załącznikach ak-

tualnych rozporządzeń nie ma wzmianki o terenach chronionych. Poprzednia wersja rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 30 września 1980 roku w sprawie ochrony środowiska przed hałasem i wibracjami (Dz.U. Nr 24, poz. 90), uchylona z dniem 01.10.2001 roku, przewidywała ograniczenia poziomu równoważnego A na tego typu terenach. Brak wyszczególnienia takich obszarów w obowiązujących rozporządzeniach ułatwia ich degradację różnym podmiotom gospodarczym (Wójcicki 1996).

2.2.2. Źródła hałasu w pojazdach i pomiary hałasu

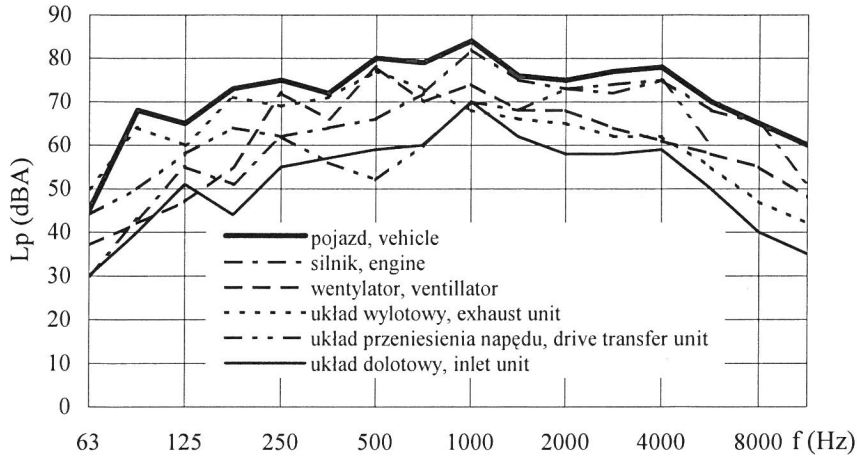
Na początku rozwoju motoryzacji silniki spalinowe stanowiły główne źródła hałasu w pojazdach. Wprowadzanie znacznie lepszych materiałów konstrukcyjnych, większych dokładności wykonania oraz elektronicznych systemów sterowania i monitorowania optymalizujących parametry pracy, doprowadziło do znacznego zmniejszenia poziomu dźwięku emitowanego przez sam silnik i większość podzespołów pojazdów samochodowych (rys. 4).



Rys. 4. Emisja hałasu przez pojazdy osobowe w latach 1988-1996 (średnie obciążenie, średnia prędkość obrotowa) (Merkisz i in. 2005)
Fig. 4. Noise emission by passenger wehicles in 1988-1996 (mean load, mean rotational velocity) (Merkisz *et al.* 2005)

Hałas powstający w wyniku poruszania się pojazdów, działania maszyn czy urządzeń jest dźwiękiem złożonym. Charakter takich dźwięków określa się w funkcji częstotliwości, uzyskując widma hałasu (rys. 5) (Cempel 1989, Łączyński 1983, Puzyna 1981). Analizy widmowe hałasu pojazdów umożliwiają osiągnięcie optymalnych wyników w działaniach przeciwhałasowych, ponieważ wszelkie zabiegi akustyczne nad określonym elementem pojazdu mają sens tylko

w przypadku korelacji z innymi czynnikami (Kwiek-Walasiak 1998). Tak więc w pracach mających na celu obniżenie ogólnego poziomu dźwięku emitowanego przez pojazd, ważne jest rozdzielenie hałasu na poszczególne źródła. Można też przyjąć, że źródło, którego poziom hałasu jest niższy o około 10 dB(A) od poziomu hałasu ogólnego, nie wpływa na ogólną głośność pojazdu.



Rys. 5. Analiza widmowa hałasu samochodu ciężarowego (Merkisz i in. 2005)
Fig. 5. Spectum analysis of lorry noise (Merkisz *et al.* 2005)

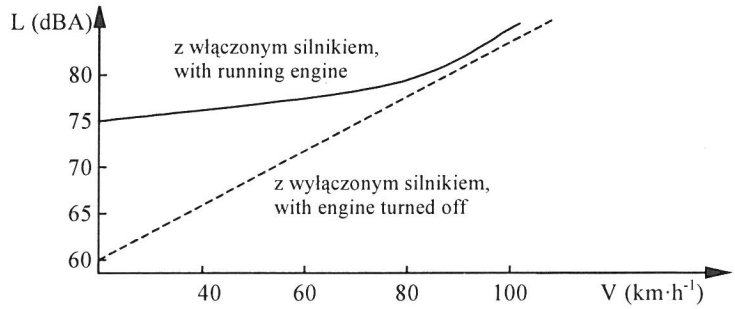
Drgania i hałas pojazdów można podzielić, ze względu na źródła ich pochodzenia, na następujące grupy (Łaszkiewicz 1992):

1. spalanie w silniku jako proces wywołujący najwyższy poziom drgań i hałasu w zakresie 20-180 Hz (częstotliwość spalań) oraz w zakresie 1000-5000 Hz częstotliwości własnych głowic silników (pobudzanie impulsowe),
2. praca układu przeniesienia napędu wraz z układem rozrządu silnika obejmująca liczne procesy wibroakustyczne, wynikające z ruchu obrotowego i współpracy kół zębatych; przebiegi drgań i hałasu pochodzące od układów przeniesienia napędów charakteryzują się dużą liczbą składowych harmonicznych, szczególnie groźnych jako pobudzenia zjawisk rezonansowych,
3. współpraca kół jezdnych z nawierzchnią drogi, która wywołuje główne drgania o przebiegu stochastycznym z dużą liczbą przebiegów impulsowych, krótkotrwałych, pobudzających drgania własne o zakresie częstotliwości 10-200 Hz, szczególnie w nadwoziu samochodu; współpraca bieżnika ogumienia z gładkimi nawierzchniami powoduje hałas o znacznej liczbie składowych harmonicznych w zakresie częstotliwości 500-5000 Hz,

4. hałasy aerodynamiczne jako zjawiska akustyczne wynikające z zawirowań strug powietrza wokół nadwozia, silnika i wentylatorów; hałas aerodynamiczny stanowi wysoko nieskorelowany przebieg stochastyczny, co oznacza, że przebieg składu spektralnego hałasu aerodynamicznego wykazuje stosunkowo wyrównane poziomy ciśnień akustycznych z maksymalnymi wartościami w zakresie 2000-5000 Hz; poziom hałasu aerodynamicznego rośnie proporcjonalnie do 6, a nawet do 8 potęgi prędkości liniowej,
5. drgania i hałasy emitowane przez dodatkowe układy przeniesienia mocy samochodów specjalizowanych i maszyn roboczych, spowodowane przeniesieniem mechanicznym lub hydrostatycznym, charakteryzującym się znacznym procentem składowych harmonicznych, podobnie jak napędy główne.

W silnikach o ZS z dostatecznie oddalonym wylotem spalin, dominującym czynnikiem jest hałas pochodzący ze źródeł mechanicznych (Cempel 1989). Składowe aero- i gazodynamiczne są na ogół zakłócane uderzeniami tłoka o ściany cylindra (co najmniej dwa razy na jeden obrót wału), drganiami kadłuba i pracą układu rozrządu oraz układu paliwowego (aparatury wtryskowej).

Od dłuższego już czasu dużo uwagi poświęca się obniżeniu hałasu powodowanego przez współpracę opon z nawierzchnią drogi, ponieważ istnieje wyraźna bariera w postaci wysokości poziomu hałasu drogowego samej jazdy (rys. 6) (Mioduszewski i Taryma 1997, Taryma i Ronowski 1999). Hałas opon i nawierzchni jezdni zaczyna dominować przy prędkości 80 $km \cdot h^{-1}$, a pojazdów z wyciszonym napędem już przy 50 $km \cdot h^{-1}$.



Rys. 6. Poziom hałasu przy przejeździe obok mikrofonu samochodu osobowego z włączonym i wyłączonym silnikiem (Kwiek-Walasiak 1998)
Fig. 6. Noise level values at a railway crossing near a microphone of a car with engine turned on and turned off (Kwiek-Walasiak 1998)

Minimalizacja szkodliwego działania zjawiska hałasu emitowanego przez pojazdy wymaga prawidłowej oceny jego źródeł i przyczyn (Kraszewski i in. 1996, Kucharski 1993, Kucharski 1997, Kucharski i in. 1992, Kurpiewski 2002). Ponad-

to, w celu zapewnienia wysokiej efektywności tego procesu, należy podzielić go na trzy etapy: ograniczenie hałasu silnika, całego pojazdu oraz redukcję hałasu w środowisku naturalnym. W dwóch pierwszych etapach osiągnięcia są bardzo duże, wszystkie metody badań i warunki pomiarów są znormalizowane:

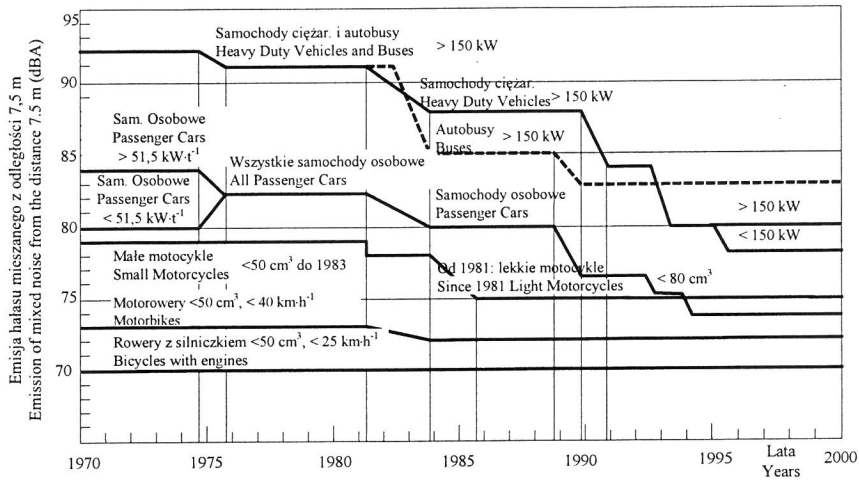
1. ISO 362 – Measurement of noise emitted by accelerting road vehicles. Engineering method. Pomiar hałasu emitowanego przez przyspieszające pojazdy drogowe. Metoda techniczna;
2. ISO 5130 – Measurement of noise emitted by stationary road vehicles. Survey method. Pomiar hałasu emitowanego przez stacjonarne pojazdy drogowe. Metoda kontroli;
3. ISO 7188 – Acoustics. Measurement of noise emitted by passenger cars under condition representative of urban driving. Akustyka. Pomiar hałasu emitowanego przez samochody osobowe w warunkach jazdy miejskiej;
4. 84/424/EEC – Council directive relating to the permissible sound level and the exhaust system of motor vehicles. Zalecenia dotyczące dozwolonego poziomu dźwięku i układu wydechowego pojazdów silnikowych;
5. SAE I 986 a and b – Sound level for passenger cars and light trucks. Poziom dźwięku dla samochodów osobowych i lekkich ciężarówek;
6. SAE I 366 b – Exterior sound level for heavy trucks and buses. Zewnętrzny poziom dźwięku dla ciężarówek i autobusów;
7. SAE I 672 – Exterior loudness evaluation of heavy trucks and buses. Ocena głośności zewnętrznej ciężarówek i autobusów;
8. PN-75/M-78030 – Wózki jezdniowe napędzane. Dopuszczalny poziom hałasu i metody badań;
9. PN-81/N-01306 – Hałas. Metody pomiaru. Wymagania ogólne;
10. PN-84/N-01330 – Hałas. Techniczna metoda określania poziomu mocy akustycznej hałasu maszyn w swobodnym polu akustycznym nad powierzchnią odbijającą dźwięk;
11. PN-84/N-01331 – Hałas. Techniczne metody określania poziomu mocy akustycznej hałasu w pomieszczeniu pogłosowym;
12. PN-85/N-01333 – Hałas. Dokładne metody określania poziomu mocy akustycznej hałasu maszyn w komorze bezechowej i w otwartej przestrzeni;
13. PN-85/N-01334 – Hałas. Dokładne metody określenia poziomu mocy akustycznej hałasu maszyn w komorze pogłosowej;
14. PN-92/S-04051 – Pojazdy samochodowe i motorowery. Dopuszczalny poziom hałasu zewnętrznego. Wymagania i badania;
15. PN-90/S-04052 – Pojazdy samochodowe. Dopuszczalny poziom hałasu wewnętrznego. Wymagania i badania.

Limity homologacyjne nowych pojazdów, dotyczące norm dopuszczalnej głośności zewnętrznej, są ustawicznie zaostrzane ze względu na stale rosnącą liczbę

pojazdów (rys. 7). Do października 1995 roku w krajach Unii Europejskiej, dopuszczalny poziom hałasu emitowanego przez pojazdy samochodowe tam zarejestrowane określony był Dyrektywą 89/491/CCE, której wymagania są porównywalne ze stosowanym przez państwa członkowskie ONZ Regulaminem 51/01 ECE, przyjętym również przez Polskę w 1992 roku. Pojazdy samochodowe homologowane po 01.10.1995 roku oraz pojazdy nowo rejestrowane od 1996 roku w krajach Unii Europejskiej podlegają Dyrektywie 92/97/CEE.

Dla pojazdów osobowych i ciężarowych przewiduje się wprowadzenie limitów hałasu do roku 2010 według następujących wersji (rys. 8 i 9) (88):

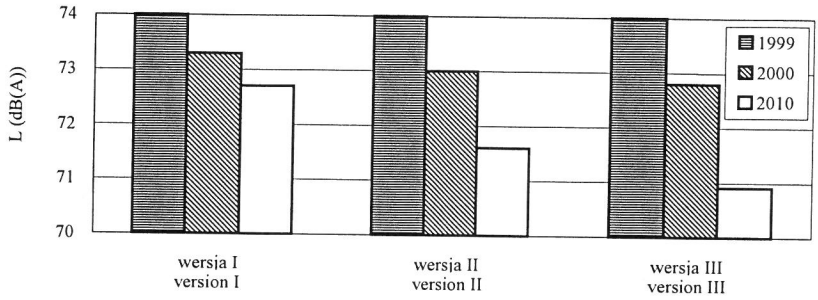
1. wersja I: pomiar hałasu według Dyrektywy 92/97/EEC (która jest obecnie stosowana) bez dodatkowych wymagań prawnych w stosunku do pojazdów,
2. wersja II: zmniejszenie poziomu hałasu do roku 2010 o 50% (w stosunku do sytuacji bieżącej), a więc o 3 dB(A),
3. wersja III: minimalizacja hałasu o 70% do roku 2010, pomiar poziomu hałasu w nowym teście jezdnym.



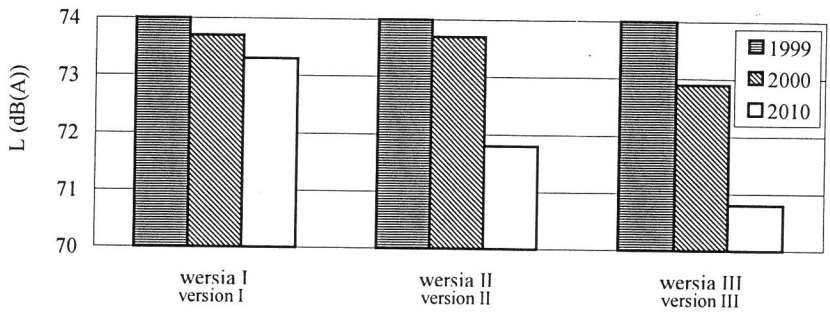
Rys. 7. Limity dopuszczalnego poziomu emisji hałasu wybranych kategorii pojazdów w poszczególnych latach (Merkisz i in. 2005)
Fig. 7. Admissible levels of noise emission for selected vehicle categories in particular years (Merkisz *et al.* 2005)

W trzecim etapie, dotyczącym redukcji hałasu w środowisku naturalnym, istnieje wiele obszarów wymagających znormalizowania, zwłaszcza w dziedzinie warunków pomiarów. W Polsce tego typu pomiarami hałasu w środowisku, zajmują się Inspektoraty Ochrony Środowiska. Pomiary przeprowadzane przez te instytucje opierają się głównie na monitoringu hałasu i skupiają się na terenach zurbanizowanych naszego kraju oraz głównych ciągach komunikacyjnych (rys. 10) (IOŚ 2001, IOŚ 2002, IOŚ 2003, PIOŚ 1998).

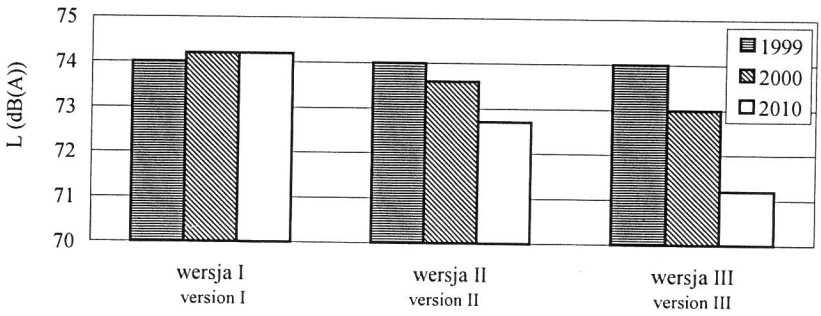
a) dla prędkości, for velocity of 0-40 km·h^{-1}



b) dla prędkości, for velocity of 40-60 km·h^{-1}



c) dla prędkości, for velocity of 60-120 km· h^{-1}

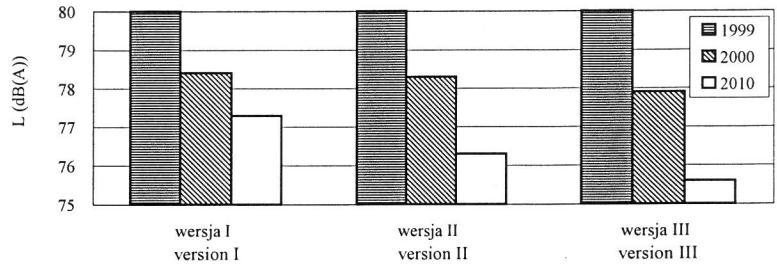


Rys 8. Dopuszczalne poziomy hałasu dla samochodów osobowych do roku 2010 według różnych wariantów (Sandberg i in. 1994)
Fig. 8. Admissible noise levels for automobiles till 2010 according to different variants (Sandberg *et al.* 1994)

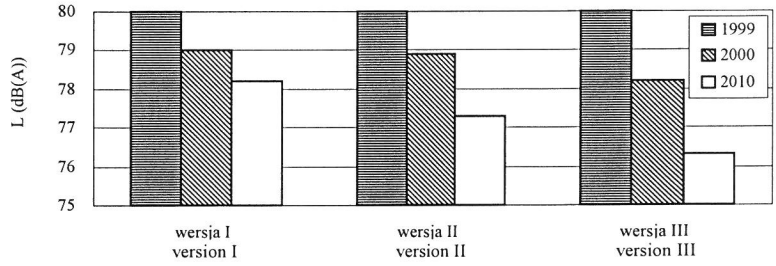
Cel monitoringu środowiska powinien być zgodny z Dyrektywą 2002/49/EC z dnia 25 czerwca 2002 roku w sprawie oceny i zarządzania hałasem w środowisku, czyli powinien dawać możliwości zapobiegania i zmniejszania szkodliwych skutków zanieczyszczenia hałasem poprzez:

1. ustalenie stopnia narażenia na hałas środowiskowy (tworzenie map hałasu przy zastosowaniu wspólnych dla krajów członkowskich metod oceny),
2. zapewnienie społeczeństwu obszernego dostępu do informacji na temat hałasu środowiskowego i jego skutków,
3. opracowywanie, w oparciu o uzyskane wyniki, planów działań zmierzających do zapobiegania powstawaniu hałasu środowiskowego i obniżania jego poziomu tam, gdzie jest to konieczne.

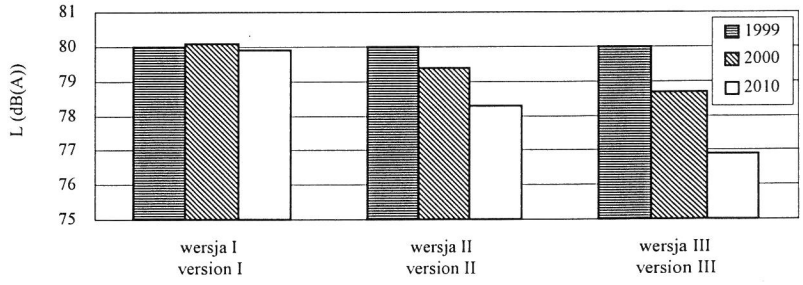
a) dla prędkości, for velocity of 0-40 km·h^{-1}



b) dla prędkości, for velocity of 40-60 km·h^{-1}

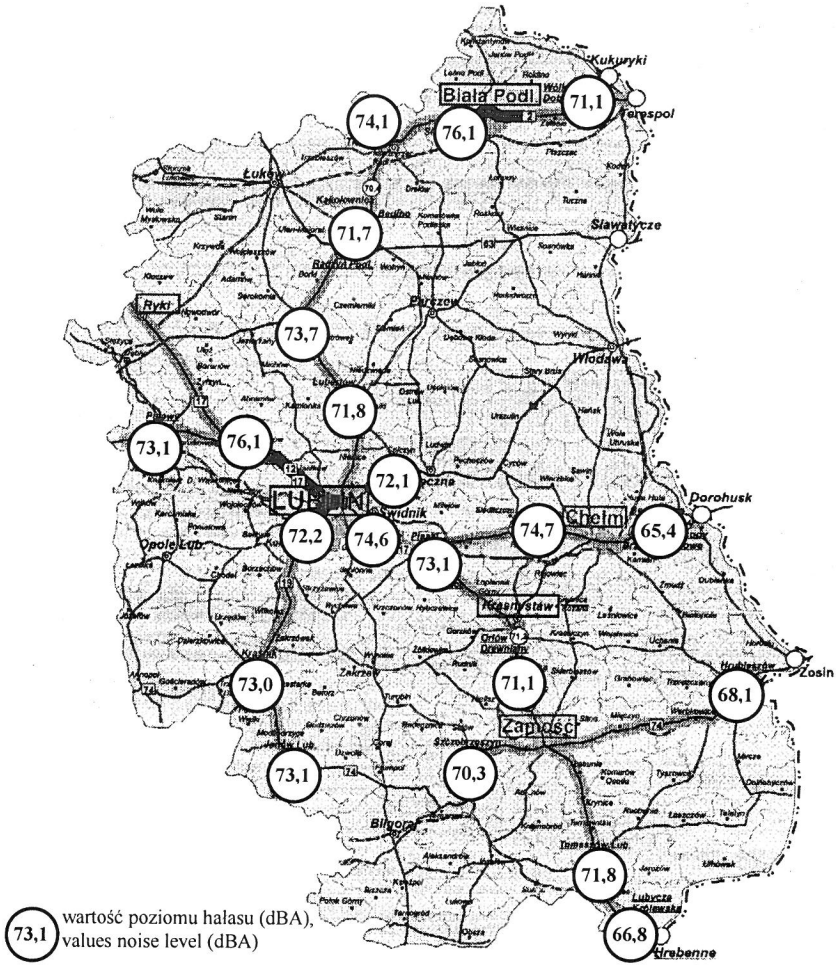


c) dla prędkości, for velocity of 60-120 km·h^{-1}



Rys. 9. Dopuszczalne poziomy hałasu dla pojazdów ciężarowych do roku 2010 według różnych wariantów (Sandberg i in. 1994)

Fig. 9. Admissible noise levels for lorry vehicles till 2010 according to different variants (Sandberg *et al.* 1994)



Rys. 10. Wartości poziomów hałasu drogowego A na drogach głównych województwa lubelskiego (IOŚ 2003)

Fig. 10. Road noise A level values on main roads of the Lublin district (IOŚ 2003)

2.2.3. Uregulowania prawne Unii Europejskiej w zakresie hałasu

Przegląd istniejących dyrektyw europejskich dotyczących hałasu wskazuje, że wszystkie one odnoszą się wyłącznie do zagadnień emisji hałasu ze źródła (pojazdu samochodowego, maszyny roboczej itp.). Brak jest natomiast dyrektywy regulującej problematykę imisji hałasu w środowisku, czego efektem jest to, że ponoszone nakłady na ochronę środowiska przed hałasem nie przynoszą planowanych efektów (Kucharski 1999). Postanowiono więc przygotować w ramach Unii

dokument pt. „Future Noise Policy" (przyszła polityka hałasowa), w którym ogólnie scharakteryzowano nowe podejście Unii do problemów akustyki środowiska oraz przeanalizowano uwarunkowania i zakres opracowywanej nowej Dyrektywy Ramowej, dotyczącej ochrony środowiska przed hałasem (Brussels 1996).

Analizując przesłanki wprowadzania dyrektyw europejskich odnoszących się do ochrony środowiska (ekonomiczną, ekologiczną), można przyjąć, iż praktycznie w ustaleniu wszystkich tych dyrektyw przeważały względy ekonomiczne. Natomiast czynniki ekologiczne traktowano jako drugorzędne.

W prawodawstwie Unii Europejskiej brak jest jakichkolwiek uregulowań dotyczących akustyki urbanistycznej (na pograniczu planowania przestrzennego). Nie dokonano też standaryzacji opisu klimatu akustycznego środowiska (wskaźnik preferowany, jak np. poziom równoważny L_{Aeq}) i jego ochrony (dopuszczalne poziomy dźwięku w przestrzeni zurbanizowanej). Jedną z grup Dyrektyw Unii Europejskiej, wymagającą rozszerzenia o proponowane w tym rozdziale zmiany i obejmującą swym zakresem problematykę ochrony przed hałasem są Dyrektywy dotyczące pojazdów drogowych:

1. 70/157/EEC z nowelizacjami (73/350/EEC, 77/212/EEC, 84/424/EEC, 81/334/EEC, 84/372/EEC, 87/354/EEC, 89/491/EEC, 92/97/EEC, 96/20/EC) – dotyczące samochodów,
2. 78/1015/EEC z nowelizacjami (87/56/EEC, 89/235/EEC) – dotyczące motocykli.

Stwierdzono ponadto, iż brak jest wystarczających danych wejściowych do oceny skutków oddziaływania hałasu (ekspozycji na hałas). Dotychczasowe działania zamykały się opracowaniem kryteriów emisji hałasu z niektórych źródeł (pojazdy samochodowe, maszyny robocze), co łącznie z postępem technologicznym pozwoliło na ograniczenie tej emisji. Jednak znaczna ilość źródeł hałasu środowiskowego pozostała poza jakąkolwiek kontrolą (koleje, różnorodny sprzęt używany w wolnej przestrzeni itp.). Wszystko to razem daje połowiczne tylko sukcesy w walce z hałasem środowiskowym.

Zaproponowano stąd szereg kierunków przyszłych działań w zakresie ograniczenia hałasu (Noise ... 1996):

1. regulacja metod ocen ekspozycji na hałas, mapowanie (plany akustyczne) oraz docelowo – ustalenie kryteriów oceny,
2. ograniczenie hałasu drogowego, w szczególności przez promowanie i stosowanie tzw. „cichych nawierzchni"; wprowadzenie w tym zakresie instrumentów ekonomicznych; uwzględnienie w ocenie standardów dróg także emisji hałasu,
3. wzmożenie walki z hałasem kolejowym; intensyfikacja badań w tym zakresie i prace nad ustaleniem kryteriów,

4. zaostrzenie przepisów dotyczących emisji hałasu lotniczego; wprowadzenie instrumentów ekonomicznych (dyrektywa dotycząca opłat portów lotniczych); intensyfikacja wykorzystania metod planowania przestrzennego,
5. uproszczenie aktów prawnych dotyczących emisji hałasu przez różnego rodzaju urządzenia pracujące w wolnej przestrzeni; wprowadzenie obowiązku etykietowania w zakresie hałasu, rozszerzenie zakresu urządzeń objętych obecnie dyrektywami „hałasowymi".

Postanowiono też powołać Grupy Robocze, w skład których wchodzą: eksperci z krajów członkowskich Unii, przedstawiciele przemysłu, przedstawiciele lokalnej administracji (samorządów), przedstawiciele organizacji pozarządowych. Opracowano także wstępne propozycje wartości wskaźników oceny hałasu (tabela 1), których opcje będą przyjmowane na przykład w oparciu o wskaźnik „wysokiej irytacji" społeczeństwa (tab. 2).

Tabela 1. Wartości poziomów zagrożenia w dB (Kucharski 1999)
Table 1. Hazard level values in dB (Kucharski 1999)

Opcja Option	Klasa Category	Ruch kolejowy Railway traffic	Ruch drogowy Road traffic	Ruch lotniczy Air trafic
1	A	<45	<45	<40
	B	45-65	45-60	40-55
	C	>65	>60	>55
2	A	<50	<50	<45
	B	50-75	50-65	45-60
	C	>75	>65	>60
3	A	<60	<55	<50
	B	60-80	55-70	50-65
	C	>80	>70	>65

Tabela 2. Wskaźnik „wysokiej irytacji" społeczeństwa (Kucharski 1999)
Table 2. 'High irritation' coefficient in a community (Kucharski 1999)

Opcja Option	Klasa Category	Procent „Wysokiej irytacji" populacji Percentage of 'high irritation' of population
1	A	0
	B	0-10
	C	>10
2	A	<3
	B	3-20
	C	>20
3	A	<5
	B	5-30
	C	>30

Dla celów Dyrektywy dotyczącej zbliżenia Praw Krajów Członkowskich w zakresie oceny oraz zmniejszenia narażenia na hałas środowiskowy, przyjęto następujące definicje:

1. „Ogólny Europejski Wskaźnik Hałasu Środowiskowego, L_{EU}" – europejski wskaźnik ogólnego oddziaływania hałasu (dokuczliwość),
2. „Europejski Wskaźnik Nocnego Hałasu Środowiskowego, L_{EUN}" – wskaźnik oddziaływania hałasu nocnego (zakłócenie snu),
3. „Obszary zurbanizowane" – rejony wyznaczone przez Kraje Członkowskie które charakteryzują się populacją większą niż 250000 mieszkańców oraz gęstością zaludnienia powyżej 1000 mieszkańców na kilometr kwadratowy,
4. „Ocena strategiczna" – ocena polityk, planów, danych oraz procedur, dla których wyniki działań mają bardziej ogólne niż lokalne zastosowanie.

W zanieczyszczeniu środowiska naturalnego hałasem należy dążyć do unormowania warunków pomiarów, ustalenia jednego wskaźnika oceny klimatu akustycznego, wprowadzenia dopuszczalnych poziomów dźwięku przede wszystkim w obszarach chronionych. Dopiero po spełnieniu powyższych warunków należy uwzględniać wyniki pomiarów w planowaniu przestrzennym oraz poprzez badania zdobywać niezbędną wiedzę w zakresie oddziaływania hałasu na środowisko naturalne.

2.3. Zanieczyszczenie środowiska glebowego

2.3.1. Gleby w środowisku naturalnym oraz występowanie w nich metali ciężkich

Gleba jest utworem znajdującym się na powierzchni skorupy ziemskiej, która powstała w wyniku działania takich czynników glebotwórczych jak skała macierzysta, klimat i roślinność. Dostarcza wiele składników mineralnych i przy współudziale wody, powietrza oraz energii słonecznej zapewnia ewolucję różnych form życia. Jest też wyjściowym i podstawowym ogniwem w łańcuchu troficznym: gleba – roślina – zwierzę – człowiek. Skład chemiczny i mineralny oraz rodzaj i typ gleby określają wymienione wcześniej czynniki glebotwórcze, tworząc z niej jednocześnie układ wielofazowy.

Kierunek i zakres migracji składników w kształtowaniu się profilu (pionowego przekroju gleby), wyznaczane są przez procesy glebotwórcze, przykładowo ługowanie i podsiąkanie decydują o powstaniu określonego typu gleby. Na terenie Polski występuje 13 z 27 podstawowych jednostek typologicznych sklasyfikowanych według systemu FAO/UNESCO (Kabata-Pendias i Pendias 1992). Ważniejsze z nich to gleby bielicowe, wyługowane, brunatne, czarne ziemie, mady i rędziny.

O mechanicznym składzie gleb decyduje utwór geologiczny z jakiego powstają i na tej podstawie wydziela się gatunkowe typy gleb np.: piaszczyste, gliniaste, pyłowe (lessy). Praktycznie we wszystkich typach gleb występuje powierzchniowy poziom próchniczny, spełniający ważną rolę w rozwoju roślin i w obiegu składników chemicznych.

Poza pierwiastkami głównymi i podrzędnymi ważną rolę w glebie spełniają także pierwiastki śladowe, a wśród nich metale ciężkie. Skała macierzysta, opad atmosferycznych pyłów i deszczy oraz rozłożony materiał biologiczny, stanowią ich naturalne źródło. Określenie naturalnych zawartości metali ciężkich w glebach oraz stopnia ewentualnego zanieczyszczenia jest trudne, ponieważ większość gleb podlega wpływom antropogenicznym w mniejszym lub większym stopniu. Opracowano kilka sposobów wyznaczania naturalnej ich zawartości w glebach (Kabata-Pendias 1997).

Ważnym zagadnieniem jest jednak to, żeby wszystkie obliczenia i porównania były oparte na całkowitych zawartościach metali ciężkich, w przeciwnym wypadku, czyli przy oznaczaniu rozpuszczalnych form tych pierwiastków, wyniki będą nieporównywalne. Dla mineralnych gleb Polski, najlepsze wyniki uzyskuje się przy określeniu gatunkowej grupy gleb, wyznaczającej ich skład granulometryczny, który jest jednym z głównych czynników decydującym o naturalnym poziomie metali ciężkich (Kabata-Pendias 1997). W przypadku gleb o bardzo zróżnicowanym podłożu geologicznym proponuje się obliczenia z zastosowaniem wskaźnika geochemicznego (Birke i Rauch 1994) lub wyznaczenie ilościowych stosunków między pierwiastkami chemicznymi występującymi w glebach i skałach macierzystych (Beize 1997).

Rozmieszczenie metali ciężkich w poszczególnych składnikach gleb jest zróżnicowane i zależy od wielu procesów: rozpuszczalności, sorpcji, powstawania związków kompleksowych, wytrącania, okluzji, dyfuzji, utleniania, wiązania przez substancję organiczną oraz pobierania przez mikroorganizmy. W większości gleb, bez względu na ich typ, metale ciężkie związane są przede wszystkim z drobną frakcją ziarnową (ilastą), stąd istotne zróżnicowanie w ich występowaniu stwierdza się raczej pomiędzy gatunkami niż typami gleb (tab. 3). Na tle gleb świata, średnia zawartość metali ciężkich w gliniastych polskich glebach jest większa od średniej dla gleb świata, a w piaszczystych – mniejsza (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

O formach metali ciężkich w glebie, jak i o ich rozmieszczeniu, decydują głównie właściwości geochemiczne. Z kolei formy tych pierwiastków w glebach decydują w dużym stopniu o ich mobilności i przyswajalności przez rośliny. Porównanie udziału form wybranych metali ciężkich wykazuje mniejszą mobilność chromu, niklu i ołowiu, a większą kadmu, cynku i molibdenu (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Tabela 3. Metale ciężkie w powierzchniowych poziomach gleb Polski (mg·(kg s.m.)$^{-1}$) (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Table 3. Heavy metals in surface levels of Polish soils (mg (kg d.m.)$^{-1}$) (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Pierwiastek Element	Gleby piaszczyste Sandy soils		Gleby pyłowe i gliniaste Silt and clay soils		Gleby organiczne Organic soils	
	Zakres Range	Średnia Mean	Zakres Range	Średnia Mean	Zakres Range	Średnia Mean
Cd	0,08-1,6	0,3	0,15-1,6	0,4	0,01-0,1	0,05
Cr	5-70	40	20-100	50	5-30	15
Cu	1-25	6	5-60	15	1-110	5
Ni	0,5-20	8	5-60	18	1-40	10
Pb	5-25	20	10-50	25	18-85	25
Zn	10-200	37	22-225	70	10-250	60

Zachowanie się metali ciężkich podczas wietrzenia i procesów glebotwórczych określa i to w dużym stopniu, ich względne nagromadzenie lub wyługowanie z gleby w stosunku do skały macierzystej. Wartości tych zmian wyznacza się poprzez porównanie znormalizowanej zawartości metali ciężkich w stosunku do glinu, który w większości środowisk geochemicznych jest względnie stabilny.

Uruchamianie metali ciężkich często jest przedstawiane jako funkcja odczynu gleb, w nawiązaniu do ilości i jakości substancji organicznej, a także potencjału oksydacyjno-redukcyjnego (redoks). Wzrost mobilności większości metali ciężkich dość często obserwuje się w warunkach mniejszego natlenienia gleb (Gong i Donahoe 1997), ponadto w przypadku kadmu wzrasta ona wraz ze wzrostem potencjału redoks (Morel 1997). Kadm, cynk i miedź w glebach o małej zawartości substancji organicznej, wykazują podatność do wiązania na powierzchni wodorotlenków, podczas gdy chrom, ołów i molibden wytrącają się głównie w formie bardziej trwałych związków.

Filtrujące i buforujące działanie gleby, chroniące ekosystemy przed nadmiernym przepływem metali ciężkich do innych elementów biosfery, to dwie z wielu bardzo ważnych funkcji pełnionych przez nią w środowisku przyrodniczym. Związki i substancje chemiczne w glebie ulegają rozkładowi, nawet całkowitemu, pod warunkiem jednak zachowania równowagi w biogeochemicznym ich funkcjonowaniu.

2.3.2. Metale ciężkie pochodzenia antropogenicznego

Transport, rolnictwo, przemysł i energetyka oraz urbanizacja oddziałują w sposób bezpośredni lub pośredni na zmiany chemiczne elementów środowiska przyrodniczego, decydując ostatecznie o naszym zdrowiu. Ciągły rozwój tych dziedzin i związany z tym wzrost zużycia metali ciężkich, prowadzą do zmian w proporcji między ich uruchomieniem i wprowadzeniem do środowiska a ponownym odkładaniem w utworach geologicznych (Jackowska 1997). W oparciu o ilościowe proporcje pomiędzy wydobyciem metali ciężkich a ich odkładaniem wyróżniono następujące grupy (Kabata-Pendias i Pendias 1999):

- pierwiastki o bardzo dużym współczynniku kumulacji (Cd, Cr, Cu, Pb, Sn, Zn),
- pierwiastki o dużym współczynniku kumulacji (Ba, Bi, Ca, Fe, Mn, Mo, P, Ti),
- pierwiastki o średnim współczynniku kumulacji (Al, As, Be, Co, Ge, K, Li, Na),
- pierwiastki o małym współczynniku kumulacji (Ga, La, Mg, Nb, Sr, Ta, Zr).

Spośród wielu utworów geologicznych, gleby są głównym ośrodkiem akumulacji metali ciężkich, pochodzących z różnych źródeł. Wyróżnia się następujące źródła zanieczyszczeń i pierwiastki przez nie emitowane:

- przemysł chemiczny; As, B, Ba, Br, Cd, Cr, Cu, F, Fe, Hg, Pb, Se, Sr, Sn, Ti, Zn,
- przemysł nawozów sztucznych; Cd, Cr, Cu, F, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Se, V,
- przemysł celulozowo-papierniczy; Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn,
- przemysł elektrotechniczny; Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Se, Ti, V, W, Zn,
- przemysł rafineryjny; B, Br, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn,
- hutnictwo i metalurgia żelaza; Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn, Zn,
- przemysł szklarski, ceramiczny i azbestowy; B, Cr, F, Ni, Cu, Co, Pb, Sn.

Gleby w rejonach elektrowni węglowych, hut i zakładów chemicznych są zanieczyszczone przede wszystkim związkami siarki, które w połączeniu z metalami ciężkimi zwiększają swoją toksyczność i bardzo silnie je zakwaszają. W rezultacie dochodzi do rozkładu struktur minerałów krzemianowych, a więc do zniszczenia mineralnego kompleksu sorpcyjnego. Zanieczyszczenie gleb siarką powoduje też wzrost przyswajalności metali przez rośliny, co jest głównie związane z kwasowością, szczególnie w przypadku gleb lekkich (Motowicka-Terelak i Terelak 1997).

W powierzchniowych poziomach gleb, istotnym źródłem metali ciężkich są nawozy mineralne i niektóre środki ochrony roślin. Stosowanie ich przez wiele lat doprowadziło do koncentracji As, Cu, Hg, Cd i Pb (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

W latach 1980-85 oznaczano zawartość kadmu, cynku i ołowiu w słabo zanieczyszczonych glebach, wyniki zestawiono w formie bilansu (tab. 4).

Gleby wapienne, o odczynie obojętnym lub alkalicznym, zawierające dużo minerałów ilastych oraz gleby o dużej zawartości substancji organicznej, wykazują zdolność silnego wiązania metali ciężkich i zatrzymywania ich w poziomach powierzchniowych. Gleby takie są często błędnie nazywane odpornymi na skażenia chemiczne,

ponieważ akumulują znaczne ilości niektórych metali ciężkich, które w tym przypadku są trudniejsze do wyługowania do wód gruntowych oraz przy pobieraniu przez rośliny. Duża koncentracja metali ogranicza biologiczną aktywność gleb i w rezultacie osłabia między innymi procesy nitryfikacyjne, odpowiadające za urodzajność. Ponadto mniejszy stopień dostępności związków toksycznych dla roślin jest zjawiskiem okresowym, gdyż każda zmiana warunków (np. zakwaszenie) powoduje wzrost mobilności i fitoprzyswajalności tych związków.

Tabela 4. Bilans Cd, Zn i Pb w glebach Polski ($g \cdot ha^{-1} \cdot rok$) (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Table 4. Cd, Zn, and Pb balance in Polish soils ($g\ ha^{-1}$ year) (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Element bilansu – Balance element	Cd	Zn	Pb
Wprowadzanie do gleby – Application to soils:			
Nawożenie mineralne – Mineral fertilization	1	2	10
Wapnowanie – Liming	1,5	5	4
Obornik – Manure	2,5	38	75
Odpady ściekowe – Sewage waste	1,5	15	30
Resztki roślin (pożniwne) – Crop residue	3	20	50
Opad atmosferyczny – Precipitation	5	200	540
Wnoszenie ogółem – Total application	14,5	280	709
Wynoszenie z gleby – Removal from soil:			
Usuwanie z plonami – Removal with crops	3	40	100
Wynoszenie z wodą przesiąkającą – Removal with percolated water	3	40	180
Wynoszenie ogółem – Total removal	6	80	280
Bilans roczny (przyrost) – Annual balance (gain)	8,5	200	429

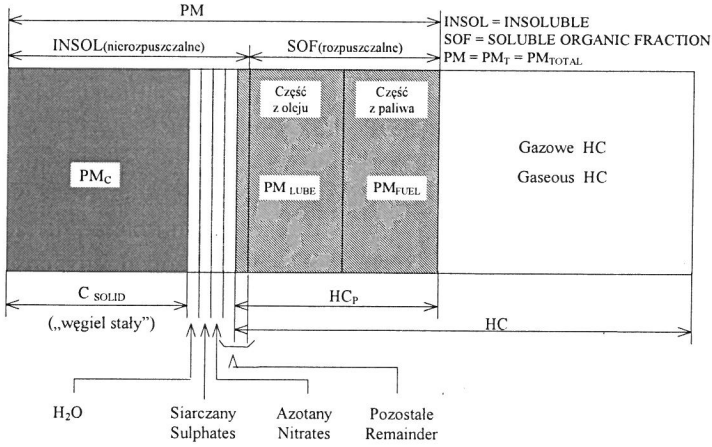
Gleby piaszczyste charakteryzują się małą pojemnością sorpcyjną i z reguły kwaśnym odczynem, a w związku z tym słabo sorbują metale ciężkie. Metale te są łatwo pobierane przez rośliny, co jest powodem toksycznego oddziaływania na nie, nawet jeśli stężenie metali jest niskie. Wysoka mobilność metali ciężkich w tego typu glebie, pozwala na łatwe wyługowanie ich z niej, powodując wzrost toksyczności wód gruntowych i powierzchniowych.

Mobilność metali ciężkich w glebach zależy też w dużym stopniu od sposobu jej użytkowania. Roztwory gleb leśnych zawierają większy procent cynku i kadmu niż roztwory gleb uprawnych w stosunku do ich całkowitej zawartości. Wpływa na to większa kwasowość gleb leśnych oraz kompleksowe połączenia z drobnocząsteczkowymi związkami organicznymi.

Blisko 80% gleb użytków rolnych w Polsce zawiera naturalne ilości metali ciężkich, co daje nam dużą przewagę na tle innych krajów europejskich. Przekroczenia zawartości metali w glebach występuje jedynie na obszarach dużych aglomeracji miejskich i przemysłowych (Kabata-Pendias i Motowicka-Terelak 1996, Motowicka-Terelak i Terelak 1997, Lis i Pasieczna 1995).

Ważny jednak pozostaje problem oczyszczania gleb z metali ciężkich. Opracowano wiele technik oczyszczania gleb, zarówno w teorii jak i praktyce. W ogólnym zarysie polegają one na utrzymywaniu wysokiego odczynu gleby oraz stosowaniu materiałów o dużej pojemności sorpcyjnej. Ostatnio pojawiły się też techniki oczyszczania gleb z użyciem roślin, fitoremediacja i fitoeksploatacja. Istnieją rośliny (hyperakumulatory lub inaczej fitoremediatory), które mają zdolność pobierania znacznych ilości metali ciężkich z gleb. Jednak pozostające w tych roślinach metale nadal stwarzają zagrożenie dla środowiska. Stale poszukuje się dróg rozwiązania tego problemu, ponieważ niejednokrotnie spożywamy owoce tych hyperakumulatorów, należy więc uważać byśmy my ludzie nie stali się „homoremediatorami". Są też propozycje usuwania biomasy fitoremediatorów, z której po spalaniu można odzyskać czyste metale (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Metale ciężkie pochodzenia motoryzacyjnego, dostają się do gleb razem z cząstkami stałymi PM (*particulate matter*), na których są zaadsorbowane. Za cząstki stałe powszechnie uważa się produkty wydostające się z układu wylotowego silnika o konsystencji stałej lub ciekłej, które zawierają między innymi pewną ilość cząstek węgla, związków siarki i azotu, metali ciężkich oraz węglowodorów (rys. 11). Oprócz produktów spalania, źródłem ich powstawania są także ścierające się okładziny sprzęgieł i hamulców oraz opony.



Rys. 11. Schemat budowy cząstki stałej (AVL 1993)
Fig. 11. Schematic of stable particle structure (AVL 1993)

W cząstkach stałych wyróżnić można dwie zasadnicze fazy:

1. PM_{SOF} – organiczna frakcja rozpuszczalna SOF, czyli ta część materii PM, która jest poddawana ekstrakcji dichlorometanem (CH_2Cl_2);
2. PM_{INSOL} – frakcja nierozpuszczalna INSOL; podstawową częścią frakcji nierozpuszczalnej jest węgiel stały („solid"; PM_C), będący pewną formą zbliżoną do grafitu (Merkisz 1997).
3. Pozostałe składniki PM_{INSOL} stanowią:
4. rozpuszczalne w wodzie siarczany,
5. woda związana z siarczanami,
6. azotany,
7. metale ciężkie,
8. pozostałe cząstki zawierające węgiel RPM (*Residual Particulate Mass*).

Pod pojęciem cząstek stałych ($PM_T = PM_{TOTAL}$) uzyskanych z badań na silnikach spalinowych rozumie się całą materię stałą lub ciekłą, organiczną lub nieorganiczną, która gromadzi się na filtrze absolutnym (o skuteczności 99%, zatrzymującym części stałe o wymiarach 0,3 mm) po przejściu przez niego strumienia rozcieńczonych powietrzem spalin w temperaturze 52°C (Merkisz 1997).

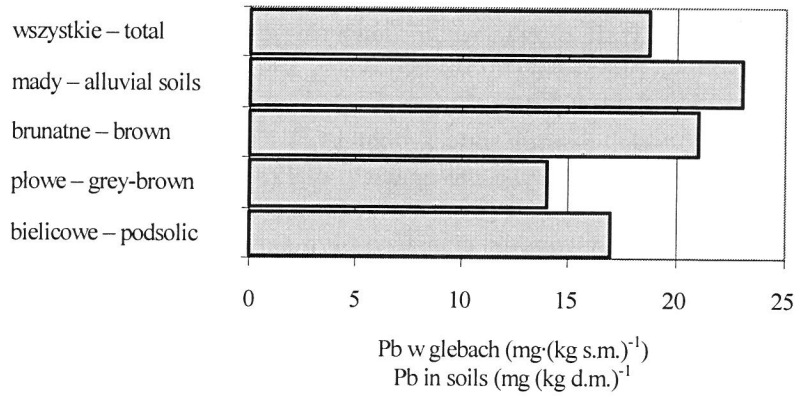
Metale ciężkie obecne w cząstkach stałych pochodzą z produktów ścierania się współpracujących elementów silnika oraz z zanieczyszczeń zawartych w paliwie. Szczególnie niebezpieczne są tutaj pozostałości katalizatorów z procesu przeróbki paliwa. Ponadto metale mogą pochodzić także z oleju smarującego oraz dodatków metalicznych stosowanych do podnoszenia liczby oktanowej (ołów). W przypadku silników o zapłonie iskrowym (ZI), zasilanych benzyną etylizowaną (zawartość ołowiu 0,15 g $Pb \cdot dm^{-3}$), emisja ołowiu sięgała 100-150 $mg \cdot km^{-1}$ przebytej drogi. Zawartość ołowiu w cząstkach stałych waha się od 25 do 60%. Przy stosowaniu natomiast benzyny bezołowiowej, są emitowane tylko cząsteczki organiczne w stanie ciekłym, których emisja – bez reaktora katalitycznego – wynosi do 20 mg/km. Skład cząstek stałych pobranych z układu wylotowego silnika o zapłonie samoczynnym (ZS) jest następujący: olej (pochodzący z paliwa i oleju smarującego) 40%, sadza 30%, siarczany i związana woda 14%, niespalone węglowodory 7%, pozostałe związki (zawierające między innymi metale ciężkie) 8% (Merkisz 1997). Ogólnie więc, stwierdza się występowanie w cząstkach stałych całej gamy pierwiastków, spośród których na uwagę zasługują: ołów, kadm, chrom, cynk, żelazo, nikiel, miedź, siarka, krzem, fosfor i wapń.

Ołów jest jednym z najlepiej poznanych metali ciężkich, stanowiących duże zagrożenie dla środowiska przyrodniczego i zdrowia człowieka. Był stosowany od wielu tysięcy lat przed naszą erą i już wtedy odczuwane były biologiczne skutki jego stosowania. Bardzo często wykorzystywano ołów i jego związki jako trucizny.

Dopiero w XI wieku naszej ery uznano ten metal również za trujący składnik pożywienia. Zawartości naturalne ołowiu w glebach są na ogół zawyżone ze względu na ogólne i wieloletnie jego oddziaływanie. W przypadku gleb Polski jego średnia zawartość wynosi około 18 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ i jest go czterokrotnie więcej w poziomach powierzchniowych aniżeli w skałach macierzystych (rys. 12).

W powierzchniowych poziomach gleb leśnych Ukrainy, naturalna zawartość ołowiu waha się w zakresie 10-56 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ (średnia 37 mg·(kg s.m.)$^{-1}$), a w Stanach Zjednoczonych 10-50 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ (średnia 20 mg·(kg s.m.)$^{-1}$).

Ołów jest przedmiotem obszernych badań, których celem jest określenie jego fitoprzyswajalności, migracji do wód gruntowych, toksyczności dla organizmów glebowych oraz stopnia włączania do łańcucha żywieniowego. Źródłami zanieczyszczającymi ołowiem są huty, przemysł metalurgiczny, górnictwo metali nieżelaznych, odpady i ścieki komunalne, nawozy, ciągi komunikacji samochodowej i kolejowej oraz wytwórnie akumulatorów. W ropie naftowej Pb występuje w ilościach 1-4 mg·kg^{-1}, a w benzynach 2-650 mg·kg^{-1}. Zanieczyszczenie gleb ołowiem, na przykład od tras komunikacyjnych w Niemczech wynosi od 115 do 885 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, w Polsce 165-2115 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, a w Stanach Zjednoczonych 960-7000 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Gleby zanieczyszczone tym metalem wymagają specjalnego zagospodarowania, co spowodowało powstanie w kilku krajach takich projektów, dotyczących jednak terenów rolniczych (Kabata-Pendias i in. 1993). Ołów na ogół nie jest metalem mobilnym, co stanowi największe zagrożenie dla lekkich gleb kwaśnych. Jednak stałe zanieczyszczanie nim, powoduje także degradację gleb ciężkich (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

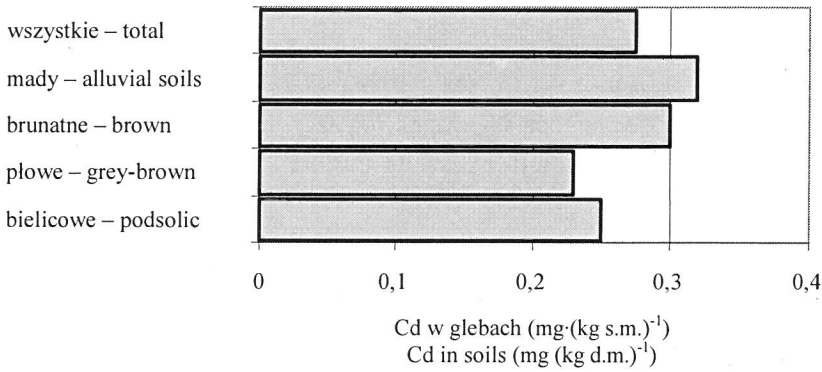


Rys. 12. Średnia zawartość ołowiu w powierzchniowych poziomach gleb wybranych typów w Polsce (Kabata-Pendias i Pendias 1999)

Fig. 12. Mean lead content in surface levels of selected types of Polish soils (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Kadm posiada podobne właściwości geochemiczne jak cynk, lecz przejawia większą podatność do tworzenia połączeń z siarką i jest od niego bardziej mobilny w większości środowisk przyrodniczych. Naturalna zawartość kadmu w glebach zależy w dużym stopniu od występowania w skałach macierzystych i w glebach Polski średnia jego zawartość wynosi 0,2 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ (rys. 13). W powierzchniowych poziomach gleb leśnych Stanów Zjednoczonych występuje on w zakresie od 0,5 do 1,5 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, dając średnią zawartość 0,73 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Jednak znaczny wpływ antropogeniczny sprawił, że gleby są obecnie najbardziej wzbogacone w kadm (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Praktycznie cała produkcja kadmu związana jest z eksploatacją rud cynku, stąd głównym źródłem zanieczyszczania nim gleb jest górnictwo i hutnictwo metali. Przy tych źródłach, zawartość kadmu w glebach Polski wynosi od 6 do 270 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Pozostałe źródła zanieczyszczeń kadmem to odpady, ścieki komunalne, nawożenie oraz trasy komunikacyjne. W Stanach Zjednoczonych gleby przy autostradach zawierają kadm w ilości od 1 do 10 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. W ropie naftowej i w benzynie jego zawartość wynosi odpowiednio: 0,003-1 mg·kg^{-1} i poniżej 0,01 mg·kg^{-1}. Z uwagi na wysoką mobilność kadmu w glebach, powodującą łatwe jego przenikanie do wód gruntowych, łatwą przyswajalność przez rośliny oraz wysoki stopień toksyczności dla zwierząt i ludzi, konieczne jest stałe kontrolowanie poziomu kadmu zanieczyszczającego środowisko przyrodnicze (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

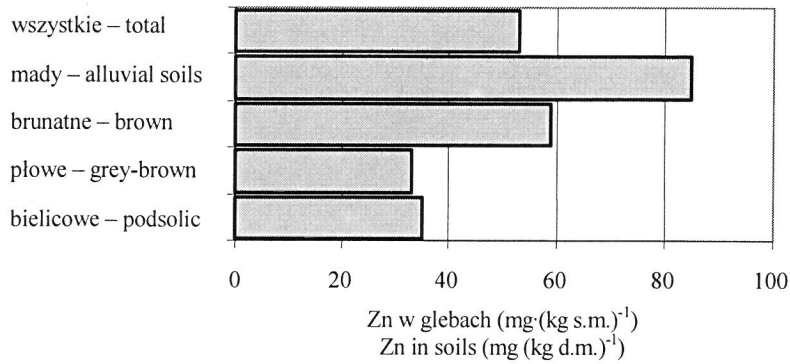


Rys. 13. Średnia zawartość kadmu w powierzchniowych poziomach gleb wybranych typów w Polsce (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Fig. 13. Mean cadmium content in surface levels of selected types of Polish soils (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Cynk jest jednym z bardziej ruchliwych metali w glebie, na co wpływają jego formy wymienne, jak i związki z substancją organiczną. Substancje organiczne gleb tworzą niejednokrotnie trwałe wiązania z cynkiem, co jest głównym powodem jego

akumulacji w powierzchniowych poziomach gleb mineralnych i w glebach organicznych. Średnia zawartość cynku w glebach różnych krajów mieści się w granicach 30-125 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, wykazując dużą zależność od ich składu mechanicznego. W Polsce najmniejsze ilości cynku występują w lekkich glebach bielicowych i płowych, a największe w ciężkich glebach brunatnych i madach (rys. 14).

Bilans cynku w glebach użytkowanych rolniczo wskazuje na stopniowy przyrost zawartości w tempie około 1,5 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ na 10 lat. Największa część cynku wprowadzana jest do środowiska przez huty cynku. Istotnym źródłem zanieczyszczającym są procesy spalania, działalność rolnicza oraz ścieki komunalne. Zawartość cynku w ropie naftowej wynosi 0,5-85 mg·kg^{-1}, a w benzynie 0,2-3 mg·kg^{-1}. Około 100 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ cynku w glebach może ograniczać procesy nitryfikacji, a dawka dziesięciokrotnie wyższa działa szkodliwie na większość procesów mikrobiologicznych (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

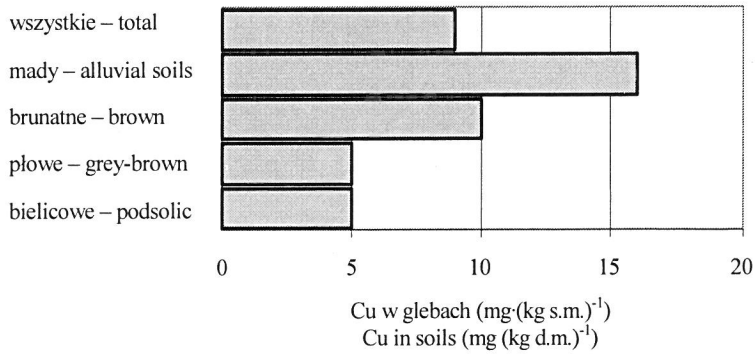


Rys. 14. Średnia zawartość cynku w powierzchniowych poziomach gleb wybranych typów w Polsce (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Fig. 14. Mean zinc content in surface levels of selected types of Polish soils (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Chrom nie podlega silnej fitoakumulacji, niemniej w specyficznych warunkach jest pobierany przez rośliny. Zawartość chromu w ropie naftowej wynosi 0,7-4 mg·kg^{-1}, a w benzynie 0,001-0,3 mg·kg^{-1}. Występowanie chromu w glebach jest z reguły pochodną jego zawartości w skałach macierzystych. W Polsce naturalna zawartość chromu w mineralnych glebach piaszczystych wynosi 7 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ i wzrasta w glebach średnich do 15 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, a w glebach ciężkich do 24 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ (45). Zakłady przemysłowe powodują wzrost zawartości chromu w glebach je otaczających nawet do 1000 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, a ścieki i odpady komunalne do 600 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Mimo to, nie istnieje ryzyko globalnego skażenia środowiska chromem. Jednak lokalne wprowadzanie go do powietrza, gleb i wód powoduje ryzyko dla zdrowia człowieka i środowiska naturalnego.

Miedź występuje dość powszechnie w skorupie ziemskiej. Zawartość jej w węglu wynosi 17 mg·kg^{-1}, w ropie naftowej 0,2-1 mg·kg^{-1}, a w benzynie 0,05-3 mg·kg^{-1}. W glebach wiązana jest dosyć mocno przez substancję organiczną i minerały ilaste, osiągając w efekcie małą mobilność. Czynnikami wpływającymi na mobilność miedzi są: odczyn gleby, substancja organiczna, wodorotlenki, minerały ilaste i interakcje z innymi metalami ciężkimi. Zawartość miedzi w wybranych typach gleb Polski przedstawia rysunek 15.

Największe skażenie gleb miedzią zachodzi w rejonach hut i kopalni tego metalu (w Polsce od 72 do620 mg·(kg s.m.)$^{-1}$) oraz od ścieków i odpadów komunalnych (w Polsce 80-1600 mg·(kg s.m.)$^{-1}$). Ponadto zawartość miedzi wzrasta w glebach położonych przy trasach komunikacyjnych. Ze względu na wysoki współczynnik bioakumulacji miedzi oraz duży stopień antropogenicznego jej uruchamiania stanowi ona duże ryzyko lokalnego skażenia środowiska biologicznego (Kabata-Pendias i Pendias 1999).



Rys. 15. Średnia zawartość miedzi w powierzchniowych poziomach gleb wybranych typów w Polsce (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Fig. 15. Mean copper content in surface levels of selected types of Polish soils (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Nikiel jest geochemicznie zbliżony do żelaza. Występowanie niklu w glebach jest zarówno pochodną jego zawartości w skałach macierzystych, jak i funkcją składu granulometrycznego gleb. Zawartość niklu w ropie naftowej i benzynie wynosi odpowiednio: 20-100 mg·kg^{-1} i 0,01-6 mg·kg^{-1}. W leśnych glebach Stanów Zjednoczonych występuje w zakresie od 5 do 100 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Średnia geometryczna zawartość jego w glebach lekkich wynosi 5, w średnich 11, a w ciężkich 22 mg·(kg s.m.)$^{-1}$. Źródłami zanieczyszczeń są huty, odpady i ścieki komunalne oraz procesy spalania (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Żelazo jest jednym z pierwiastków skorupy ziemskiej o bardzo różnorodnych właściwościach geochemicznych. Powierzchniowe poziomy gleb Polski zawierają

od 0,8 do 1,8% Fe. Jest to jeden z najbardziej ruchliwych pierwiastków w glebach, o której decydują podobne czynniki jak w przypadku miedzi. Dodatkowo mobilność zwiększają organiczne połączenia, ułatwiając jednocześnie dostępność dla roślin. Generalnie udział tego pierwiastka w ogólnym zanieczyszczaniu środowiska nie jest określany, gdyż nie stanowi on zagrożenia dla środowiska. jednak jako najpowszechniej stosowany metal (od III wieku p. n. e.), stanowić może informację o wpływie niektórych elementów antropotechnicznych na środowisko przyrodnicze (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

W badaniach określających wpływ pojazdów na zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi przeznacza się wiele uwagi terenom zurbanizowanym (Czarnkowska i in. 1994, Czerwiński 1987, Jarosz i Marchwińska 1992). W niewielu pracach podejmowane są problemy zanieczyszczenia gleb na terenach otwartych (rolniczych) i leśnych, przy zachowaniu oczywiście jak najmniejszego wpływu antropogenicznego. Bardzo mało uwagi zwraca się na gleby piaszczyste, które przeważają na terenach naszego kraju i które charakteryzują się słabą odpornością na degradację metalami ciężkimi (Skłodowski i Maciejewska 1992). Ponadto w pracach tych stosuje się różne metody pobierania próbek gleb (różne głębokości i odległości od tras komunikacyjnych) (Maciejewska i Skłodowski 1995, Czarnkowska 1994). Zdarza się też, że nie są pobierane próbki gleb z dwóch poziomów, co uniemożliwia ocenę stopnia ich wzbogacenia metalami ciężkimi (Ochmańska 2003). W przypadku badań monitoringowych prowadzonych przez IUNG w Puławach znacznie większy nacisk kładzie się na badanie chemizmu gleb ornych, a mniejszy na badanie gleb zanieczyszczanych przy arteriach komunikacyjnych (IOŚ 2001, IOŚ 2002, IOŚ 2002a, IOŚ 2003). Ponadto badania te nie pozwalają na dokładną analizę tych terenów z uwagi na pobieranie małej ilość próbek z danego obszaru. Można z nich jedynie określić wielkość zanieczyszczenia w danym miejscu.

Brak jest również uregulowań prawnych dotyczących dopuszczalnych zawartości metali ciężkich w glebach Polski, wyjątkiem jest tu Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 21 marca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych stężeń metali ciężkich zanieczyszczających glebę gospodarstw ekologicznych (Dz. U. Nr 37, poz. 344). Stężenia metali ciężkich podane w tym rozporządzeniu nie przekraczają wartości I stopnia zanieczyszczenia wg IUNG. Proponowane przez różnych autorów dopuszczalne zawartości metali ciężkich w glebach przedstawia tabela 5. Inspektoraty Ochrony Środowiska opierają się na kryteriach opracowanych przez IUNG w Puławach. Wyróżniają one 6 stopni zanieczyszczenia, których wartości prezentuje tabela 6: stopień 0 – gleby nie zanieczyszczone (zawartość naturalna metali ciężkich), stopień I – gleby o podwyższonej zawartości metali, stopień II – gleby słabo zanieczyszczone, stopień III – gleby średnio zanieczyszczone, stopień IV – gleby silnie zanieczyszczone, stopień V – gleby bardzo silnie zanieczyszczone.

Tabela 5. Dopuszczalne zawartości metali ciężkich w glebach rolniczych (mg·(kg s.m.)$^{-1}$) (Kabata-Pendias i Pendias 1999)
Table 5. Admisible heavy metals contents in soils under agricultural use (mg (kg d.m.)$^{-1}$) (Kabata-Pendias and Pendias 1999)

Metal – Metal	Zakres – Ranges*	Stężenie najczęściej podawane Most frequently cited concentration
Cd	1-8	3
Cr	75-600	100
Cu	50-140	100
Ni	30-100	100
Pb	100-500	100
Zn	150-400	300

*wartości podawane przez różnych autorów oraz zalecone przez Europejską Komisję Ekonomiczną,
*values cited by various authors and recommended by the European Economic Commission.

Tabela 6. Graniczne zawartości metali ciężkich w glebach (warstwa 0-20 cm) (IOŚ 2003)
Table 6. Boundary heavy metals contents in soils (0-20 cm layer) (IOŚ 2003)

Metal Metal	Gleby Soils	Stopień zanieczyszczenia gleb Degree of soil pollution (mg·kg^{-1})					
		0	I	II	III	IV	V
Pb	lekkie light	30	70	100	500	2500	>2500
	średnie mean	50	100	250	1000	5000	>5000
	ciężkie heavy	70	200	500	2000	7000	>7000
Zn	lekkie light	50	100	300	700	3000	>3000
	średnie mean	70	200	500	1500	5000	>5000
	ciężkie heavy	100	300	1000	3000	8000	>8000
Cu	lekkie light	15	30	50	80	300	>300
	średnie mean	25	50	80	100	500	>500
	ciężkie heavy	40	70	100	150	750	>750
Ni	lekkie light	10	30	50	100	400	>400
	średnie mean	25	50	75	150	600	>600
	ciężkie heavy	50	75	100	300	1000	>1000
Cd	lekkie light	0,3	1	2	3	5	>5
	średnie mean	0,5	1,5	3	5	10	>10
	ciężkie heavy	1,0	3	5	10	20	>20
Cr	lekkie light	20	40	80	150	300	>300
	średnie mean	30	60	150	300	500	>500
	ciężkie heavy	50	80	200	500	1000	>1000

Cr – wg IUNG nie został zaliczony do pierwiastków śladowych zanieczyszczenia gleb użytków rolnych,
Cr – acc. to IUNG it was not classified as trace elemen polluting soils of agricultural areas.

W badaniach zawartości metali ciężkich w glebach przy arteriach komunikacyjnych brak jest ujednoliconych metod pobierania próbek gleb oraz określenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich w glebach różnych terenów (naturalnych, rolniczych, zurbanizowanych). Pomijane są również precyzyjne opisy ukształtowania terenu, które zapewne mają wpływ na rozkład stężenia metali względem odległości od tras komunikacyjnych.

2.4. Zanieczyszczenie powietrza

2.4.1. Ogólna charakterystyka

Powietrze atmosferyczne jest zanieczyszczane bezpośrednio przez większość źródeł w antroposferze i stanowi jednocześnie medium pośredniczące w migracji wszelkich związków toksycznych do gleb i do wód. Zanieczyszczone powietrze jest też największym bezpośrednim zagrożeniem dla organizmów żywych, w tym głównie ludzi, co spowodowało dość szybkie i obszerne wprowadzanie uregulowań prawnych i dopuszczalnych zawartości w nim związków szkodliwych dla naszego zdrowia. Przez zanieczyszczanie powietrza rozumie się wprowadzanie do atmosfery substancji stałych, ciekłych lub gazowych w ilościach, które mogą ujemnie wpływać na zdrowie człowieka, klimat, przyrodę żywą, glebę, wodę lub spowodować inne szkody w środowisku.

Aktualne w Polsce Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. Nr 87, poz. 796) obejmuje obszary parków narodowych (tab. 7), obszary ochrony uzdrowiskowej oraz pozostałe tereny kraju, określając jednocześnie różne okresy uśredniania wyników, dopuszczalną częstość przekraczania poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym i marginesy tolerancji. W Polsce w latach 80-tych zanieczyszczenie powietrza osiągnęło najwyższy poziom wśród państw Europy (tab. 8).

Największa emisja pyłów, węglowodorów, ditlenku siarki, ditlenków azotu i innych zanieczyszczeń była skoncentrowana w dużych okręgach przemysłowych. Przyczynami tak dużej emisji były między innymi: dominacja przemysłu ciężkiego i wydobywczego oraz niskie ceny energii (sprzyjające jej marnotrawieniu). Do naszej polskiej emisji zanieczyszczeń dodać należy także wpływ imisji z państw sąsiednich (Kaczor 1992). Po zmianie ustroju politycznego i systemu gospodarczego, w 1991 roku w ramach „Polityki ekologicznej państwa", podniesiono ceny energii, zaostrzono normy emisyjne, zlikwidowano zakłady stosujące nie ekologiczne technologie oraz wprowadzono wiele innych działań, zmierzających skutecznie do nadrobienia zaniedbań. Problem był o tyle ważny, że 90% emisji ditlenku siarki i tlenków azotu oraz 70% emisji pyłów powstawało w wyniku spalania paliw dla celów energetycznych w przemyśle, sektorze mieszkaniowym i transporcie (GRID 1995).

Tabela 7. Dopuszczalne poziomy niektórych substancji na obszarach parków narodowych, oznaczenie numeryczne tych substancji oraz okresy dla których uśrednia się wyniki pomiarów. Załącznik nr 3, Dz. U. 02.87.796

Table 7. Admissible levels of some substances in National Reserves, numeric symbols of these substances and periods for which the measurement results are averaged. Annex No. 3, Journal of law, 02.87.796

Lp.	Nazwa substancji (numer CAS)* Name of substance (CAS number)*	Okres uśredniania wyników pomiarów Period of measurement results averaging	Dopuszczalny poziom substancji w powietrzu Admissible level of the substance in the air ($\mu g \cdot m^{-3}$)
1.	SO_2 (7446-09-5)	rok kalendarzowy calendar year	15
2.	NO_x** (10102-44-0, 10102-43-9)	rok kalendarzowy calendar year	20

* oznaczenie numeryczne substancji wg Chemical Abstracts Service Registry Number – substancje numerical reference acc. to Chemical Abstracts Service Registry Number,

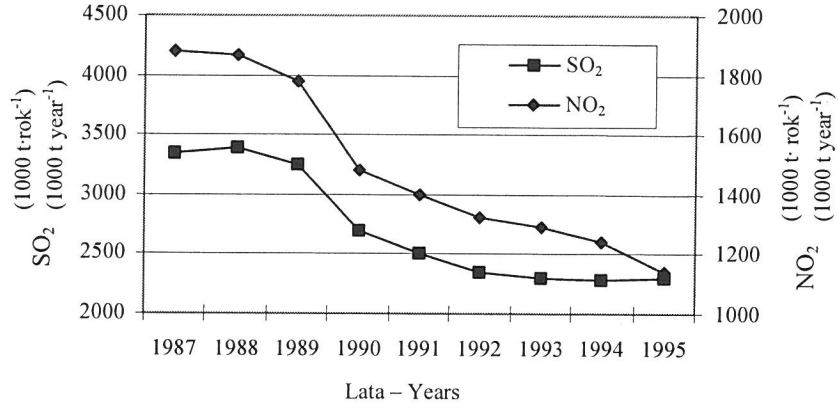
** suma ditlenku azotu i innych tlenków azotu w przeliczeniu na ditlenek azotu – total of nitrogen dioxide and other nitrogen oxides converted to nitrogen dioxide value.

Tabela 8. Wskaźniki emisji głównych zanieczyszczeń atmosfery w Polsce i krajach OECD w 1989 roku (GRID 1995)

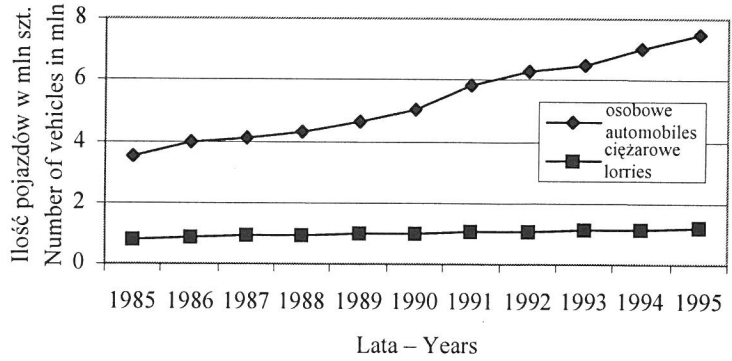
Table 8. Emission coefficients of the main atmosphere pollutants in Poland and OECD countries in 1989 (GRID 1995)

Wskaźniki – Indexes	PM	SO_2	NO_3	CO_2	CO
Emisja na mieszkańca ($kg \cdot M^{-1}$) Emission per inhabitant ($kg \cdot I^{-1}$)					
Polska, Poland	63,1	102,8	38,9	3301	84,2
OECD, OECD	14,6	44,1	38,5	2651	142,6
Emisja na jednostkę powierzchni kraju ($Mg \cdot km^{-2}$) Emission per country area unit ($Mg \cdot km^{-2}$)					
Polska, Poland	7,7	12,5	4,7	402	10,3
OECD, OECD	1,1	4,6	4,6	364	13,3
Emisja na jednostkę dochodu narodowego (kg/tys. USD) Emission per GNP unit (kg/1000 USD)					
Polska, Poland	15,0	24,5	9,3	787	20,2
OECD, OECD	1,8	5,4	4,0	290	14,3

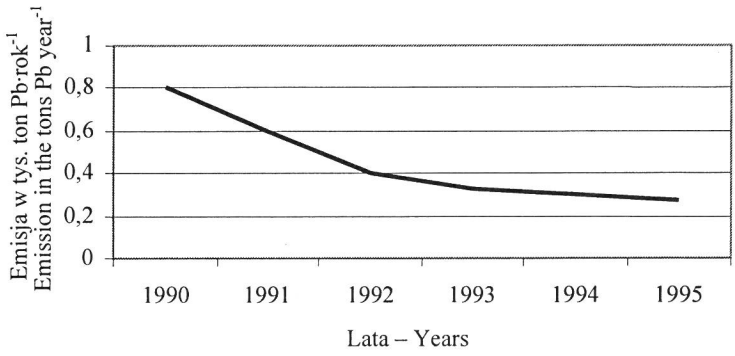
Dzięki zastosowaniu nowych technologii w instalacjach ograniczających emisję zanieczyszczeń, osiągnięto dobre rezultaty już po kilku latach (rys. 16). Równolegle zaczęła rosnąć liczba pojazdów w Polsce (rys. 17), co stanowiło zagrożenie nadmiernej emisji ołowiu. Wprowadzenie do sprzedaży benzyny bezołowiowej, okazało się dużym sukcesem i obniżyło emisję Pb (rys. 18). Znaczący jednak wzrost ilości środków transportu, stanowi wciąż duże udziały w emisji innych związków toksycznych (rys. 19 i 20).



Rys. 16. Zmiany emisji SO_2 i NO_2 w Polsce w latach 1987-95 (GRID 1995)
Fig. 16. Changes in SO_2 and NO_2 emissions in Poland in 1987-95 (GRID 1995)

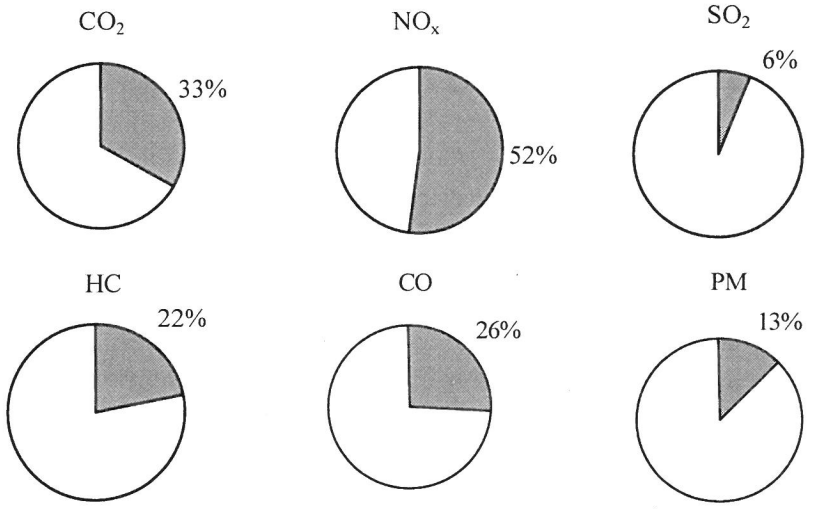


Rys. 17. Ilość samochodów osobowych i ciężarowych w Polsce w latach 1985-95 (GRID 1995)
Fig. 17. Numer of automobiles and lorries in Poland in 1985-95 (GRID 1995)

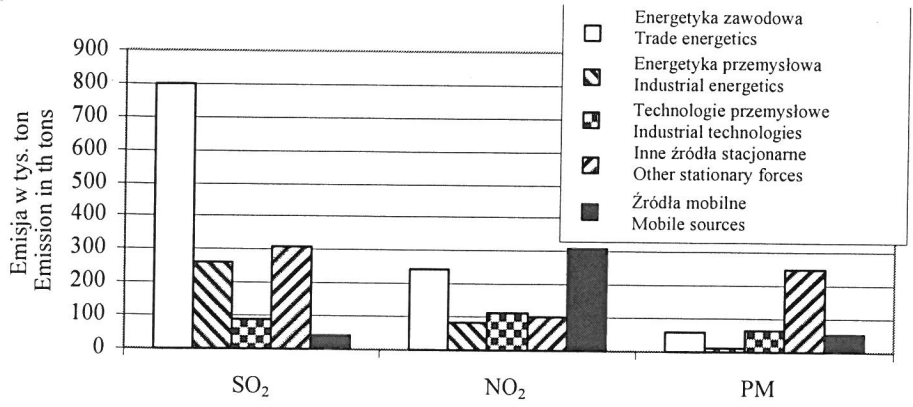


Rys. 18. Emisja ołowiu z sektora transportu w Polsce w latach 1990-95 (GRID 1995)
Fig. 18. Lead emission from the transport sector in Poland 1990-95 (GRID 1995)

Proces integracji Polski z Unią Europejską doprowadził do przyjęcia wielu nowych regulacji prawnych w zakresie ograniczenia emisji substancji szkodliwych, co dodatkowo poprawiło naszą sytuację ekologiczną. Wciąż jednak niezbędne są znaczące inwestycje w infrastrukturę ekologiczną. Dąży się też do wdrożenia zasad zgodnych z unijnym prawem (płaci zanieczyszczający oraz korzystający), a także do wzmocnienia niektórych przepisów w dziedzinie ochrony atmosfery. Akty prawne obligują zakłady przemysłowe i osoby fizyczne prowadzące działalność gospodarczą do zapewnienia ochrony powietrza.



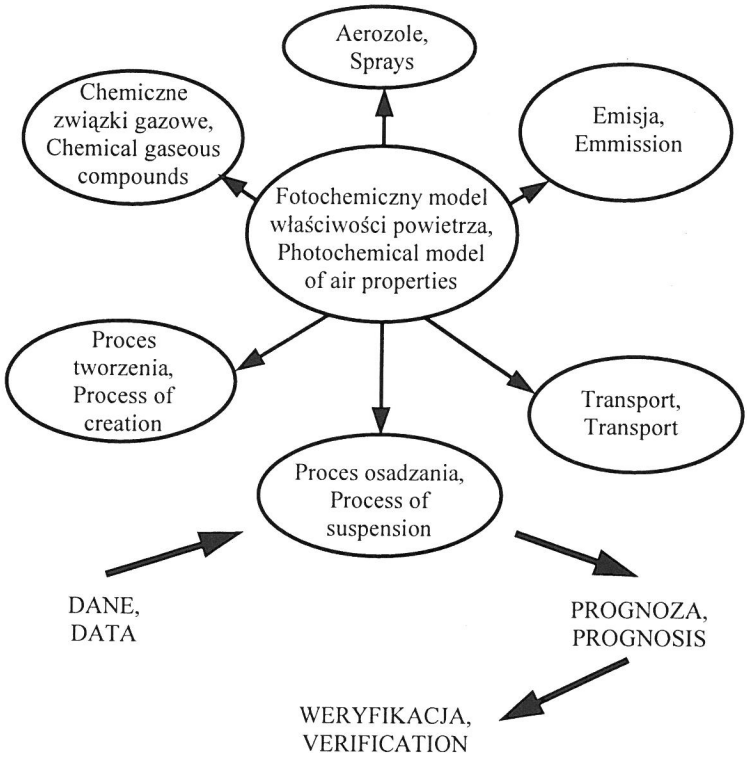
Rys. 19. Emisja związków toksycznych ze źródeł motoryzacyjnych (Hausberger i Strum 1996)
Fig. 19. Toxic compounds emission from motorization sources (Hausberger and Strum 1996)



Rys. 20. Bilans emisji głównych zanieczyszczeń powietrza w 2000 roku (GUS 2002)
Fig. 20. Emission balance of the main air pollutants in 2000 (GUS 2002)

Inaczej sprawa wygląda w eksploatacji środków transportowych, gdyż założono, że to nie zarząd drogi jest sprawcą zanieczyszczeń, tylko użytkownicy dróg. Dlatego też do odpowiedzialności za ponadnormatywne skażenie terenów przy arteriach komunikacyjnych nie można pociągnąć nikogo, bo poszczególni użytkownicy nie skażają środowiska ponad normę a prawo nie dopuszcza stosowania zasady odpowiedzialności zbiorowej w tym przypadku (Wójcicki 1996). Zaniedbanie szlaków komunikacyjnych (rozłożonych liniowo źródeł zanieczyszczeń powietrza a w konsekwencji gleb i wód) wynika głównie z braku bardziej precyzyjnych uregulowań prawnych, które powinny obligować jednostki odpowiedzialne za rozwój i eksploatację ciągów komunikacyjnych do spełniania standardów nie tylko nowo projektowanych arterii, ale i szlaków już istniejących.

Mimo wielkich wysiłków w zakresie usuwania zanieczyszczeń z atmosfery, na całym świecie ich obecny poziom często przekracza maksymalne wartości ustalone przez Światową Organizację Zdrowia (WHO – *World Health Organization*). Stąd prowadzi się badania w celu ogólnego poznania atmosfery będącej złożonym systemem, którego zachowanie jest określone wieloma procesami fizycznymi, chemicznymi i biologicznymi (Hasberger i Strum 1996). Złożoność ta powoduje, że niezbędne jest zastosowanie modeli matematycznych do zobrazowania wszystkich procesów atmosferycznych. Oprócz danych na temat procesów chemicznych i fizycznych model wymaga szczegółowych informacji dotyczących emisji związków toksycznych, promieniowania substancji śladowych i opadów (rys. 21).



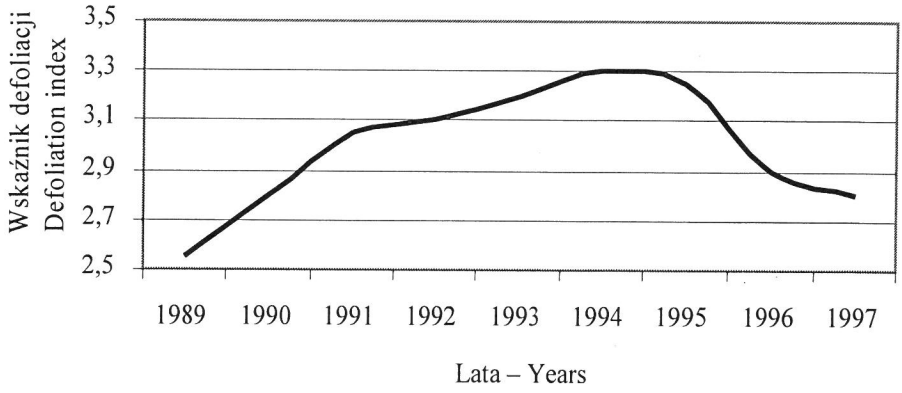
Rys. 21. Komponenty fotochemicznego modelu skażenia powietrza (Stockwell 1996)
Fig. 21. Components of photochemical model of air pollution (Stockwell 1996)

W Polsce badania monitoringowe jakości powietrza są prowadzone przez WIOŚ (Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska), WSSE (Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna) oraz IMGW (Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej). Początkowo wyniki pomiarów podawane przez te instytucje nie były porównywalne, ponieważ stosowano różne metodyki badań, mierzono różne substancje toksyczne, a stacje pomiarowe były zlokalizowane w nieprawidłowych miejscach (Degórska i Śnieżek 1993).

Na początku lat 90-tych zaczęto wdrażać sieci automatyczne regionalnego systemu monitoringu zanieczyszczeń powietrza, które później zaczęto przygotowywać do pracy w trybie alertowym (Jeżewski i Stawiany 1997). Prace nad tym systemem były prowadzone ze świadomością wielu zastrzeżeń dotyczących uregulowań prawnych w tej dziedzinie. Funkcjonowanie takich systemów uzyskało pozytywną ocenę ekspertów OECD. W następnych latach Unia Europejska podarowała Polsce

kilka laboratoriów mobilnych, służących do wykonywania pomiarów na obszarach nie objętych stałym monitoringiem.

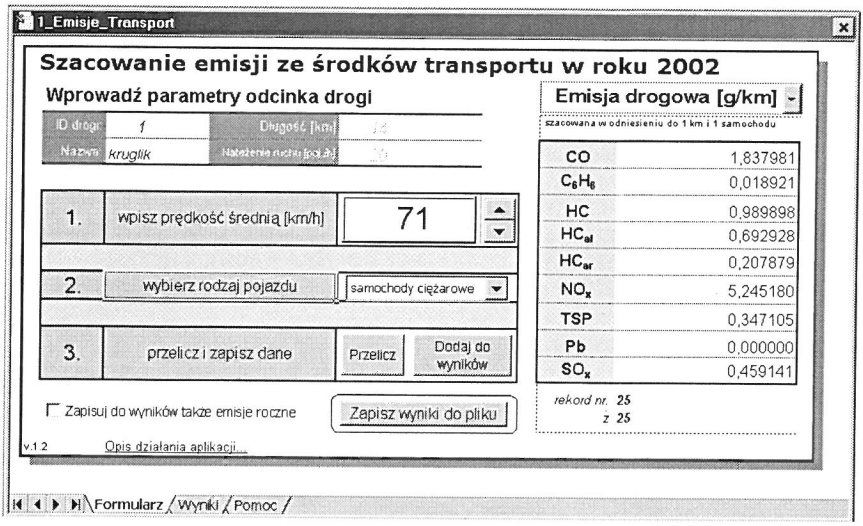
Ważnym wskaźnikiem oceny zanieczyszczenia atmosfery jest syntetyczny wskaźnik defoliacji (utrata aparatu asymilacyjnego) drzewostanów opracowany w ramach monitoringu terenów leśnych (rys. 22). Pamiętać jednak należy, że dobry stan zdrowotny lasów, a więc i wysoki wskaźnik, jest funkcją oddziaływań na złożony układ ekosystemu leśnego nie tylko czynników antropogenicznych, ale i czynników biotycznych oraz abiotycznych. Na podstawie defoliacji około 30000 drzew znajdujących się na około 1500 stałych powierzchniach obserwacyjnych, zlokalizowanych w drzewostanach sosnowych, świerkowych, jodłowych, dębowych, bukowych i brzozowych dokonuje się oceny poziomu ich uszkodzenia (GRID 1995).



Rys. 22. Syntetyczny wskaźnik defoliacji drzewostanów w Polsce w latach 1989-97 (GRID 1995)
Fig. 22. Synthetic coefficient of Polish forest stands defoliation in 1989-97 (GRID 1995)

Porównując poziom uszkodzenia drzewostanów z innymi krajami Europy na podstawie raportu opracowanego przez Unię Europejską i EKG ONZ pt. „Uszkodzenia lasów w Europie w 1996 roku" należy stwierdzić, że stopień uszkodzenia lasów w Polsce, pomimo wyraźnej poprawy, nadal jest jednym z wyższych na naszym kontynencie (GUS 2002).

Aktualnie w Polsce pracuje się nad zwiększaniem efektywności monitoringu zanieczyszczenia powietrza, czego efektem jest między innymi publikowanie wskazówek w postępowaniu dotyczącym oceny tego zjawiska (Dębski i in. 2003). Istotnym jest powstanie aplikacji umożliwiającej obliczenie z dużym przybliżeniem emisji związków toksycznych z pojazdów na wybranych odcinkach drogowych (rys. 23) (Chłopek 2003, Skośkiewicz 2003).

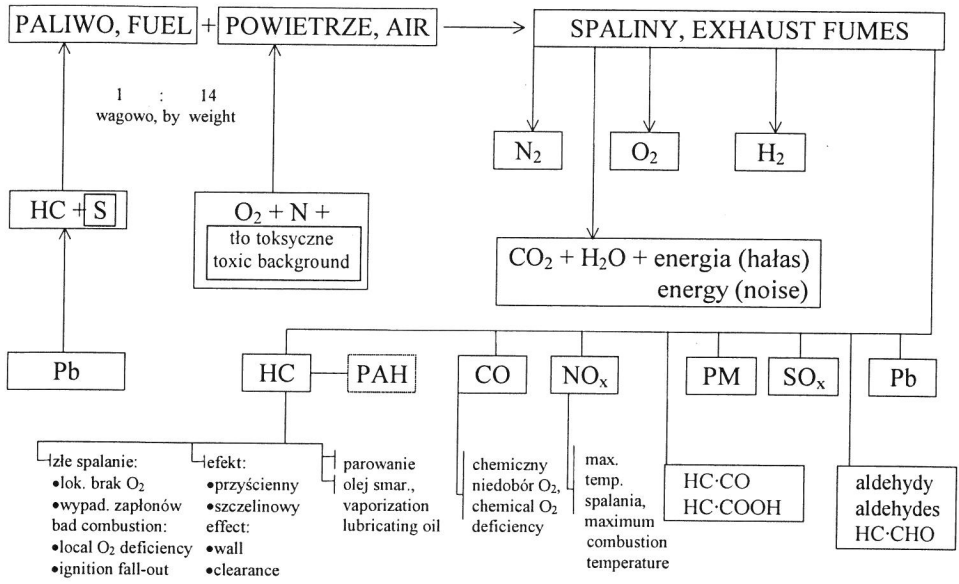


Rys. 23. Widok okna dialogowego programu do szacowania emisji substancji szkodliwych ze środków transportu (Skośkiewicz 2003)
Fig. 23. View of the dialogue window of the program for assessment of toxic substances emissions from means of transport (Skośkiewicz 2003)

Aplikacja służy do szacowania emisji CO, C_6H_6, HC, HC_{al}, HC_{ar}, NO_x, TSP, Pb i SO_x ze środków transportu. Wielkości emisji rocznych wyrażane są w kilogramach na rok, zaś emisji drogowych, określających emisje z 1 pojazdu w ruchu w ($g \cdot km^{-1}$). Dane wejściowe stanowią informacje o drodze: numer, nazwa i długość odcinka oraz dane charakteryzujące ruch pojazdów: typ pojazdu, prędkość średnia, natężenie ruchu.

2.4.2. Pojazdy samochodowe i maszyny robocze jako źródła zanieczyszczeń atmosfery

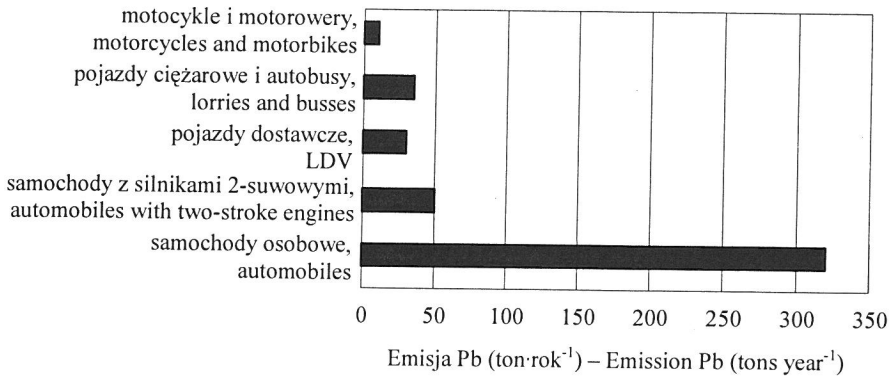
Środki transportu i infrastruktura komunikacyjna, mające znaczny udział w emisji zanieczyszczeń do atmosfery, wprowadzają związki chemiczne głównie za pośrednictwem spalin powstających podczas łączenia się paliw węglowodorowych z powietrzem (rys. 24). W ich skład wchodzą zarówno związki toksyczne jak i związki nietoksyczne. Do związków nietoksycznych zaliczamy N_2, O_2, H_2O, CO_2. Za najbardziej niebezpieczne związki toksyczne zawarte w spalinach uznano CO, C_nH_m, NO_X, SO_X oraz cząstki stałe PM. Orientacyjny skład spalin w zależności od rodzaju silników spalinowych stosowanych w pojazdach, przedstawiono w tabeli 9, a wartość rocznej emisji ołowiu przez poszczególne grupy pojazdów na rysunku 25. Jak przedstawiono w poniższej tabeli, silnik o ZS emituje mniej związków toksycznych w porównaniu z silnikiem o ZI.



Rys. 24. Powstawanie związków chemicznych podczas spalania w silniku spalinowym; gdzie: PAH – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, HC·CO – ketony, HC·COOH – kwasy karboksylowe, HC·CHO – aldehydy, PM – cząstki stałe (Merkisz 1994a)
Fig. 24. Creation of chemical compounds during combustion in a combustion engine where: PAH – polycyclic aromatic hydrocarbons, HC·CO – ketones, HC·COOH – carboxyl acids, HC·CHO – aldehydes, PM – particulate matter (Merkisz 1994a)

Tabela 9. Stężenia emitowanych związków chemicznych przez silniki spalinowe
Table 9. Contents of chemical compounds emitted from combustion engines

Silniki – Engines	ZI, SI	ZS, CI
N_2 (%)	71,7-77	76-78
O_2 (%)	0,1-0,2	2-18
H_2O (%)	7-11	0,5-5
CO_2 (%)	5-14	1-10
CO (%)	1-5	0,01-0,5
NO_X (ppm)	do 5 000	do 5 000
CH (ppm)	do 1 500	do 1 000
H_2 (ppm)	do 10	do10
SO_2 (%)	do 0,01	0,01-0,03
Pb ($g \cdot m^{-3}$)	do 0,06	0
Sadza ($g \cdot m^{-3}$)	do 0,04	do 1,1



Rys. 25. Roczna emisja ołowiu przez pojazdy samochodowe (Chłopek i in. 1993)
Fig. 25. Lead emmision per year by automotive vehicles (Chłopek *et al.* 1993)

Zawartość poszczególnych składników spalin w zależności od obciążenia silnika i temperatury spalin jednocześnie prezentuje tabela 10, po przeanalizowaniu której zauważa się, że najbardziej przyjazne środowisku przyrodniczemu są obciążenia częściowe silnika. Analizując dane z tabel 9 i 10 można stwierdzić, że różnice w emisji związków toksycznych pomiędzy silnikami o ZI i ZS są niewielkie. Jednak w skali przynajmniej jednego roku zauważyć można o wiele niższe wartości emisji związków szkodliwych w spalinach z silników o ZS (tab. 11). Między innymi z tego powodu zwiększono intensywność prac nad ciągłym unowocześnianiem silników o ZS (zwiększenie sprawności i czystości spalin) oraz nad wdrażaniem coraz większej ich liczby do samochodów osobowych (PC – *Passanger Cars*) i lekkich pojazdów użytkowych (LDV – *Light Duty Vehicles*).

Należy również nadmienić, że węglowodory są emitowane ze zbiornika paliwa, nieszczelnych przewodów układu zasilania jak i z komory silnika (rys. 26). Pojazdy podczas eksploatacji emitują hałas i wibracje oraz znaczne ilości pyłów, powstających w wyniku zużywania się opon, okładzin hamulcowych i sprzęgłowych. Emisja wyżej wymienionych czynników jest w dużym stopniu zależna od sposobu eksploatacji pojazdów. Mała płynność ruchu (ostre ruszanie i hamowanie) oraz duża ilość błędów popełnianych przez kierowców (nieprawidłowy dobór przełożeń oraz błędne używanie dźwigni i włączników) powodują zwiększoną emisję powyższych czynników łącznie ze zwiększeniem zużycia paliwa (Krysztofiak i Zbytek 1997, Kulewicz i in. 2001, Piekarski 1997, Piekarski 1998a, Piekarski 1998b, Piekarski 1999). Ponadto użytkowanie pojazdów w niewłaściwym stanie technicznym prowadzi do wypadków drogowych w czasie których następuje wyciek płynów eksploatacyjnych do środowiska przyrodniczego.

Tabela 10. Skład spalin silników o ZI (Kassedorf 1998)
Table 10. Contents of fumes from SI engines (Kassedorf 1998)

Stan pracy silnika Engine load profile		Bieg jałowy Idle speed	Obciążenie średnie Medium load	Pełne obciążenie Full load
Temperatura spalin – Exhaust gas temperature (°C)		200...250	550...650	750...850
Związki szkodliwe Harmful compound	CO (% obj.– vol.)	2,0...4,5	0,2..1,0	2,0...5,0
	HC (% obj.– vol.)	0,01...0,05	0,01...0,02	0,01...0,03
	NO_x (% obj.– vol.)	0,01...0,03	0,25...0,35	0,15...0,45
	Pb ($mg \cdot m^{-3}$)	50	40	50
Związki nieszkodliwe Harmless compound	CO_2 (% obj.– vol.)	10,0...13,0	13,5...14,0	11,0...13,0
	H_2O (% obj.– vol.)	do 11,0	9,0...11,0	0,1...0,5
	O_2 (% obj.– vol.)	1,0...1,5	1,5...2,5	0,3...0,5
	H_2 (% obj.– vol.)	do 1,5	do 0,5	0,1...0,5
	N_2 (% obj.– vol.)	68,0...74,5	70,0...75,0	69,0...76,0

Tabela 11. Globalna emisja związków toksycznych silników o ZI i ZS (67)
Table 11. Global toxic compounds emission from SI and CI engines (67)

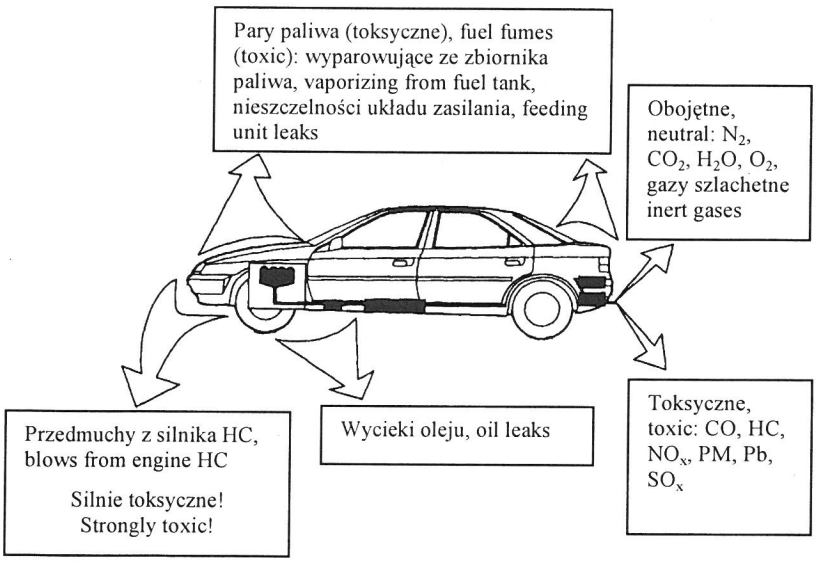
Silnik Engine	CO ($Mt \cdot rok^{-1}$) ($Mt\ year^{-1}$)	HC ($Mt \cdot rok^{-1}$) ($Mt\ year^{-1}$)	NO_X ($Mt \cdot rok^{-1}$) ($Mt\ year^{-1}$)	PM ($Mt \cdot rok^{-1}$) ($Mt\ year^{-1}$)
ZI, SI	3,5	2,8	4,0	–
ZS, CI	0,99	0,22	3,6	0,19

Ograniczanie emisji toksycznych składników spalin pojazdów samochodowych w Europie zostało zapoczątkowane w 1970 roku dyrektywą 70/220/EEC (tab. 12). Od tego czasu na całym świecie powstało wiele metod limitowania związków szkodliwych w spalinach, które decydowały o dopuszczeniu danego pojazdu do ruchu (rys. 27). W USA są to wymagania federalne – CFR (*Code of Federal Regulations*) i kalifornijskie – CCR (*California Code of Regulations*), oparte na przepisach obowiązujących na podstawie CAAA'90 (*Clean Air Act Amendments*). W Europie są to przepisy Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ (regulaminy ECE) oraz przepisy Uni Europejskiej (dyrektywy EC), a w Japonii przepisy 10.15 i 11 Mode. Różnorodność programów testów jezdnych i metod badawczych powodowały też nieporównywalność wyników pomiarów.

Powyższe procedury zobowiązywały koncerny motoryzacyjne do ciągłej minimalizacji zanieczyszczeń emitowanych przez pojazdy samochodowe i maszyny robocze, co jest główną przyczyną podnoszenia ich poziomu konstrukcyjnego

i technologicznego. Wprowadzono do produkcji seryjnej reaktory katalityczne, filtry cząstek stałych, recyrkulację spalin, systemy bezpośredniego wtrysku benzyny, systemy bezpośredniego wtrysku sterowanych elektroniczne w silnikach o zapłonie samoczynnym (stosowanych już także w ciągnikach rolniczych) i wiele innych rozwiązań zmniejszających emisję związków toksycznych (paliwa niekonwencjonalne itp.) (Bocheński 2001, Merkisz i Mazurek 2002, Słowik 2000).

Możliwości podnoszenia poziomu technologicznego i niepokojący stan środowiska powodują z kolei ciągłe zaostrzanie norm dopuszczających pojazdy do ruchu (tab. 13). Rozszerzono ponadto testy badawcze o testy parowania w komorach SHED (*Sealed Housing for Evaporative Emission Determination* – test parowania HC z pojazdu z nie pracującym silnikiem), testy emisji w komorach klimatycznych przy zimnych rozruchach, a także zarządzono obowiązkowe wprowadzenie diagnostyki pokładowej EOBD (*European On-Board Diagnostic*) w nowo produkowanych pojazdach. Wszystko to spowodowało podniesienie sprawności nowych silników spalinowych, stąd i obniżenie emisji związków szkodliwych. Jednak w trakcie eksploatacji pojazdów wzrasta emisja substancji szkodliwych na skutek zużycia się pewnych podzespołów pojazdów (np. reaktora katalitycznego) oraz na skutek zaniedbań użytkowników (niewłaściwy stan techniczny).

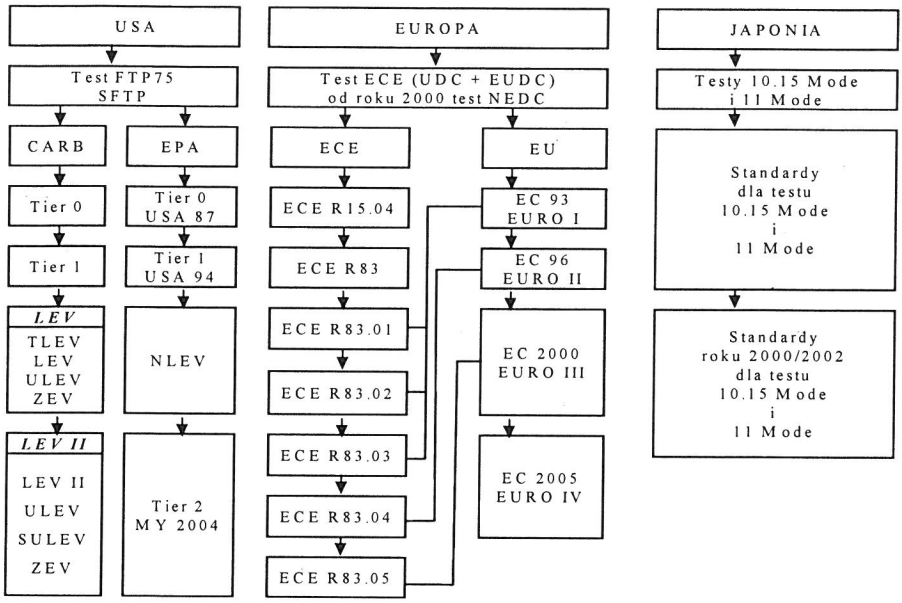


Rys. 26. Źródła zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego przez pojazdy (Bocheński 2000)
Fig. 26. Sources of environmental pollution by vehicles (Bocheński 2000)

Tabela 12. Geneza europejskich przepisów w zakresie toksyczności spalin (Merkisz i Mazurek 2002)
Table 12. Origins of European regulations concerning fumes toxicity (Merkisz and Mazurek 2002)

Dyrektywa EEC/EC, Directive EEC/EC	Data Date	Limit emisji – Emission limit				Cykl jezdny Drive cycle
		CO	HC	NO_x	HC + NO_x	
70/220/EEC	20.03.1970	152 g·test^{-1}	10,1 g·test^{-1}	–	–	UDC
74/290/EEC	28.05.1974	122 g·test^{-1}	8,6 g·test^{-1}	–	–	UDC
77/102/EEC	30.11.1976	122 g·test^{-1}	8,6 g·test^{-1}	14 g·test^{-1}	–	UDC
78/665/EEC	10.07.1978	99 g·test^{-1}	7,6 g·test^{-1}	11,9 g·test^{-1}	–	UDC
83/351/EEC	16.06.1983	76 g·test^{-1}	–	–	22 g·test^{-1}	UDC
88/76/EEC	03.12.1987	30 g·test^{-1}	–	–	8 g·test^{-1}	UDC
89/458/EEC 89/491/EEC	18.07.1989 17.07.1989	19 g·test^{-1}	–	–	5 g·test^{-1}	UDC
91/441/EEC 93/59/EEC	26.06.1991 28.06.1993	2,72 g·km^{-1}	–	–	0,97 g·km^{-1}	UDC + EUDC
94/12/EC 94/44/EC 96/69/EC	23.03.1994 01.07.1996 08.10.1996	2,2 g·km^{-1}	–	–	0,5 g·km^{-1}	UDC + EUDC
98/69/EC 1999/102/EC 2001/1/EC	13.10.1998 15.12.1999 22.01.2001	2,3 g·km^{-1}	0,2 g·km^{-1}	0,15 g·km^{-1}	–	NEDC
98/69/EC 1999/102/EC 2001/1/EC	13.10.1998 15.12.1999 22.01.2001	1,0 g·km^{-1}	0,1 g·km^{-1}	0,08 g·km^{-1}	–	NEDC

Biorąc pod uwagę zagrożenia ekologiczne ważne jest więc monitorowanie arterii komunikacyjnych oraz poprawienie jakości badań na Stacjach Kontroli Pojazdów, łącznie z poprawą uregulowań prawnych w tym zakresie, tym bardziej, że w Polsce przeważa ilość starszych pojazdów.



Rys. 27. Procedury testów i przepisów dotyczących emisji związków szkodliwych w spalinach (AVL 2002)
Fig. 27. Procedures for tests and regulations concerning toxic compounds emissions in fumes (AVL 2002)

Tabela 13. Projekt wprowadzenia norm emisji dla samochodów osobowych w Europie (Dyrektywa 1999/96/EC) (DELPHI 1997)
Table 13. Suggested emission standards for automobiles in Europe (Directive 1999/96/EC) (DELPHI 1997)

Norma, norm	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09
Samochody osobowe i dostawcze o masie własnej do 1305 kg, PC and LDV mass < 1350 kg										
EURO III										
EURO IV										
Badanie po przebiegu, Examination after run	80 000 km					100 000 km				
Samochody dostawcze o masie własnej większej niż 1305 kg, LDV mass > 1350 kg										
EURO III										
EURO IV										
Badanie po przebiegu, Examination after run	80 000 km						100 000 km			
Zawartość siarki w paliwie (ZI/ZS), Sulphur content in fuel (SI/CI)										
EURO III	150/350 ppm									
EURO IV						50/50 ppm				

3. PROBLEMY BADAWCZE NA TERENACH CHRONIONYCH

3.1. Infrastruktura transportowa a rozwój zrównoważony

Dziedzina jaką jest infrastruktura transportowa w Polsce ma wiele obszarów wymagających rozwoju naukowego. Jednym z głównych celów jest ochrona środowiska naturalnego wymagająca wprowadzenia wielu poprawek w obiektach już istniejących i uwzględnieniu ich w obiektach projektowanych. Przy projektowaniu obiektów infrastruktury komunikacyjnej i monitorowaniu różnych typów terenów naturalnych, coraz powszechniej stosuje się metody numeryczne. Metody te wymagają jednak ogromnej ilości danych empirycznych, których w wielu przypadkach brakuje.

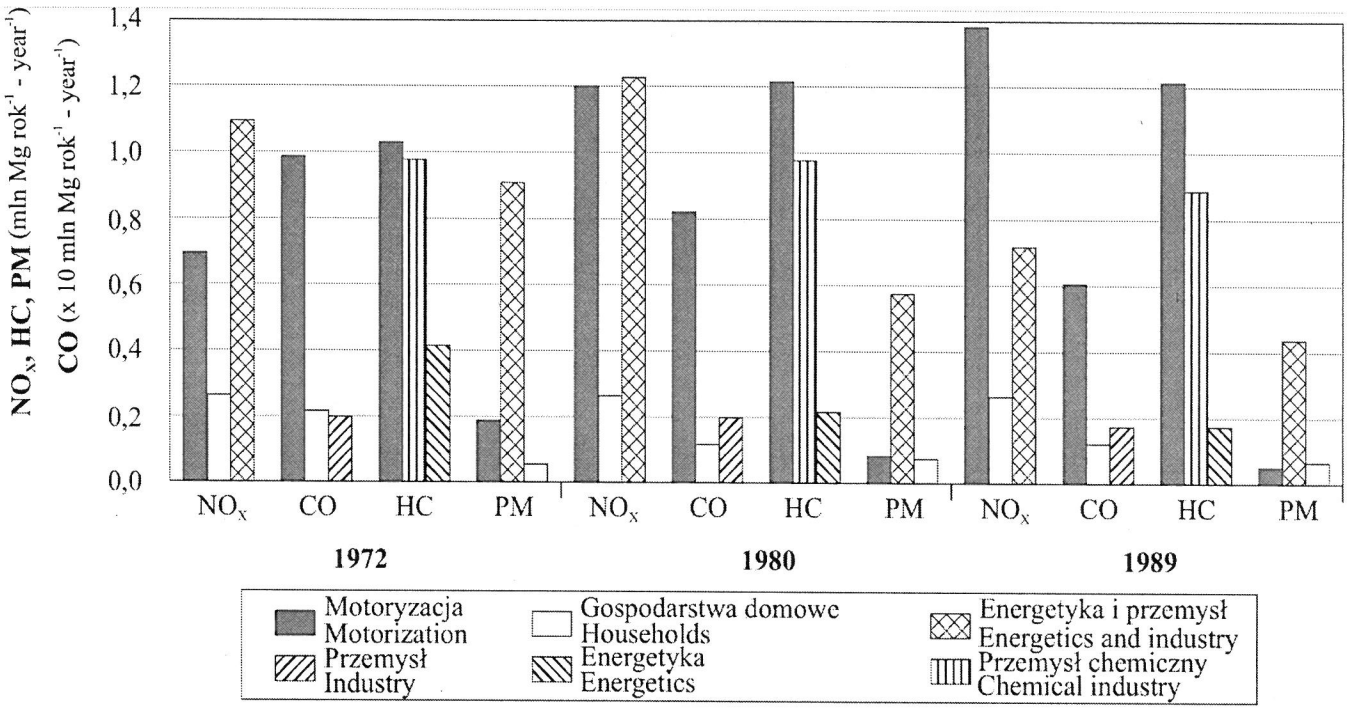
Wykonanie kompleksowych badań w zakresie oddziaływania infrastruktury komunikacyjnej na środowisko, pozwoli na poszerzenie dodatkowej wiedzy ważnej tak dla projektantów infrastruktury, jak i przyrodników dbających o zgodne z przeznaczeniem funkcjonowanie obiektów przyrodniczych.

Ponadto wprowadzenie odpowiednich rozwiązań proekologicznych, po uprzednim rozpoznaniu zakresu oddziaływań szlaków komunikacyjnych na tereny je otaczające, umożliwi ograniczenie degradacji (w odniesieniu do obiektów istniejących) oraz na zachowanie ich naturalnych wartości (w odniesieniu do obiektów projektowanych).

Równolegle z całym systemem działań proekologicznych, Międzynarodowa Organizacja Standardów, głównie ze względów ekonomicznych zaczęła opracowywać systemy zapewnienia jakości wszelkich towarów i usług – normy serii ISO 9000, które pod koniec XX wieku rozszerzono o normy serii ISO 14000, składające się z norm i raportów technicznych, pomocnych organizacjom uwzględniać aspekty środowiskowe działań, wyrobów i usług. Wdrożenie tych norm i uregulowań prawnych zapewniło znacznie lepsze rezultaty obejmujące ochronę środowiska w energetyce i przemyśle aniżeli w motoryzacji, która do dziś dynamicznie się rozwija (rys. 28).

Parki Narodowe i tereny chronione stanowią obszary w których oddziaływanie cywilizacji powinno być jak najmniejsze. Nie zawsze tak jest, ponieważ zdarzają się bezprawnie wybudowane trasy komunikacyjne, których istnienie nie ma nic wspólnego z funkcjonowaniem parku (rezerwatu przyrody) (Wilgat 1997).

Jedną z funkcji parków jest zachowanie ekosystemów przyrodniczych i udostępnianie jego terenów do przeprowadzenia badań, mających na celu powiększenie stanu wiedzy z zakresu stanu środowiska naturalnego oraz zagrożeń jakie niesie rozwój środków transportu i infrastruktury komunikacyjnej. Powyższe argumenty oraz zgoda Dyrekcji Roztoczańskiego Parku Narodowego (zatwierdzona przez Radę Parku), która podkreśliła wielką potrzebę przeprowadzenia powyższych badań w dziedzinie infrastruktury komunikacyjnej, spowodowały podjęcie takiego tematu.



Rys. 28. Emisja NO_x, CO, HC i PM w Niemczech (Schneider 1991)
Fig. 28. Emissions of NO_x, CO, HC and PM in Germany (Schneider 1991)

3.2. Zakres oddziaływania środków transportu

W Polsce liberalna polityka zagospodarowania przestrzennego i niedostateczny rozwój infrastruktury transportowej spowodował to, że większością szlaków komunikacyjnych porusza się dziś więcej pojazdów aniżeli stanowiły to założenia projektowe. Różne typy dróg oddziaływują na takie samo otoczenie przydrożne z różną intensywnością, ponadto ta sama droga w różnym stopniu oddziaływuje na różne tereny jej otoczenia. Przegląd literatury pozwala stwierdzić, że najwięcej badań w tej dziedzinie przeprowadza się na terenach zurbanizowanych oraz autostradach, a sporadycznie na terenach naturalnych i przy drogach drugorzędnych – których w naszym kraju jest najwięcej i których stan techniczny zwiększa efekt zanieczyszczania środowiska. Również Inspektoraty Ochrony Środowiska monitorują tereny naturalne bardzo wyrywkowo, poświęcając większość działań obszarom zurbanizowanym.

Istotą w badaniach naukowych jest wyrównanie tych różnic i prowadzenie prac dla odpowiednio posegregowanych terenów z uwzględnieniem różnego rodzaju ciągów komunikacyjnych. Główne problemy jakie postanowiono w niniejszej pracy rozwiązać są następujące:

- określenie stopnia obciążenia Roztoczańskiego Parku Narodowego infrastrukturą komunikacyjną, który stanowi podstawę do przeanalizowania możliwości ograniczenia stopnia degradacji jego środowiska przyrodniczego; jednym ze sposobów ograniczania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pochodzących od środków transportu jest stosowanie ekranów akustycznych, jednak zastosowanie ich na terenach Parku spowodowałoby dodatkowe utrudnienia w przemieszczaniu się fauny oraz obniżenie walorów krajobrazowych;
- ocena wpływu prędkości i struktury rodzajowej środków transportowych na wielkość i rozmieszczenie emitowanych zanieczyszczeń; wielokrotnie stosuje się zmniejszanie prędkości ruchu pojazdów jako jeden ze sposobów poprawy warunków akustycznych na badanych obszarach nie uwzględniając innych czynników; kompleksowe przeanalizowanie funkcjonowania infrastruktury komunikacyjnej umożliwić może wdrożenie optymalnych i efektywniejszych zaleceń minimalizujących jej negatywne skutki;
- opracowanie odrębnych metodyk i norm pomiarów hałasu w terenach naturalnych, uwzględniających ich mieszkańców, czyli zwierząt, których zmysły są o wiele bardziej wrażliwe od ludzkich; ponadto o ile hałas powoduje pogorszenie jakości środowiska naturalnego bezpośrednio (np. poprzez zmiany siedlisk), to pogorszenie jakości terenów rolniczych może być wynikiem pośrednim (np. zmiana równowagi szkodników i zwierząt pożytecznych); stąd należy wykonać pomiary poziomu ciśnienia akustycznego na różnych wysokościach, dając podstawy do oceny skutków oddziaływania hałasu na ptactwo i zwierzynę; ponadto wyniki badań z obszarów naturalnych będą pomocne

w ustaleniu dla nich dopuszczalnych poziomów ciśnienia akustycznego, których obecne akty prawne nie uwzględniają;
- określenie wpływu ukształtowania terenu na rozkład stężenia metali względem odległości od tras komunikacyjnych; w badaniach zawartości metali ciężkich w glebach przy arteriach komunikacyjnych nie podaje się precyzyjnych opisów profilu terenu; brak jest też ujednoliconych metod pobierania próbek gleb oraz określenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich w glebach terenów naturalnych, rolniczych, czy zurbanizowanych.

4. ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO RPN PRZEZ INFRASTRUKTURĘ KOMUNIKACYJNĄ

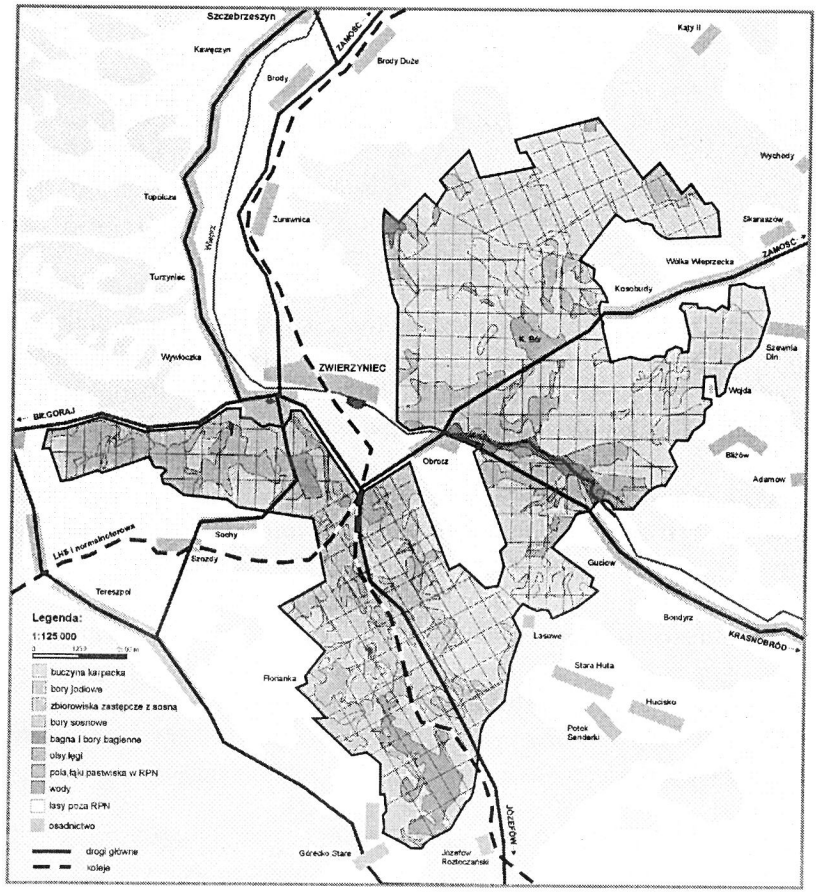
4.1. Natężenie ruchu i prędkość pojazdów

Roztocze – jako piękna kraina z lasami bukowo-jodłowymi – tworzy pasmo łączące Wyżynę Lubelską z Podolem oraz rozdziela Kotlinę Sandomierską od Kotliny Nadbuża (Buraczyński 1997). W jego centrum na Roztoczu Środkowym powstał w 1974 roku Roztoczański Park Narodowy, zajmujący obecnie powierzchnię blisko 8 500 ha, z czego około 90% stanowią lasy. Powierzchnia jego strefy ochronnej (otuliny) wynosi 38 000 ha. W parku występuje bardzo różnorodna flora i fauna (Wilgat 1985, Grabowski i Marczakowski 2002) (około 30 gatunków rodzimych drzew, ponad 700 gatunków roślin naczyniowych, przeszło 200 gatunków ptaków i wiele typowych zwierząt leśnych). Na obszarach Parku przeważają gleby bielicowe. Ponadto, Roztoczański Park Narodowy otaczają cztery Parki Krajobrazowe: Szczebrzeszyński, Krasnobrodzki, Puszczy Solskiej i Południoworoztoczański, które łącznie stanowią ogromny kompleks obszarów chronionych. Poznanie i zachowanie w całości ekosystemów przyrodniczych, odtwarzanie zniekształconych i zanikłych ogniw rodzimej przyrody oraz dążenie do wzmocnienia roli Parku przez uznanie go za rezerwat biosfery w międzynarodowym systemie obszarów chronionych to główne cele Roztoczańskiego Parku Narodowego. Obcowanie z przyrodą pozwala na odkrywanie bogactwa życia, skłania do refleksji oraz uczy szacunku dla natury, wymuszając podnoszenie wysokich walorów kulturowych, krajobrazowych, edukacyjnych i turystycznych Parku, które również są jego celami.

Tereny Parku użytkowane były przez człowieka przez ponad 400 lat. Prowadzono tu zręby i zalesiano tereny rolnicze. Uwarunkowania przyrodnicze i historyczne spowodowały wprowadzenie w Parku dwóch obowiązujących form ochrony przyrody – ścisłą i częściową. Obejmują one odpowiednio powierzchnie 806 i 7347 ha (pozostałe 329 ha to tereny zabudowane i użytkowane rolniczo). Ochrona ścisła (bierna) prowadzona jest w 5 obszarach RPN: Bukowa Góra, Jarugi, Nart, Czerkies, Międzyrzeki. Zadaniem Parku jest zaniechanie wszelkiej ingerencji w naturalne

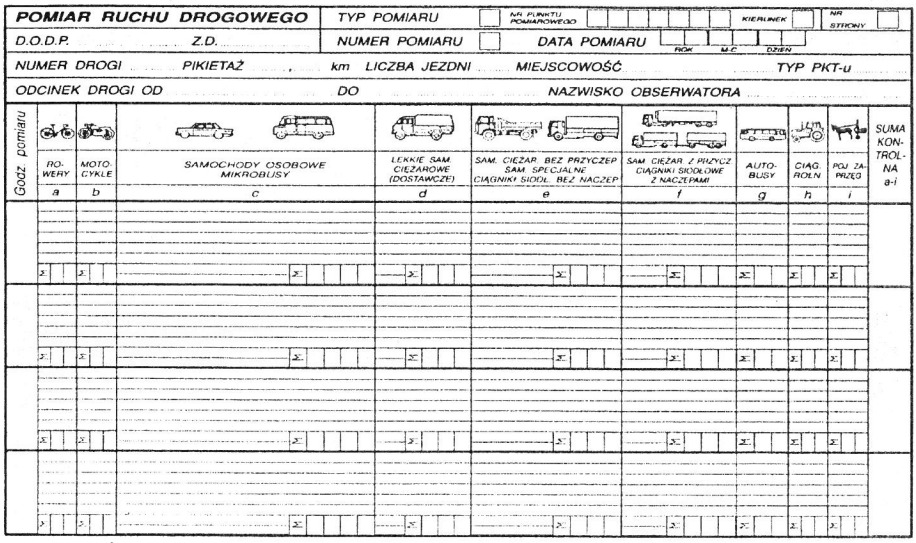
procesy zachodzące w przyrodzie, wykluczenie lub przynajmniej ograniczenie do minimum szkodliwego oddziaływania na jego ekosystemy. Przykładami takiej ingerencji mogą być zagrożenia powodujące zanieczyszczenie powietrza, zmiany stosunków wodnych, stanu środowiska glebowego powstałych w wyniku obecności ludzi i pojazdów. Ochrona częściowa (czynna) natomiast, polega na stosowaniu zabiegów konserwatorskich, dopuszczających ingerencję w warunki środowiskowe i stosunki ilościowe organizmów, na podstawie zdobytej wiedzy i doświadczenia człowieka w celu przywrócenia danemu środowisku pierwotnego charakteru.

Infrastrukturę komunikacyjną Parku tworzą trzy linie kolejowe (jedna szerokotorowa i dwie normalnotorowe), sieć dróg drugorzędnych i lokalnych oraz trasy rowerowe (rys. 29).



Rys. 29. Sieć infrastruktury komunikacyjnej w Roztoczańskim Parku Narodowym
Fig. 29. Network of transport infrastructure in the Roztocze National Park

Pomiar natężenia ruchu na głównych drogach położonych w granicach Roztoczańskiego Parku Narodowego, przeprowadzony był według metody opracowanej przez Grupę Ekspertów Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ (Datka i in. 1999). Pojazdy podzielono na grupy pojazdów lekkich (grupy: b, c, d, h) oraz ciężkich (grupy: e, f, g) i zliczano je w punktach pomiarowych (od D1 do D7 – rys. 42), zapisując wyniki w formularzu (rys. 30).



Rys. 30. Wzór formularza wykorzystywany w generalnych pomiarach ruchu (Datka i in. 1999)
Fig. 30. Sample of form used in general traffic measurements (Datka *et al.* 1999)

Pomiary rozpoczęto w okresie letnim i dla tego okresu wykonano dobowe obciążenie ruchem pojazdów drogowych w dni powszednie i niedziele wraz ze strukturą rodzajową w każdym punkcie pomiarowym. Czas trwania jednego pomiaru wynosił 8 godzin. W następnych okresach roku (2 razy w miesiącu – w dni powszechnie i niedziele) sprawdzano kontrolnie godzinowe natężenie ruchu (GNR) we wszystkich punktach, notując procentowe współczynniki wzrostu lub spadku GNR. W tym przypadku czas pomiaru dla jednego punktu pomiarowego wynosił 1 godzinę. Po uzyskaniu wszystkich danych obliczono średni godzinowy ruch dla całego roku (SGR) z podziałem na grupy pojazdów.

Natężenie ruchu kolejowego z podziałem na pociągi osobowe i towarowe dla całego tygodnia i dla trzech linii (normalnotorowa relacji Zwierzyniec-Biłgoraj, szerokotorowa relacji Zwierzyniec-Biłgoraj, normalnotorowa relacji Zwierzyniec-Józefów), uzyskano od dróżnika z przejazdu kolejowego w Białym Słupie.

Dodatkowo mierzono prędkości ruchu pojazdów, które będą wykorzystane do porównania szacunkowej emisji hałasu i związków szkodliwych przy różnych pręd-

kościach ruchu pojazdów (30 i 90 km·h^{-1}) do prędkości faktycznie uzyskiwanych. Prędkości pojazdów szynowych nie mierzono, z uwagi na brak możliwości uzyskania danych do obliczeń szacunkowych. Odmierzono odcinek 300 m i mierzono czas przejazdu, uzyskując w ten sposób średnie prędkości dla całej struktury rodzajowej pojazdów silnikowych. Założono jednocześnie, że te prędkości są stałe na całych odcinkach dróg przebiegających przez teren parku. W tym celu wprowadzono metodę pojazdu testowego, która polega na wielokrotnym przejeżdżaniu badanego odcinka przez pojazd testowy z prędkością zbliżoną do prędkości pojazdów badanych.

Na rysunkach 31-37 przedstawiono dobowe rozkłady natężenia ruchu pojazdów dla dnia powszedniego na drogach przebiegających przez Roztoczański Park Narodowy. W oparciu o powyższe dane obserwowano w ciągu roku ruch na drogach i wyznaczano procentowe współczynniki za pomocą których obliczono Średni Godzinowy Ruch (SGR), co zaprezentowano na rysunku rys. 38. Z analizy danych wynika, że największy ruch występuje na drodze Zwierzyniec-Biłgoraj (D7) i wynosi 106 pojazdów na godzinę, a najmniejszy na drodze Obrocz-Guciów (D5) – 7 poj.·h^{-1}.

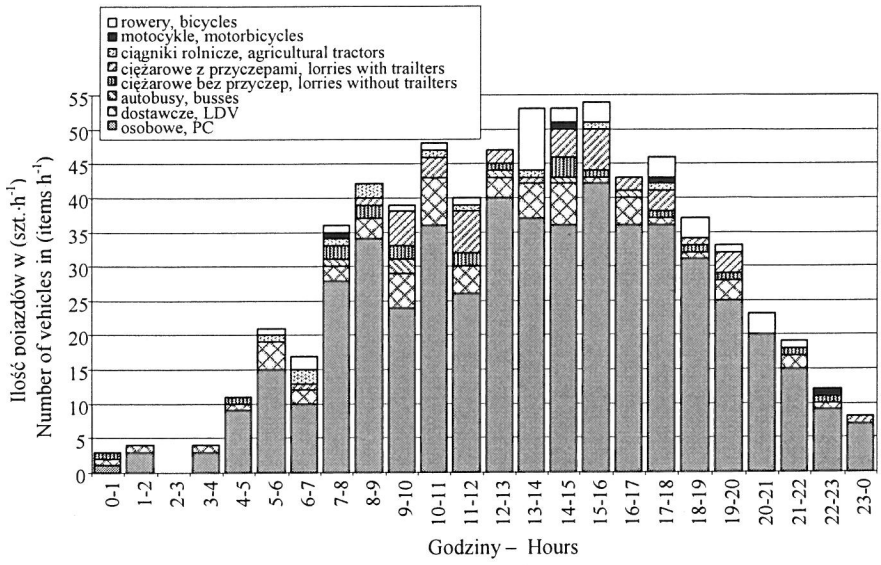
W dni świąteczne, tj. w niedziele ruch samochodów osobowych był podobny do ruchu w dni powszednie. Natomiast ruch pojazdów dostawczych spadał do 30% w stosunku do dnia powszedniego, autobusów do 50% i do 10% w przypadku pojazdów ciężarowych z przyczepami lub bez. Większy natomiast w niedziele jest ruch motocykli, osiągając wzrost do 120%.

W okresach wczesno-wiosennych, późno-jesiennych i zimowym zupełnie zanika ruch motocykli i rowerów. W okresie zimowym zalegający na drogach śnieg powoduje ogólny spadek ruchu. Jeżdżą wówczas ci którzy muszą. I tak ruch samochodów osobowych spada do 50% w stosunku do ruchu na drogach „czarnych", a dostawczych do 85%. Nie zmienia się natomiast ruch pojazdów ciężarowych i autobusów. Na drodze Zwierzyniec-Biłgoraj spadek ruchu jest mniejszy z uwagi na skuteczniejsze odśnieżanie i wynosi 70% dla samochodów osobowych i 95% dla samochodów dostawczych. Taki spadek ruchu, oprócz ciężkich warunków poruszania się po RPN, jest też spowodowany zagrożeniami takimi jak spadające z drzew duże ilości śniegu, czy przewracające się pod jego ciężarem drzewa.

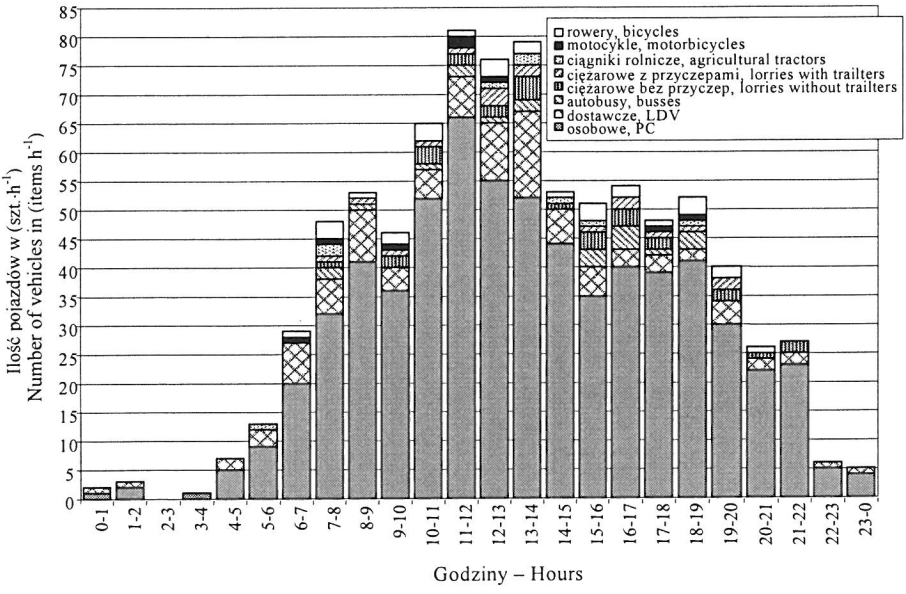
Średnie prędkości dla poszczególnej struktury rodzajowej pojazdów przedstawiono na rysunku 5.9. Zawierają się one ogólnie w przedziale od 60 do 72 km·h^{-1} z wyjątkiem drogi Zwierzyniec-Sochy (D4), na której obowiązuje ograniczenie prędkości do 40 km/h.

Dobowy rozkład ruchu na liniach kolejowych dla pociągów, przedstawiono w tabeli 14. Pociągi Linii Hutniczej Szerokotorowej poruszają się bez rozkładu jazdy i jeżdżą o różnych godzinach.

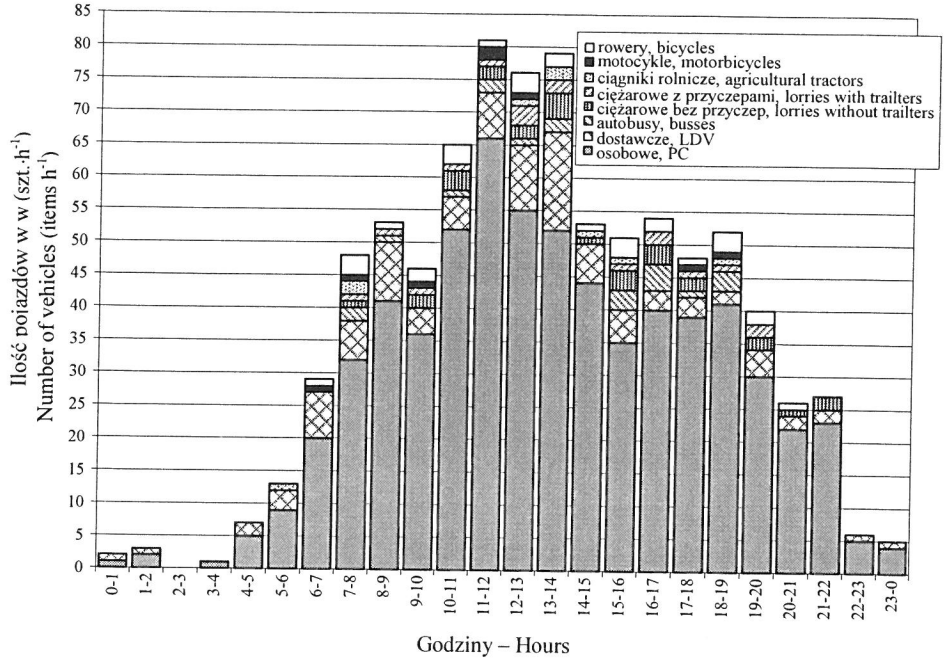
Ogólnie w ciągu doby po wymienionych powyżej ciągach komunikacyjnych Roztoczańskiego Parku Narodowego przejeżdża ponad 5800 pojazdów samochodowych i 21 pociągów.



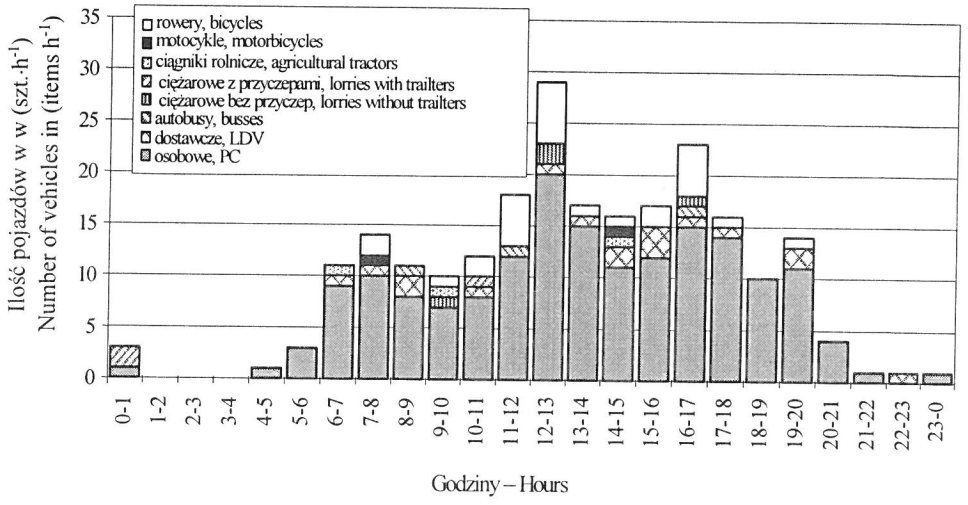
Rys. 31. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D1 w okresie letnim (droga Zwierzyniec Józefów)
Fig. 31. Daily distribution of traffic intensity at point D1 in summer (road Zwierzyniec -Józefów)



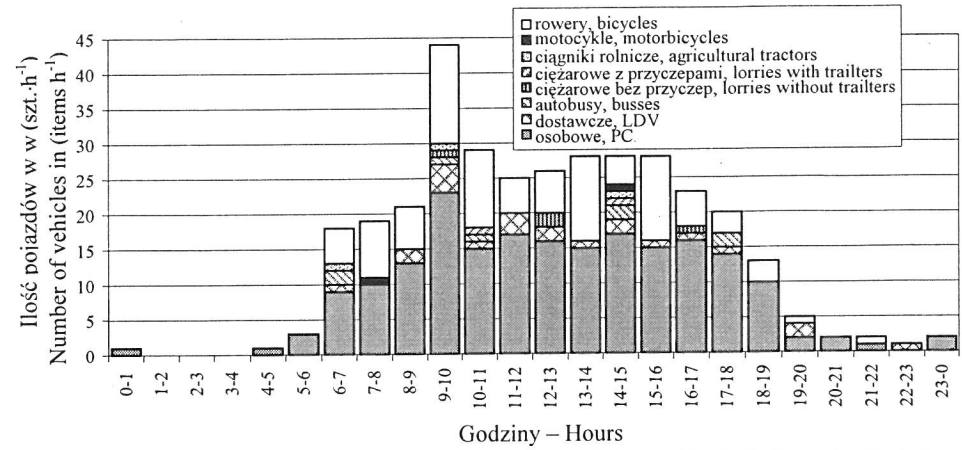
Rys. 32. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D6 w okresie letnim (droga Obrocz-Zamość)
Fig. 32. Daily distribution of traffic intensity at point D6 in summer (road Obrocz-Zamość)



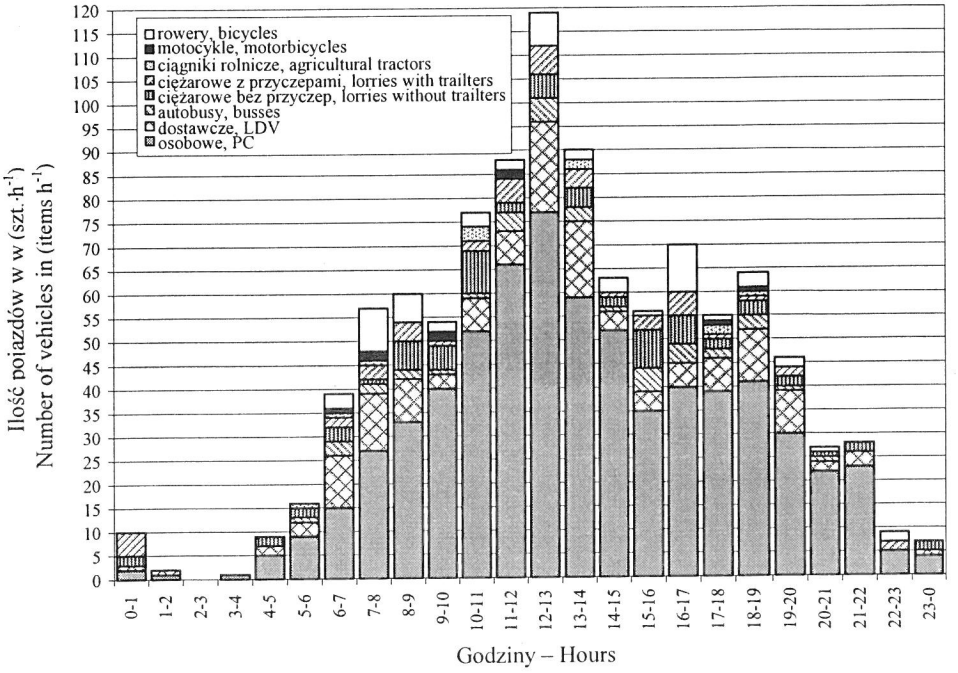
Rys. 33. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D2 w okresie letnim (droga Biały Słup-Obrocz)
Fig. 33. Daily distribution of traffic intensity at point D2 in summer (road Biały Słup-Obrocz)



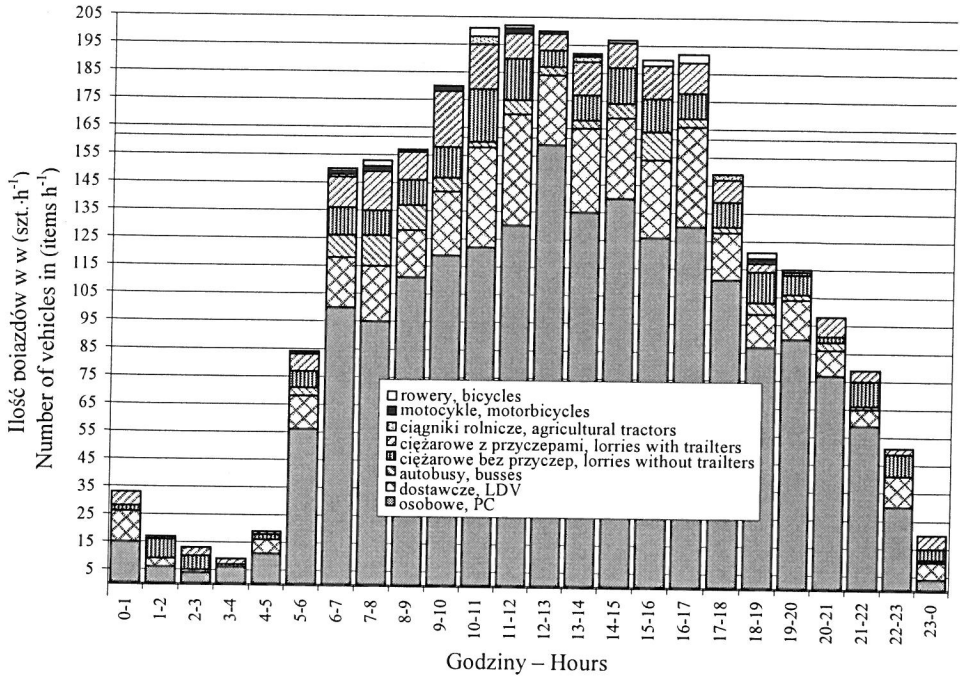
Rys. 34. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D5 w okresie letnim (droga Obrocz-Guciów)
Fig. 34. Daily distribution of traffic intensity at point D2 in summer (road Obrocz-Guciów)



Rys. 35. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D4 w okresie letnim (droga Zwierzyniec-Sochy)
Fig. 35. Daily distribution of traffic intensity at point D4 in summer (road Zwierzyniec-Sochy)

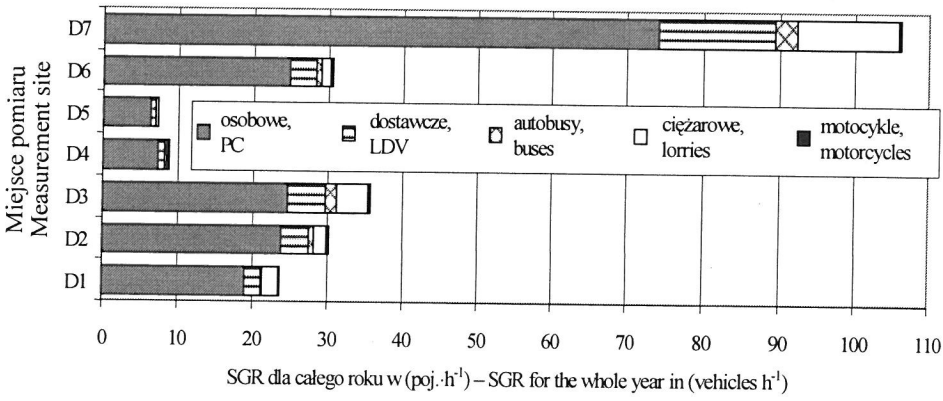


Rys. 36. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D3 w okresie letnim (droga Zwierzyniec-Biały Słup)
Fig. 36. Daily distribution of traffic intensity at point D3 in summer (road Zwierzyniec-Biały)



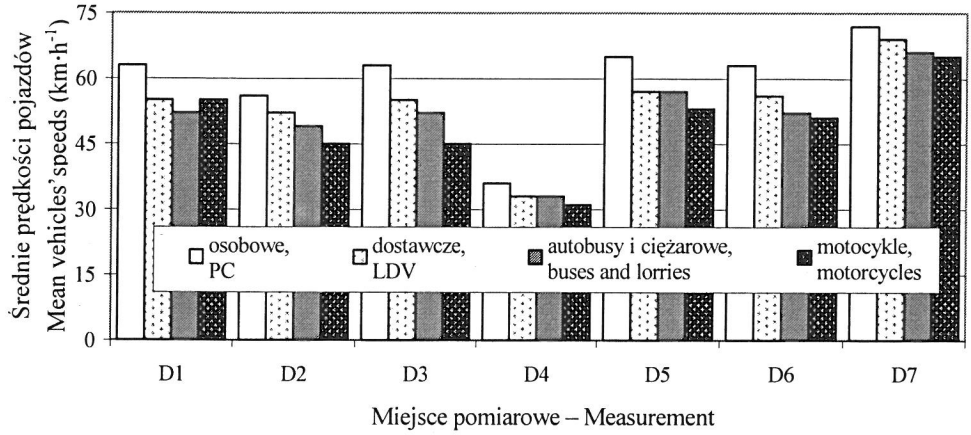
Rys. 37. Dobowy rozkład natężenia ruchu w punkcie D7 w okresie letnim (droga Zwierzyniec-Biłgoraj)

Fig. 37. Daily distribution of traffic intensity at point D7 in summer (road Zwierzyniec-Biłgoraj)



Rys. 38. Średnie godzinowe natężenie ruchu (SGR) w ciągu całego roku we wszystkich punktach pomiarowych

Fig. 38. Average traffic intensity per hour (SGR) during the whole year at all measurement points



Rys. 39. Średnie prędkości pojazdów poruszających się drogami RPN
Fig. 39. Mean velocities of vehicles on the roads of RPN

Tabela 14. Ruch pociągów na liniach położonych w RPN (lipiec 2003 r.)
Table 14. Train traffic on the railways situated in RPN (July, 2003)

Godzina, Time	LHS, LHS	Osobowe, Trains		Towarowe, Freight trains		Godzina, Time	LHS, LHS	Osobowe, Trains		Towarowe, Freight trains	
		Z-B	Z-J	Z-B	Z-J			Z-B	Z-J	Z-B	Z-J
0-1		1*				12-13	2				
1-2						13-14	1				
2-3						14-15					
3-4						15-16					
4-5		1*				16-17	1				1***
5-6		1				17-18			1		
6-7	2		1			18-19	2				
7-8	1					19-20					
8-9						20-21			1		
9-10					1***	21-22					
10-11	1			1**		22-23	2	1			
11-12			1	1**		23-24	2				

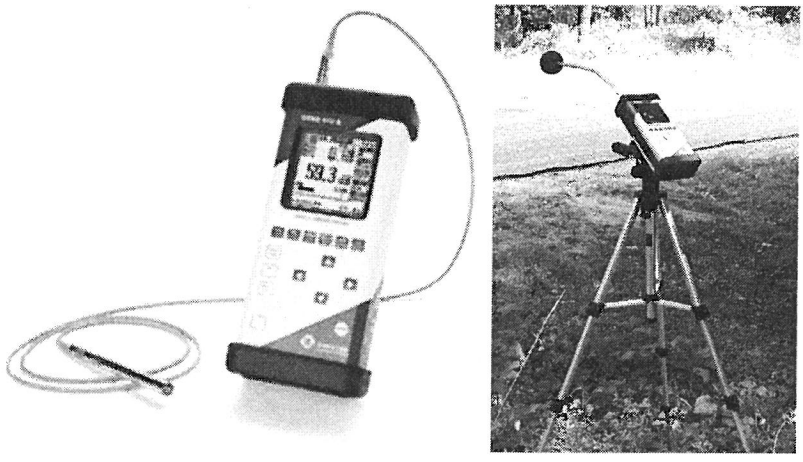
*) kursują 12-16 i 27 VIII 2003 – run on 12-16 and 27 VIII 2003,
**) kursują we wtorki i czwartki – run on Tuesdays and Thursdays,
***) kursują w poniedziałki, środy i piątki – run on Mondays, Wednesdays and Fridays.

Wnioski szczegółowe:

✓ na drodze wojewódzkiej nr 858 (Zwierzyniec-Biłgoraj, D7, rys. 42) zanotowano największy SGR, najwyższą średnią prędkość całej struktury rodzajowej pojazdów oraz największy udział pojazdów ciężkich (masa własna powyżej 3500 kg) wynoszące odpowiednio 106 poj.·h^{-1}, 67 km·h^{-1}, 16,6% (rys. 38 i 39);
✓ na drogach lokalnych (D1, D2, D3, D6, rys. 42), fragmentujących obszar RPN, SGR zawierał się w przedziale 24-36 poj./h, średnie prędkości ruchu zawierały się w przedziale 45-65 km·h^{-1}, a udział pojazdów ciężkich 6-16% (rys. 38 i 39);
✓ najmniejsze wartości SGR, średnich prędkości ruchu oraz udziału pojazdów ciężkich odnotowano na drogach D4 i D5 i odpowiednio zawierały się one w przedziałach: 8-9 poj.·h^{-1}, 30-65 km·h^{-1}, 4,5-6% (rys. 38, 39 i 42);
✓ największe dobowe natężenie ruchu pociągów stwierdzono dla Linii Hutniczej Szerokotorowej (punkt K1, 14 pociągów/dobę), co stanowi 65,3% ogólnej liczby pociągów przejeżdżających przez RPN w ciągu doby (tab. 14).

4.2. Emisja i imisja hałasu

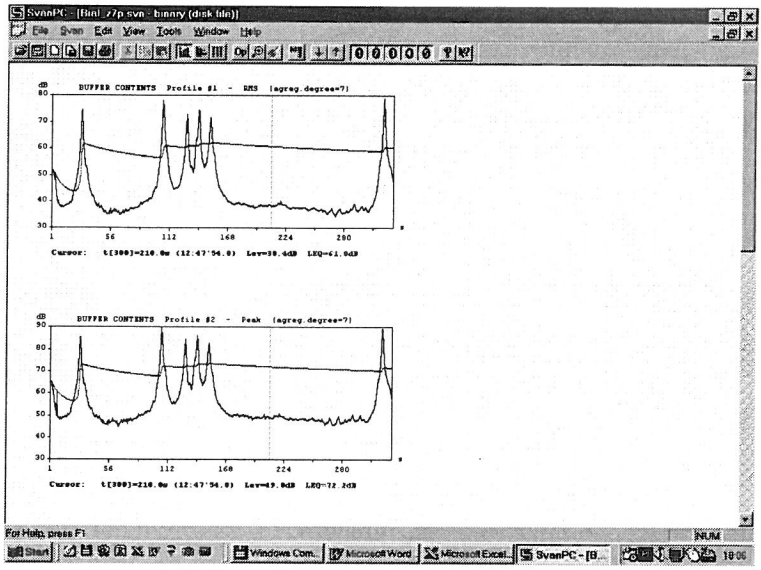
Pomiary wykonywano miernikiem klasy 1, SVAN 912 AE w zestawie: kabel mikrofonowy (10 m), przedwzmacniacz, mikrofon pomiarowy ½", osłona przeciwwietrzna, statyw, kalibrator (1000 Hz, 114 dB), taśma miernicza (rys. 40). Do pomiarów imisji hałasu dodatkowo zastosowano drabinę rozsuwaną do wysokości 6 m, rozsuwany statyw ręczny do długości 2,5 m oraz rurkę przedłużającą o długości 2 m. Miernik spełnia polskie i międzynarodowe normy dla mierników klasy 1 (IEC 651, IEC 804) i jest zatwierdzony przez Główny Urząd Miar.



Rys. 40. Przenośny analizator dźwięku i drgań SVAN 912 AE
Fig. 40. Portable sound and vibrations analyser SVAN 912 AE

Przyrząd ten jest przeznaczony do wykonywania pomiarów akustycznych, monitorowania hałasu w środowisku, pomiaru zagrożeń w miejscu pracy, oceny wpływu drgań na człowieka oraz monitorowania stanu maszyn. Dzięki temu analizator ten może być stosowany do oceny stanowisk pracy oraz szkodliwego oddziaływania hałasu i drgań na środowisko naturalne.

SVAN 912AE jest wyposażony we wszystkie niezbędne, wymagane przez normy, filtry korekcyjne: A, C, G, Lin (A, C, Lin równolegle). Wyniki pomiarów mogą być przedstawiane jako wartości skuteczne, wartości szczytowe, histogramy, wykresy czasowe lub widma częstotliwości. Mogą być one zachowywane w bardzo dużej stałej pamięci (o pojemności ponad 400 000 wyników) oraz przenoszone do komputera za pomocą interfejsu RS 232 i programu SVAN PC (rys. 41). Wbudowany interfejs AES/EBU zapewnia bezpośrednie połączenie z innymi systemami cyfrowej obróbki sygnałów. Wbudowany akumulator o znacznej pojemności oraz lekka i mocna obudowa zapewniają możliwość użycia analizatora SVAN 912 AE do pomiarów w terenie w trudnych warunkach otoczenia przez co najmniej 8 godzin. Może on pracować w temperaturze od –10 do 50°C oraz do 90% wilgotności względnej bez kondensacji. Zakres pomiarowy dla dźwięku zawiera się w przedziale 15-136 dBA (z mikrofonem o czułości 50 mV/Pa). Stałe czasowe miernika: Slow, Fast, Impulse.



Rys. 41. Okno dialogowe programu SVAN PC
Fig. 41. Dialogue window of the program SVAN PC

W pomiarach emisji i imisji hałasu zastosowano następujące ustawienia miernika:

- pomiar wartości równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego przy drogach: czas pomiaru sygnału elementarnego 1h, charakterystyka korekcyjna A, stała czasowa FAST, zakres pomiarowy 90 dB,
- pomiar wartości równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego przy liniach kolejowych: czas pomiaru sygnału elementarnego 1h, charakterystyka korekcyjna A, stała czasowa FAST, zakres pomiarowy 130 dB,
- pomiar tła akustycznego: czas pomiaru sygnału elementarnego 1min, charakterystyka korekcyjna A, stała czasowa FAST, zakres pomiarowy 70 dB,
- pomiar imisji hałasu: czas pomiaru sygnału elementarnego 10 s, charakterystyka korekcyjna A, stała czasowa FAST, zakres pomiarowy 90 dB.

Przedmiotem badań jest wskaźnik określający stan zanieczyszczenia środowiska hałasem – równoważny poziom ciśnienia akustycznego (L_{Aeq}).

Obiektem badań są pojazdy poruszające się po szlakach komunikacyjnych, przebiegających przez Roztoczański Park Narodowy. Wybrano siedem punktów pomiarowych dla dróg (D1-D7) i trzy punkty dla linii kolejowych (K1-K3) (rys. 42). We wszystkich punktach pomiarowych mikrofon umieszczony był w odległości 7,5 m od osi drogi lub torów i na wysokości 1,2 m nad ich płaszczyzną. Natomiast w pomiarach imisji hałasu obiektami badań były trzy typy przestrzeni pobocza drogi: stary las (bór jodłowy, wysokość drzew około 35 m), las młody (bór sosnowy, wysokość drzew około 15 m), przestrzeń otwarta (pole przygotowane pod siew). W każdym terenie w przekroju poprzecznym wykonano pomiary w trzech odległościach od drogi: 5, 75 i 150 m oraz na trzech wysokościach: 1, 5 i 10 m. Hałas wytwarzał samochód osobowy, który poruszał się w jednym kierunku po drodze o stałych parametrach jakościowych z prędkościami 30, 60 i 90 $km \cdot h^{-1}$, uzyskiwanymi na przełożeniach II, IV i V biegu.

Zgodnie z aktualnymi normami i ustawami (PN-81/N-01306, PN-ISO 1996-1, PN-ISO 1996-2, PN-ISO 1996-3, Dz.U. 01.62.627, Dz.U. 98.66.436, Dz.U. 02.8.81), pomiary należy przeprowadzać w okresie od kwietnia do września, w temperaturze powyżej –10°C, przy braku opadów, przy prędkości wiatru nie przekraczającej 3 $m \cdot s^{-1}$, w porze dziennej (16h) obejmującej przedział czasu od 6:00 do 22:00 oraz w porze nocnej (8 h) od 22:00 do 6:00. Zgodnie z przedstawioną procedurą powyższe warunki były zachowane podczas pomiarów. Pomiary prowadzono przez 8 godzin zapisując w pamięci miernika wartości L_{Aeq} co godzinę. Przed każdą serią pomiarową kalibrowano tor pomiarowy. Dla 16 godzin dnia i 8 godzin nocnych wykonywano po trzy pomiary tła akustycznego, które uśredniano. Uzyskane wyniki kopiowano do komputera przenośnego i obliczano wartości L_{Aeq} dla przedziałów szesnasto- i ośmiogodzinnych według wzoru:

$$L_{Aeq} = 10 \log \left[\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} 10^{0,1\, L_{Aeq,T}}\right] \quad (1)$$

w którym: N – całkowita liczba próbek (16 lub 8), $L_{Aeq,T}$ – poziom równoważny zmierzony dla jednej godziny.

W pomiarach imisji hałasu harmonogram badań przedstawiał się następująco:

- odległość 150 m od drogi ustalono na podstawie wartości L_{Aeq}, która musi być wyższa o minimum 3 dB(A) od poziomu tła akustycznego; punkt ten określono dla prędkości pojazdu wynoszącej 30 km/h,
- pomiar rozpoczynano po sygnale dźwiękowym, dawanym przez kierowcę pojazdu z ustalonego wcześniej miejsca. Pomiary wykonano przy następujących warunkach atmosferycznych: temperatura powietrza: 23°C, prędkość wiatru: 0,1 $m \cdot s^{-1}$, opady: brak. Po każdej serii pomiarowej kalibrowano tor pomiarowy.

Wyniki pomiarów równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego dla 16 godzin dnia i 8 godzin nocy przy ciągach komunikacyjnych Parku przedstawiono na rysunku 42. Inspektorat Ochrony Środowiska opracował na podstawie aktualnych norm wynikających z prawa, czterostopniową pomocniczą skalę oceny panujących warunków akustycznych (IOŚ 2003). Stopnie tej skali oraz wartości równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego dla pory dziennej i nocnej są następujące: pełny komfort akustyczny (L_{Aeq}(16h) <50 dB, L_{Aeq}(8h) <40 dB), przeciętne warunki akustyczne (L_{Aeq}(16h) 50-60 dB, L_{Aeq}(8h) 40-50 dB), przeciętne zagrożenie hałasem (L_{Aeq}(16h) 60-70 dB, L_{Aeq}(8h) 50-60 dB), wysokie zagrożenie hałasem (L_{Aeq}(16h) >70 dB, L_{Aeq}(8h) >60 dB). Przy drodze D7 w porze dziennej występuje przeciętne zagrożenie hałasem, a w porze nocnej występuje wysokie zagrożenie hałasem. Przy drogach oznaczonych D1, D2, D3 i D6 występuje przeciętne zagrożenie hałasem, zarówno dla pory dziennej jak i nocnej, a przy drogach D4 i D5 występują przeciętne warunki akustyczne dla dnia i nocy. Tło akustyczne przy tych drogach zawierało się w przedziale 24-25 dB(A), co przedstawiono w tabeli 15. Znacznie korzystniejsze warunki akustyczne w punktach D4 i D5 są wynikiem mniejszego udziału pojazdów ciężkich na tych drogach (rys. 34 i 35).

W punkcie pomiarowym K3 w porze dziennej występuje przeciętne zagrożenie hałasem, natomiast w porze nocnej występują warunki pełnego komfortu akustycznego, ponieważ wówczas (pomiędzy godziną 22:00 a 6:00) nie kursują tą linią żadne pociągi. Natomiast w punktach K2 i K1, występuje wysokie zagrożenie hałasem zarówno w porze dziennej jak i nocnej. Spowodowane jest to kursowaniem pociągów Linii Hutniczej Szerokotorowej. Wyłączenie tej linii z ruchu po Roztoczańskim Parku Narodowym obniżyłoby warunki akustyczne o jeden stopień, dzięki czemu można uzyskać wówczas przeciętne zagrożenie hałasem

(tabela 15). Największy poziom równoważny L_{Aeq} występuje w punkcie pomiarowym K2, ponieważ zbiegają się tu trzy linie, dwie normalnotorowe i jedna szerokotorowa. Tło akustyczne w punktach pomiarowych K1-K3 zawierało się w przedziale 26-35 dB(A).

Tabela 15. Wartości równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego i tła dla pory dziennej i nocnej we wszystkich punktach pomiarowych
Table 15. Values of equivalent level of acoustic pressure and background for day and night at all the measuring points

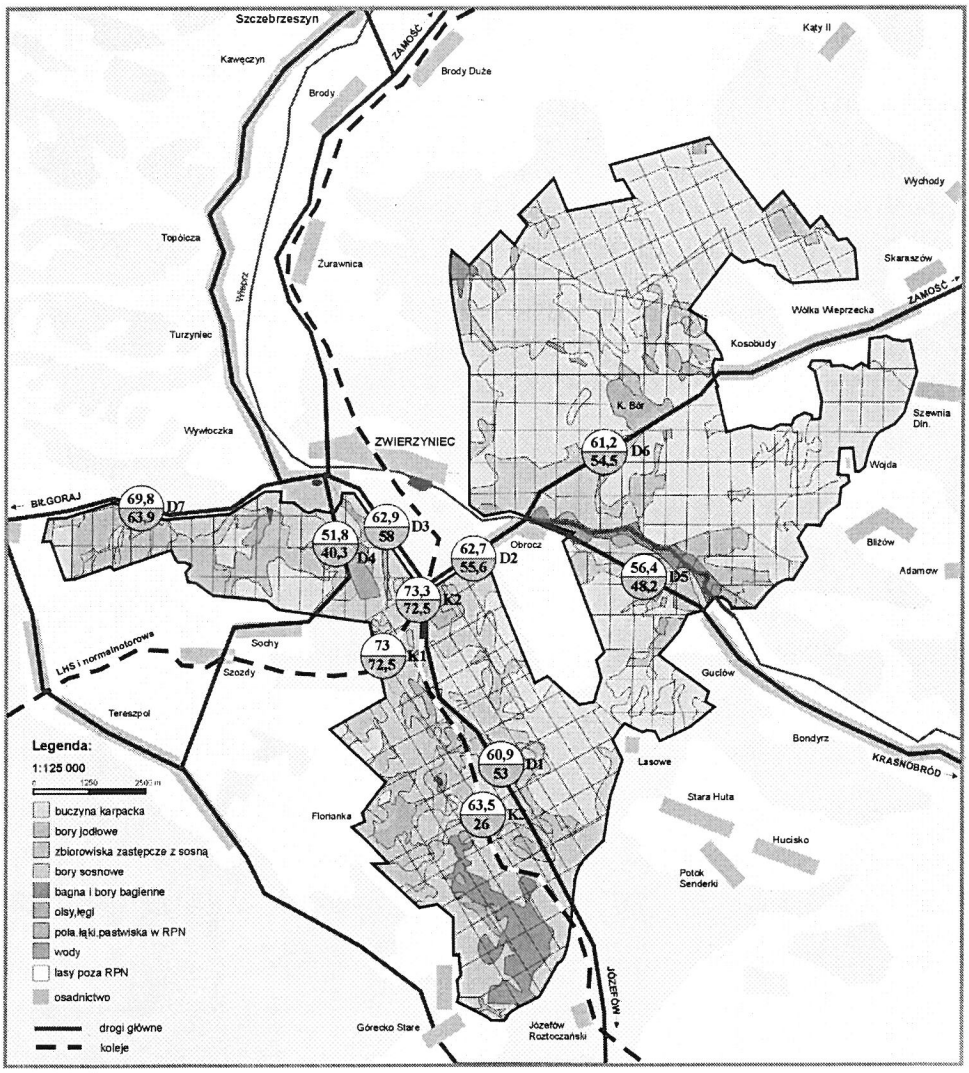
Miejsce pomiaru Measurement points	$L_{Aeq(16h)}$ (dB)	$L_{Aeq(8h)}$ (dB)	$L_{Aeq(tła\ 16h)}$ (dB)	$L_{Aeq(tła\ 8h)}$ (dB)
D1	60,9	53	28	25
D2	62,7	55,6	30	26
D3	62,9	58	30	27
D4	51,8	40,3	29	25
D5	56,4	48,2	28	24
D6	61,2	54,5	31	26
D7	69,8	63,9	32	28
K1	73	72,5	35	28
K1 (bez LHS), K1 (without LHS)	61	63	35	28
K1 (tylko LHS), K1 (LHS)	72,8	72	35	28
K2	73,3	72,5	36	28
K2 (bez LHS), K2 (without LHS)	63,5	63	36	28
K3	63,5	26	31	26

Z badań wynika, że występowanie takich warunków akustycznych w Roztoczańskim Parku Narodowym powoduje utratę naturalnej wartości środowiska, jaką jest cisza oraz zmiany zachowań ptaków i zwierząt.

Na rysunkach 43, 44 i 45 przedstawiono wyniki pomiaru imisji hałasu dla różnych typów poboczy i dla różnych prędkości ruchu pojazdów. We wszystkich trzech przypadkach zmieniające się wartości poziomu ciśnienia akustycznego w zakresie 0,9-3,4 dB(A) na poszczególnych wysokościach świadczą o sumowaniu się fal bezpośrednich wytwarzanych przez źródło hałasu z falami odbitymi od powierzchni ziemi lub koron drzew.

Przy prędkości 30 km/h, odległość 150 m od osi drogi jest miejscem zrównywania się wartości L_{Aeq} pochodzącego od źródła (średnio 34,6 dB) z wartością L_{Aeq} tła akustycznego (30 dB) w borze sosnowym (rys. 44). Przyjęto więc tę odległość za graniczną, ponieważ według norm, różnica pomiędzy emitowanym sygnałem akustycznym przez źródła a tłem powinna być większa od 3 dB. Średni dla wszystkich punktów pomiarowych rozłożonych w pionie spadek wartości L_{Aeq}

przy tej prędkości na 150-ciu m był największy w borze sosnowym i wynosił 23,4 dB (rys. 44), a najmniejszy w terenie otwartym – 20,7 dB (rys. 45).



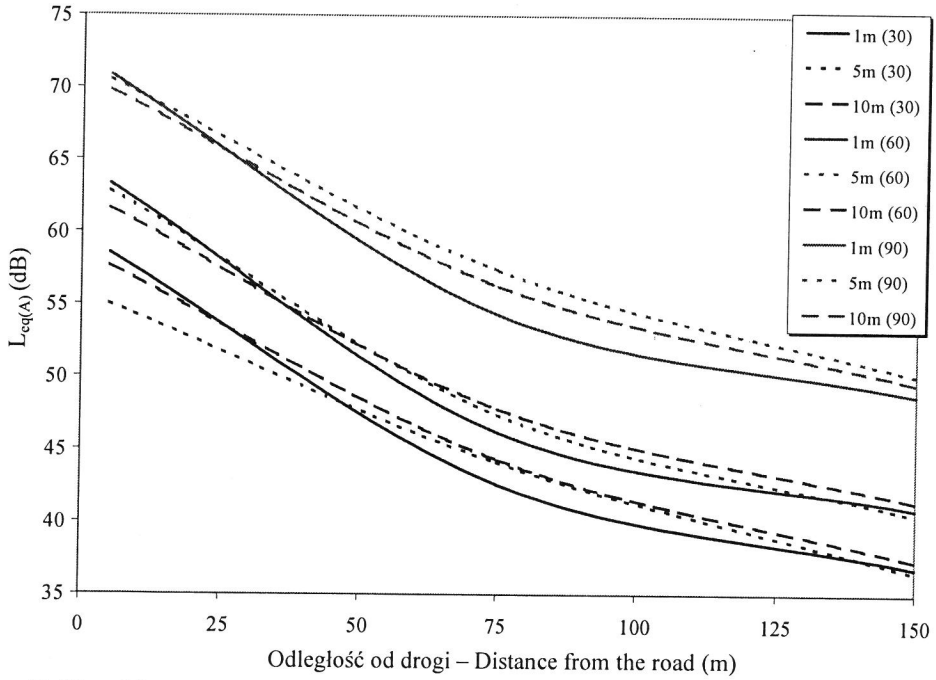
Rys. 42. Mapa emisji hałasu i lokalizacji punktów pomiarowych na terenie RPN w dB(A), pole białe – wartości L_{eqA} dla 16 h dnia, pole szare – wartości L_{eqA} dla 8 h nocy; D1-D7 – punkty pomiarowe przy drogach, K1-K3 – punkty pomiarowe przy torach

Fig. 42. Map of noise emissions and location of measurement points in RPN at dB (A), white field – values L_{eqA} for 16 h of day, grey field – values L_{eqA} for 8 h of night; D1-D7 – measurement points at roads, K1-K3 – measurement points at railways

Przy prędkościach 60 i 90 km·h^{-1}, podobnie jak przy prędkości 30 km·h^{-1}, spadek wartości L_{Aeq} był największy w borze sosnowym a najmniejszy w terenie otwartym i wynosił odpowiednio 24 i 23,5 dB (rys. 5.12) oraz 18,4 i 19,7 dB (rys. 45).

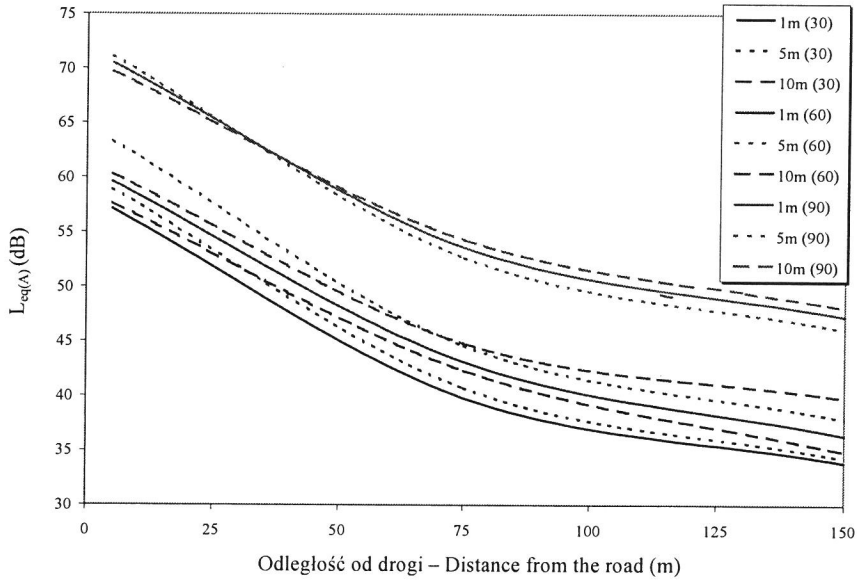
Pośrednie wartości spadku L_{Aeq} na 150-ciu m występowały w borze jodłowym i wynosiły dla prędkości 30, 60 i 90 km·h^{-1}odpowiednio 19,9, 21,6 i 20,7 dB (rys. 43). Jak wynika z przeprowadzonych badań, najlepszym ekranem akustycznym spośród badanych terenów przydrożnych jest bór sosnowy.

Wzrost prędkości z 60 do 90 km·h^{-1}powoduje średni dla wszystkich terenów przydrożnych wzrost wartości L_{Aeq} o 8,5 dB oraz znaczne zwiększenie odległości oddziaływania. Obniżenie natomiast prędkości z 60 do 30 km·h^{-1}powoduje spadek wartości L_{Aeq} o 4,3 dB. Optymalna więc prędkość, zapewniająca zmniejszenie równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego do poziomu przeciętnych warunków akustycznych (poniżej 60 dB w porze dziennej), powinna znajdować się w przedziale 30-60 km·h^{-1}. W przypadku samochodów ciężarowych przedstawione na rysunkach od 43 do 45 wartości L_{Aeq}, byłyby o około 10 dB wyższe.



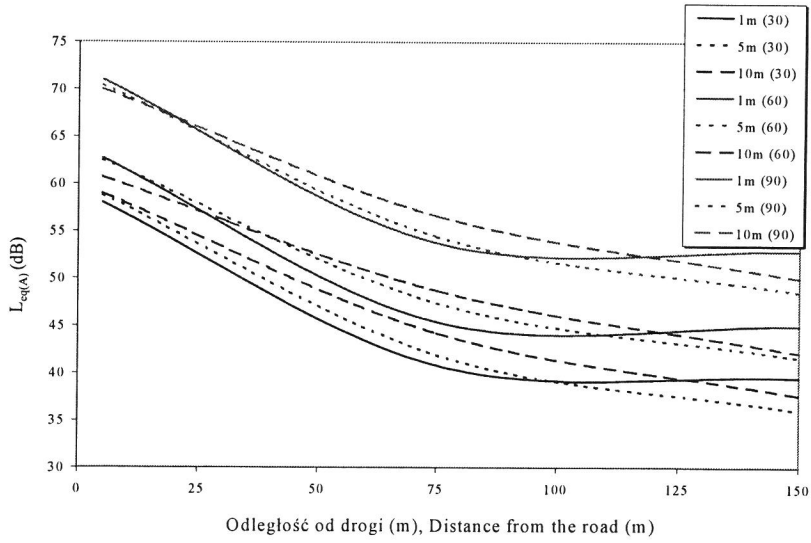
Rys. 43. Wartości L_{eqA} uzyskane dla pobocza leśnego (bór jodłowy, drzewa o wysokości około 30 m) przy prędkościach pojazdu 30, 60 i 90 km·h^{-1}

Fig. 43. Values of L_{eqA} obtained for forest verge (fir forest, trees about 30 m tall) at vehicle velocities of 30, 60 and 90 km h^{-1}



Rys. 44. Wartości L_{eqA} uzyskane dla pobocza leśnego (bór sosnowy, drzewa o wysokości około 15 m) przy prędkościach pojazdu 30, 60 i 90 km·h^{-1}

Fig. 44. Values of L_{eqA} obtained for forest verge (pine forest, trees about 15 m tall) at vehicle velocities of 30, 60 and 90 km h^{-1}



Rys. 45. Wartości L_{eqA} uzyskane dla pobocza polnego przy prędkościach pojazdu 30, 60 i 90 km·h^{-1}

Fig. 45. Values of L_{eqA} obtained for field verge at vehicle velocities of 30, 60 and 90 km h^{-1}

Wnioski szczegółowe:

✓ największe, tzw. „wysokie zagrożenie" degradacji środowiska przyrodniczego RPN ze strony hałasu pochodzi od pociągów LHS (punkt K1; tab. 15); wyłączenie tej linii z ruchu po terenie RPN spowodowałoby obniżenie wartości L_{Aeq} o 12 dB w porze dziennej oraz o 9,5 dB w porze nocnej;

✓ „przeciętne zagrożenie hałasem" w porze nocnej i dziennej występowało w punktach pomiarowych D1, D2, D3, D6 i D7 (rys. 42); należy więc ograniczyć natężenie ruchu na tych drogach, zwłaszcza dla pojazdów ciężkich, żeby zmniejszyć przez to wartość w poszczególnych punktach pomiarowych L_{Aeq} o 9 dB(A) (przy 100% wyłączeniu tych pojazdów z ruchu);

✓ przy drogach D4 i D5 występują „przeciętne warunki akustyczne" w porze dziennej i nocnej, stanowiąc zarazem najlepsze warunki akustyczne przy analizowanych szlakach komunikacyjnych RPN (rys. 42);

✓ wartość L_{Aeq} na rozpatrywanych wysokościach (1, 5 i 10 m) przy stałym źródle dźwięku jest podobna i zmienia się w niewielkim zakresie od 0,9 do 3,4 dB(A); można więc przyjąć wartość L_{Aeq} w koronach drzew taką, jak zmierzoną na wysokości 1 m nad poziomem drogi (rys. 43-45);

✓ najskuteczniejszym naturalnym ekranem akustycznym spośród badanych terenów jest bór sosnowy (zmniejszenie wartości L_{Aeq} o 23 dB na odległości od drogi 150 m; rys. 44);

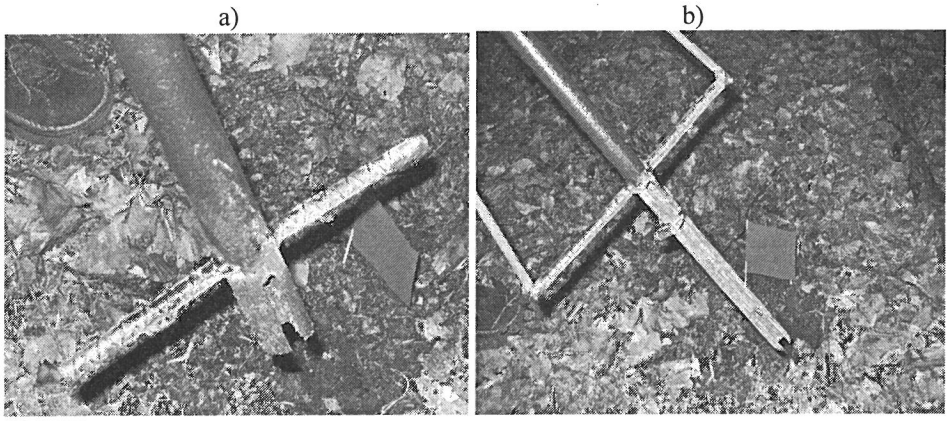
✓ zwiększenie prędkości ruchu pojazdów do 90 km/h w stosunku do prędkości średniej (60 km $km \cdot h^{-1}$) powoduje wzrost L_{Aeq} o średnio 8 dB, zmniejszenie prędkości do 30 km $km \cdot h^{-1}$ powoduje spadek L_{Aeq} o średnio 3 dB (rys. 43-45);

4.3. Zawartość metali ciężkich w glebach

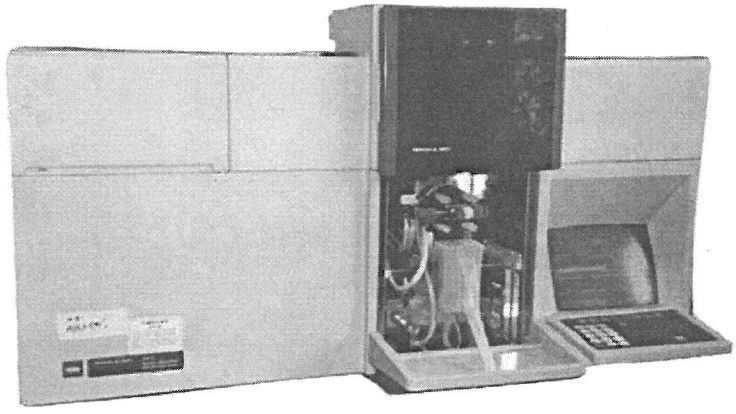
Próbki gleby do analiz pobierano standardowymi rurkami (rys. 46). Wysuszone przesiano sitem o średnicy oczek 1 mm i rozdrabniano w młynie agatowym. Do badań zawartości metali ciężkich w glebach zastosowano aparat Absorpcyjnej Spektrometrii Atomowej (ASA) Perkin Elmer 1100B (rys. 47).

Przedmiotem badań była zawartość wybranych metali ciężkich (Cd, Pb, Ni, Cr, Zn, Fe, Cu) w glebach oraz jej odczyn.

Obiektami badań są gleby położone przy ciągach komunikacyjnych Roztoczańskiego Parku Narodowego. Wybrano pięć profili pomiarowych: w liczbie 3 dla dróg i w liczbie 2 dla linii kolejowych (rys. 48). Przekroje przez drogi, dobierano tak, aby z jednej strony drogi znajdowała się przestrzeń otwarta, a z drugiej las. Powierzchnia przestrzeni otwartych w tych przypadkach znajdowała się na różnych wysokościach od poziomu drogi (rys. 49 do 51). Na rysunkach zostały zaznaczone w procentach spadki lub wzniosy terenu względem poziomu pierwszego punktu poboru próbek.

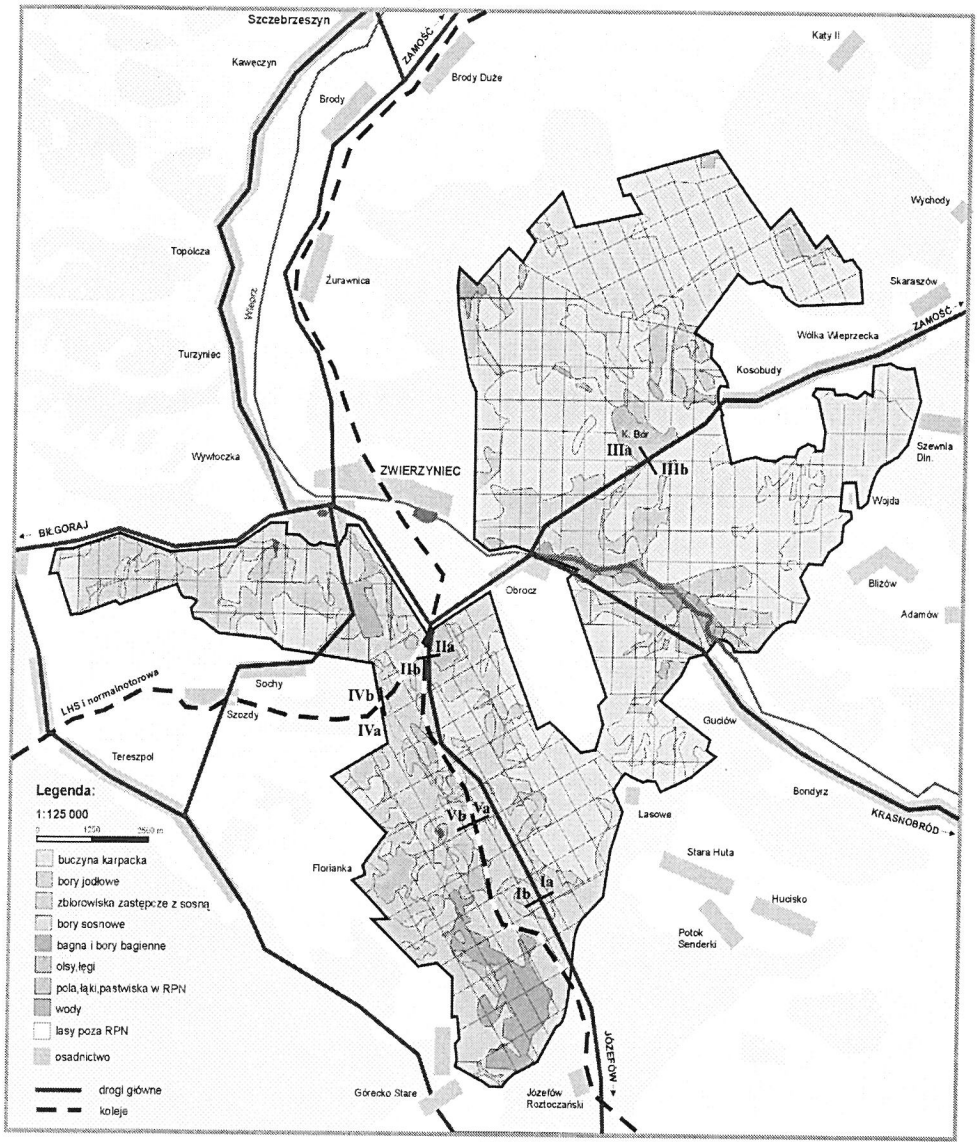


Rys. 46. Rurki do pobierania prób gleb: a) z głębokości 0-5 cm, b) z głębokości 5-20 cm
Fig. 46. Tubes for taking soil samples: a) from the depth of 0-5 cm, b) from the depth of 5-20 cm

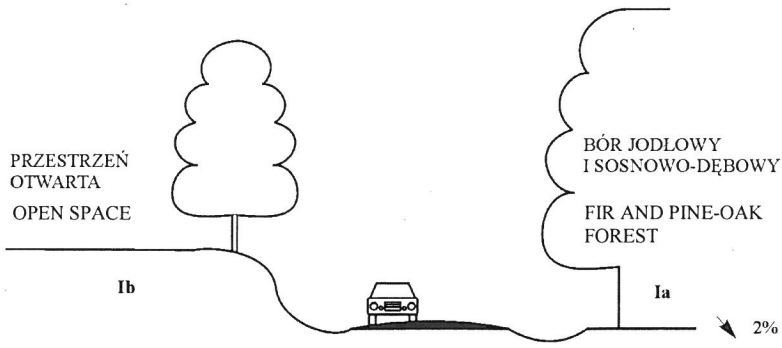


Rys. 47. Widok aparatu Perkin Elmer 1100B
Fig. 47. View of the Perkin Elmer 1100B apparatus

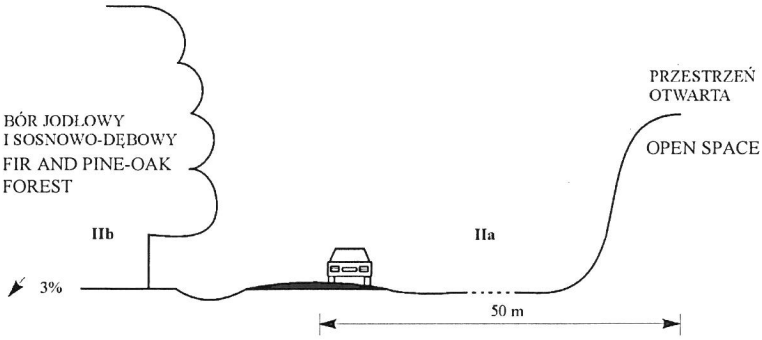
Z jednego przekroju, np. Ia uzyskano 6 półkilogramowych próbek ogólnych, pobranych z odległości 5, 50 i 100 m od osi drogi. Trzy próbki ogólne pochodziły z warstwy gleby o głębokości 0-5 cm, trzy następne z warstwy o głębokości 5-20 cm. Na jedną próbkę ogólną składało się 20 próbek pierwotnych, pobranych z powierzchni 100 m^2 poletka o wymiarach 5x20 m. Dłuższy bok poletka był położony równolegle do osi drogi.



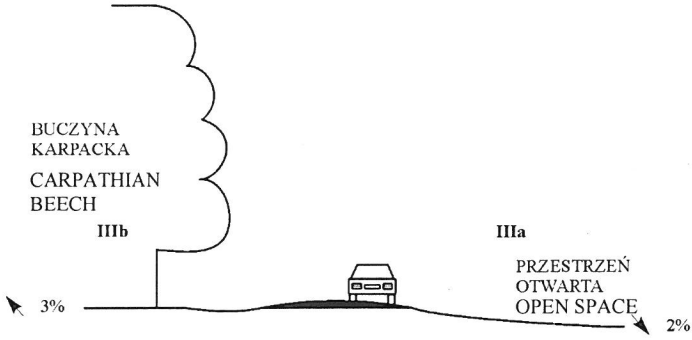
Rys. 48. Lokalizacja punktów z których pobrano gleby
Fig. 48. Location of points from which the soil samples were taken



Rys. 49. Przekrój nr I na drodze relacji Zwierzyniec-Józefów (widok od strony Józefowa)
Fig. 49. Section No. I on the road Zwierzyniec-Józefów (view from Józefów)

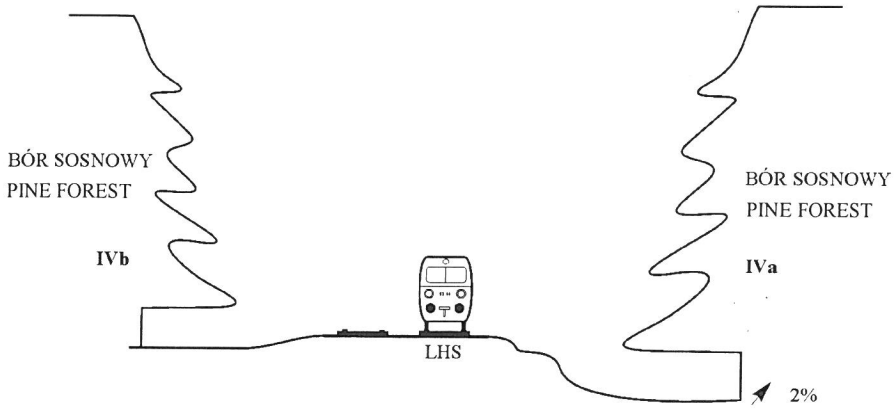


Rys. 50. Przekrój nr II na drodze relacji Zwierzyniec-Józefów (widok od strony Józefowa)
Fig. 50. Section No. II on the road Zwierzyniec-Józefów (view from Józefów)

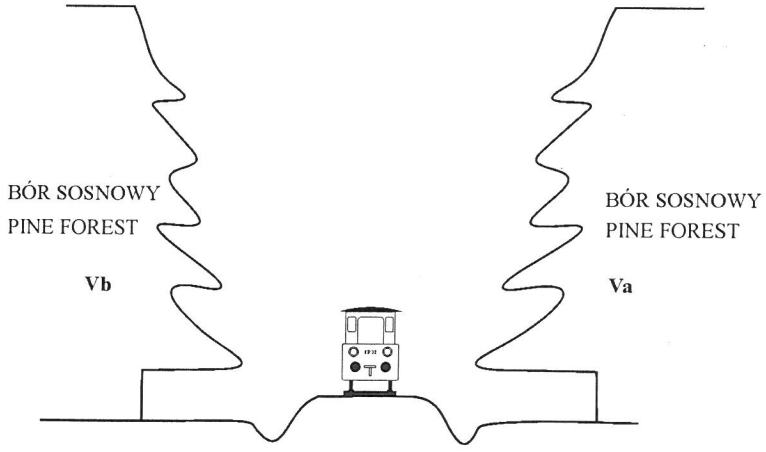


Rys. 51. Przekrój nr III na drodze relacji Zwierzyniec-Zamość (widok od strony Zamościa)
Fig. 51. Section No. III on the road Zwierzyniec-Zamość (view from Zamość)

W przekrojach przez linie kolejowe, położonych na nasypach o wysokości około 3 m, po jednej i drugiej stronie torów znajdował się las (rys. 52 i 53).



Rys. 52. Przekrój nr IV na linii kolejowej relacji Zwierzyniec-Biłgoraj (widok od strony Biłgoraja)
Fig. 52. Section No. IV on the railway Zwierzyniec-Biłgoraj (view from Bilgoraj)



Rys. 53. Przekrój nr V na linii kolejowej relacji Zwierzyniec-Józefów (widok od strony Józefowa)
Fig. 53. Section No. V on the road Zwierzyniec-Józefów (view from Józefów)

Próbki zebrano, wysuszono, przesiano, a następnie przekazano do Stacji Chemiczno-Rolniczej, akredytowanej przez DAP (Deutsches Akkreditierungs-system Prüfwesen GmbH wg DIN EN ISO/IEC 17025:2000). W laboratorium próbki gleb rozdrobniono i poddano oznaczeniu:

- pH wg PN-ISO 10390:1997 (ekstrakcja: 5 cm^3 powietrznie suchej gleby + 25 cm^3 1 $mol \cdot dm^{-3}$ KCl; oznaczenie: potencjometryczne),
- oznaczeniu metali ciężkich (Zn, Fe, Cu) wg ISO 11047 1998-05, wg PB 47 (Cd, Pb, Ni, Cr) – metoda nieakredytowana, (mineralizacja: 1,5 g powietrznie suchej gleby + 15 cm^3 wody królewskiej; oznaczenie: metoda ASA płomieniowa).

Na rysunkach 54 do 88 zaprezentowano wyniki badań zawartości metali ciężkich oraz pH w glebach położonych przy ciągach komunikacyjnych.

Wartość pH w trzech badanych profilach (I, II, III) była podobna, tzn. różnice pomiędzy poziomami 0-5 i 5-20 cm były bardzo małe lub zerowe oraz w odległości 5 m od osi ciągów komunikacyjnych wartość pH zawierała się w przedziale 6,5-7,5 (gleby obojętne), natomiast w odległościach 50 i 100 m w przedziale 4,0-6,5 (gleby kwaśne i bardzo kwaśne). Podobnie wyglądają wykresy pH w profilu V, jest tylko mniejszy zakres i wynosi on we wszystkich odległościach (5, 50 i 100 m) 4,0-4,8 (rys. 82). Największa zmienność pH gleb, w zależności odległości od ciągu komunikacyjnego, występuje w profilu IV i zawiera się w przedziale od 4,0 do 7,2 (rys. 75). Większe zakwaszenie gleby wynika tu z większej ilości opadłych liści i igieł z drzew, które rozkładając się tworzą warstwę próchnicy.

Analizując zawartości metali ciężkich w badanych profilach w zależności od odległości pobierania próbek gleb od drogi czy linii kolejowych, można stwierdzić, że w profilach I i II odległość pomiędzy 5-tym a 50-tym m stanowi granicę, po przekroczeniu której zawartości metali ciężkich są mniejsze i przeważnie zawartość ich w warstwie 0-5 cm jest równa zawartości w warstwie 5-20 cm. W odległości 5 m od ciągów komunikacyjnych natomiast występuje z reguły większa zawartość tych metali w warstwie 0-5 cm, aniżeli w warstwie głębszej (5-20 cm). Większe zawartości metali ciężkich w miejscu oddalonym o 5 m od osi drogi czy torów jest wynikiem istnienia rowów odwadniających znajdujących się przy tych trasach, które zatrzymują (kumulują) wszelkie zanieczyszczenia pochodzenia komunikacyjnego.

Brak takich rowów powoduje zwiększanie zawartości metali ciężkich w naturalnych obniżeniach terenu, co widać na wykresach sporządzonych dla profilu IIIa (rysunki 68-74). W tym przypadku największe zawartości badanych metali ciężkich występują w największym zaniżeniu terenu, czyli w odległości 100 m od osi drogi (rys. 51). Rozkład zawartości metali ciężkich w glebie po drugiej stronie drogi (profil IIIb) jest podobny do rozkładu tych metali w profilach I, II i V, tzn. większe zawartości metali ciężkich występują w miejscu bezpośrednio przyległym do drogi.

Największe zróżnicowanie zawartości poszczególnych metali ciężkich występuje w profilu IV po jednej i drugiej stronie torowisk (rys. 75-81). W profilu V rozkład metali ciężkich w zależności od odległości od torów jest podobny do rozkładu w profilach I i II, jednak w tym przypadku i w profilu IV na odległościach do 100 metrów występują większe wzbogacenia analizowanych metali w warstwie 0-5 cm w stosunku do warstw głębszych, co świadczy o większym zakresie oddziaływania linii kolejowych względem dróg.

Największe zawartości kadmu występowały w profilach IIa i IIIa w warstwach 0-5 cm i wynosiły odpowiednio 1,85 i 1,6 $mg \cdot kg^{-1}$ suchej masy. Przy czym w profilu IIa wartość ta wystąpiła w odległości 5 m od drogi, a w profilu IIIa w odległości 100 m od drogi (rys. 61 i 68). Ponadto w większości przypadków zawartość kadmu balansowała na granicy oznaczalności zastosowanej aparatury i wynosiła 0,23 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$.

Ołów w glebach praktycznie we wszystkich profilach pomiarowych wykazywał większe wzbogacenie w warstwie 0-5 cm względem warstwy głębszej 5-20 cm. Świadczy to o niskiej mobilności tego metalu i dalekim zasięgu oddziaływania (do 100 m). Największa zawartość ołowiu wystąpiła w wierzchniej warstwie profilu IIa w odległości 5 m od osi drogi i wynosiła 75 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (rys. 62). W pozostałych przypadkach maksymalne wartości zawierały się w przedziale 15-45 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$.

Ogólnie zawartość niklu występowała w przedziale 1,53-4 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (wartość 1,53 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ była granicą oznaczalności tego metalu). W profilu IIa wystąpiło największe wyrównanie zawartości tego pierwiastka w odległościach 5, 50 i 100 m i zawierało się ono w przedziale 6-9 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (rys. 63). Największa zawartość niklu wystąpiła w profilu IIIa w warstwie gleby 5-20 cm w odległości 100 m od drogi i wynosiła ona 14,6 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (rys. 70).

Ilości chromu były największe w profilu IIa (warstwa 5-20 cm, odległość 100 m) oraz w profilu IIIa (warstwa 5-20 cm, odległość 100 m), które wynosiły odpowiednio 12,3 i 15,6 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (rysunki 64 i 71). Wyższe zawartości chromu (w większości punktów pomiarowych położonych bliżej tras komunikacyjnych) zawierały się w przedziale 4,5-10 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$, natomiast w miejscach oddalonych od ciągów komunikacyjnych przedział ten wynosił od 1,23 do 4 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$.

Największa zawartość cynku wystąpiła w profilu IIa (5 m od drogi w warstwie 0-5 cm) i wynosiła 373 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$ (rys. 65). W odległości 5 m od dróg (profile I, II) i 100 m (profil III) występowało w większości tych profili bardzo duże wzbogacenie tym pierwiastkiem w stosunku do pozostałych odległości – w warstwach 0-5 cm zawierała się w przedziale 130-373 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$, a w tych samych warstwach w pozostałych odległościach w przedziale 10-40 $mg \cdot (kg\ s.m.)^{-1}$.

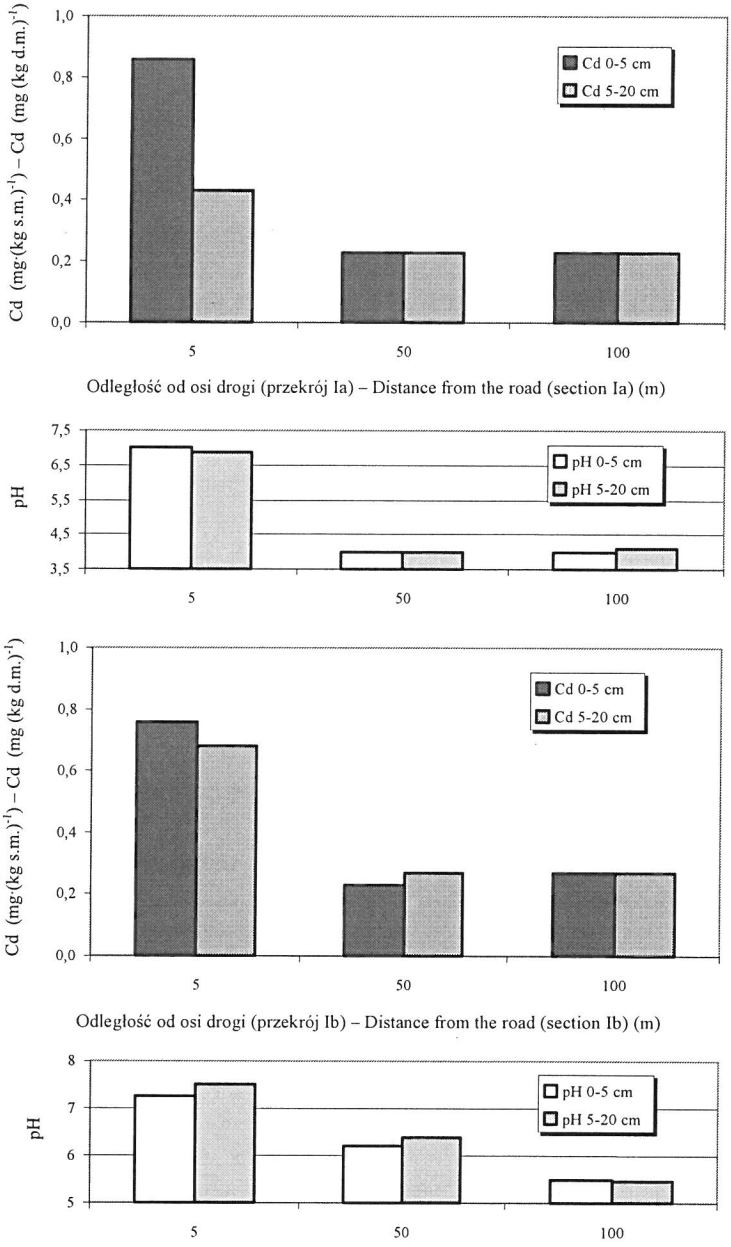
Zawartość miedzi we wszystkich analizowanych profilach zawierała się w przedziale od 1 do 23 mg·(kg s.m.)$^{-1}$, przy czym najwyższa koncentracja tego pierwiastka wystąpiła w przekroju Ib (5 m od drogi w warstwie powierzchniowej) (rys. 59). Podobnie jak w przypadku cynku występowała duża różnica pomiędzy ilościami tego metalu w miejscach znajdujących się bliżej dróg lub zaniżonych względem ich poziomu.

Występowanie żelaza w znacznych ilościach (od 4000 do 8000 mg·(kg s.m.)$^{-1}$) w odległościach powyżej 5 m od drogi w przypadku profili Ib i IIa świadczy o wcześniejszym użytkowaniu tych terenów rolniczo. Największa zawartość żelaza wystąpiła w profilu IVa i wynosiła 16317 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ (rys. 81).

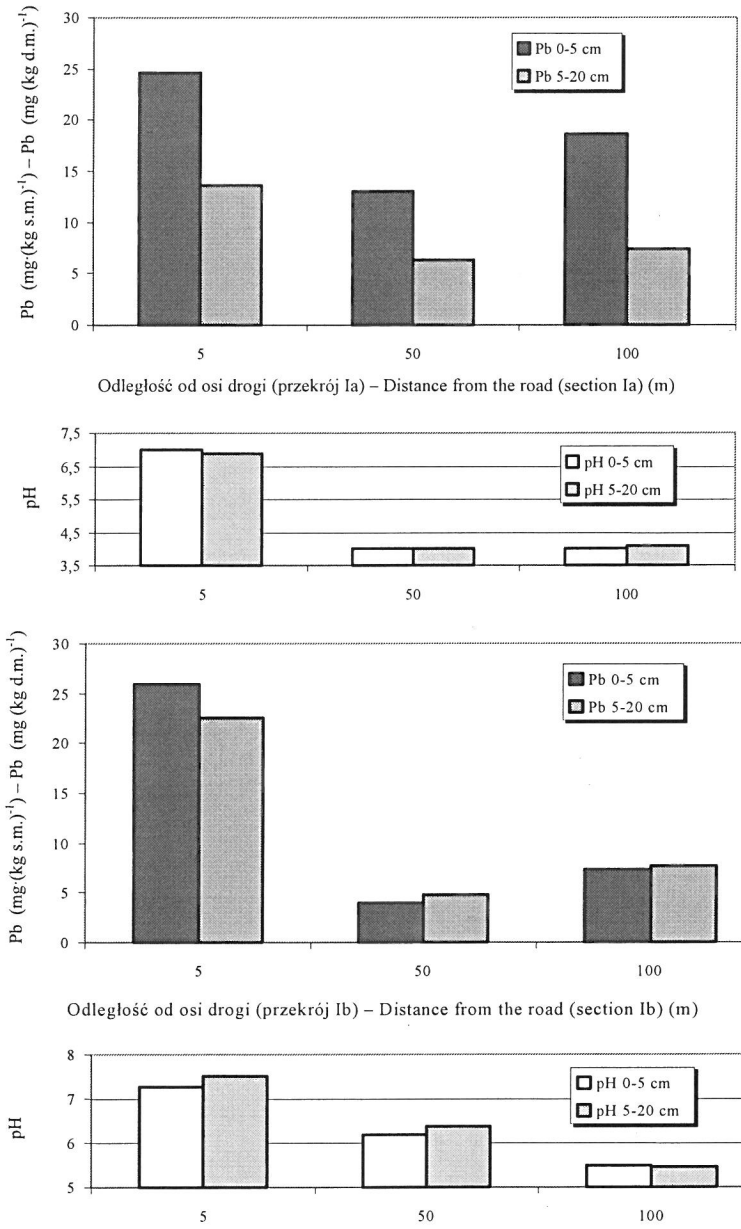
Większość próbek nie przekracza zerowego stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi (wg skali IUNG), można więc ogólnie uznać gleby położone przy ciągach komunikacyjnych w RPN za czyste. Jednak wymienione powyżej największe zawartości metali ciężkich, uśrednione z warstw 0-5 i 5-20 cm do ogólnej głębokości 0-20 cm przekraczają zerowy stopień zanieczyszczenia gleb. W przypadku kadmu zawartość w warstwie 0-20 cm wynosi 1,52 mg·(kg s.m.)$^{-1}$ co stanowi II stopień zanieczyszczenia, a dla ołowiu, niklu, cynku i miedzi wynoszą one odpowiednio 55 – I stopień, 13,5 – I stopień, 296 – II stopień i 16,5 – I stopień. Są to pojedyncze przypadki, lecz stanowią one sygnał o wzrastającym zagrożeniu zachwiania równowagi w biogeochemicznym funkcjonowaniu gleb.

Wnioski szczegółowe:

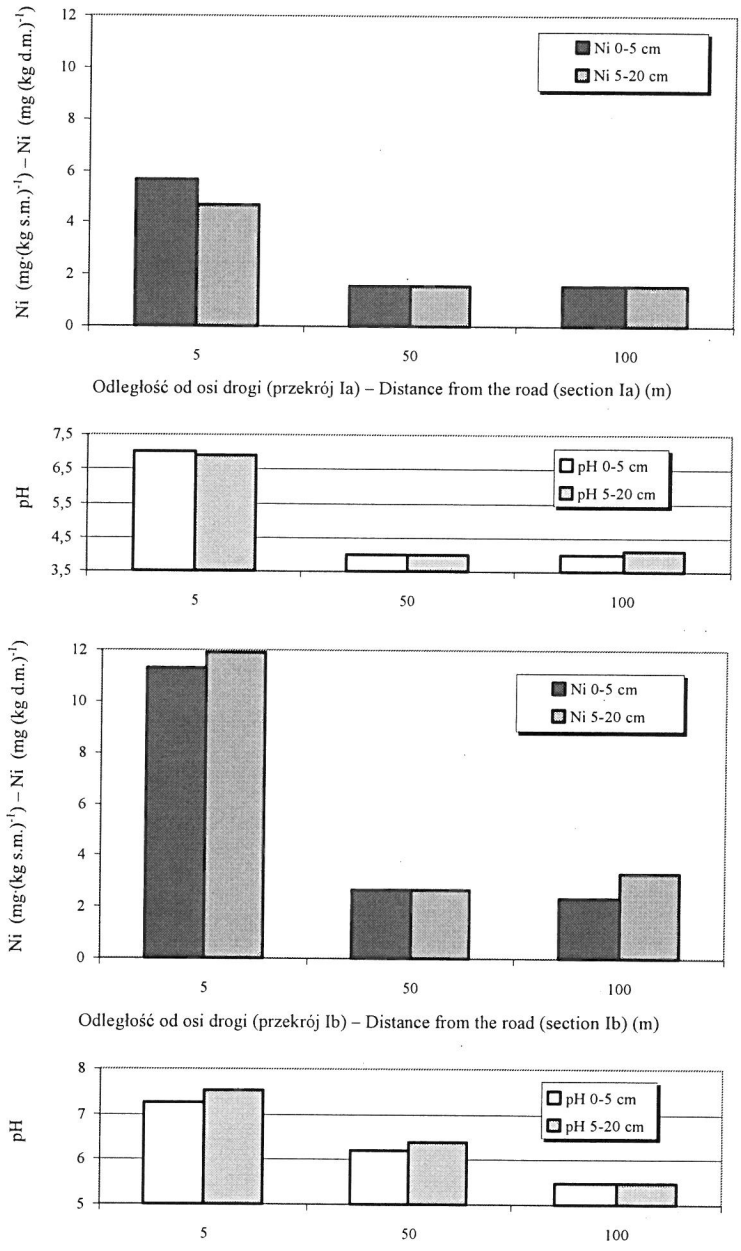
✓ w większości analizowanych profili pomiarowych ilości metali ciężkich nie przekraczały 0-ego stopnia zanieczyszczenia gleby (rys. 54-88);
✓ sporadyczne, większe zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi (I i II stopień wg IUNG) stwierdzono w profilach pomiarowych IIa oraz IIIa (rys. 61-74);
✓ wyższe zawartości metali w glebie występowały przeważnie w bezpośredniej bliskości danego ciągu komunikacyjnego, ponieważ punkty poboru próbek gleb z tych miejsc pokrywały się z rowami odwadniającymi;
✓ w profilu IIIa brak rowu odwadniającego powoduje wymywanie metali i koncentrację ich w największym zaniżeniu terenu (rys. 68-74);
✓ w większości badanych profili zachodzi wyraźna korelacja pomiędzy wartością pH i zawartością metali w danej próbce gleby – mniejsze wartości pH (odczyn kwaśny) odpowiadają przeważnie wyrównanym oraz mniejszym zawartościom metali w warstwie 0-5 i 5-20 cm, co spowodowane jest większą ich mobilnością (rys. 54-88).



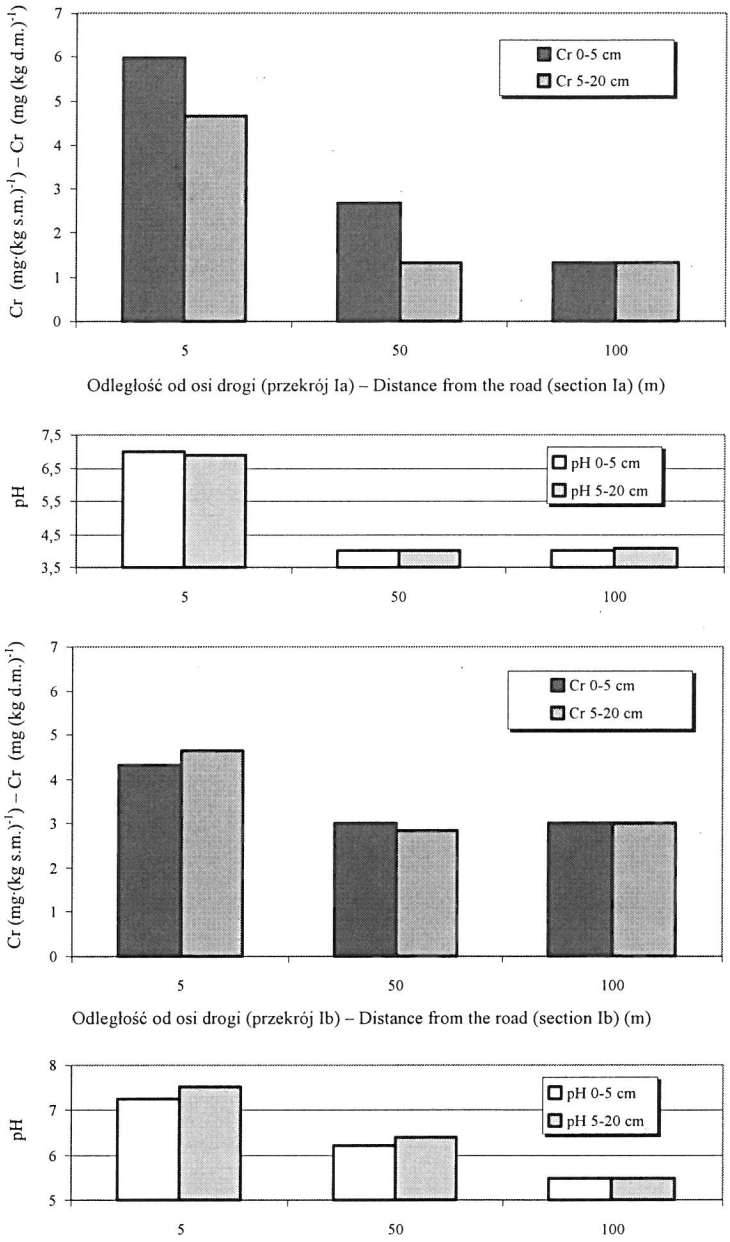
Rys. 54. Zawartość kadmu i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 54. Cadmium content and pH value in the sections Ia and Ib



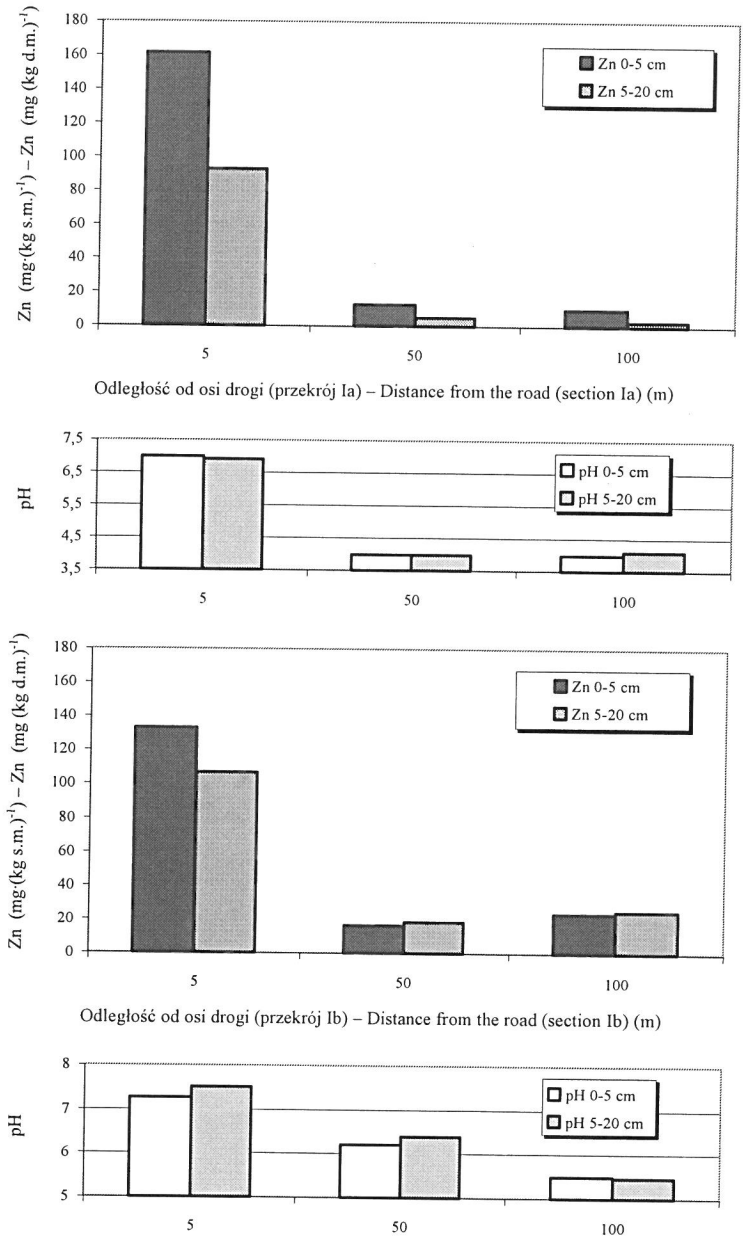
Rys. 55. Zawartość ołowiu i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 55. Lead content and pH value in the sections Ia and Ib



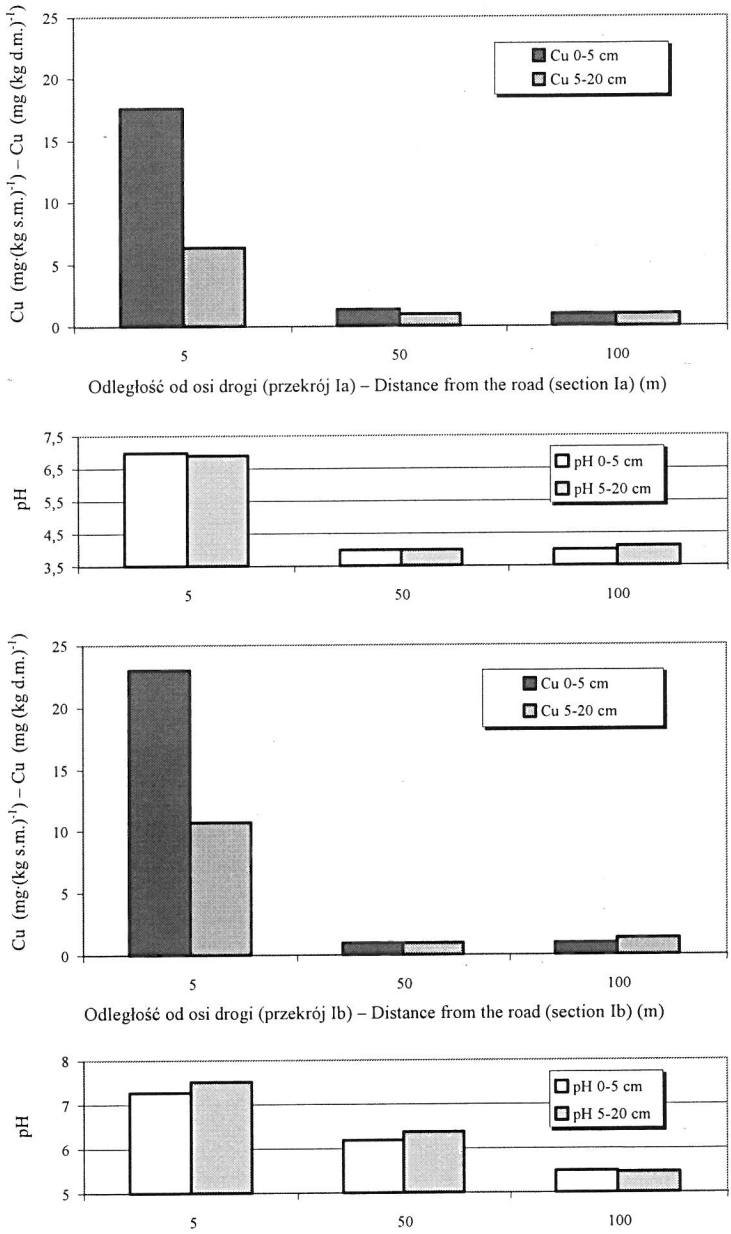
Rys. 56. Zawartość niklu i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 56. Nickel content and pH value in the sections Ia and Ib



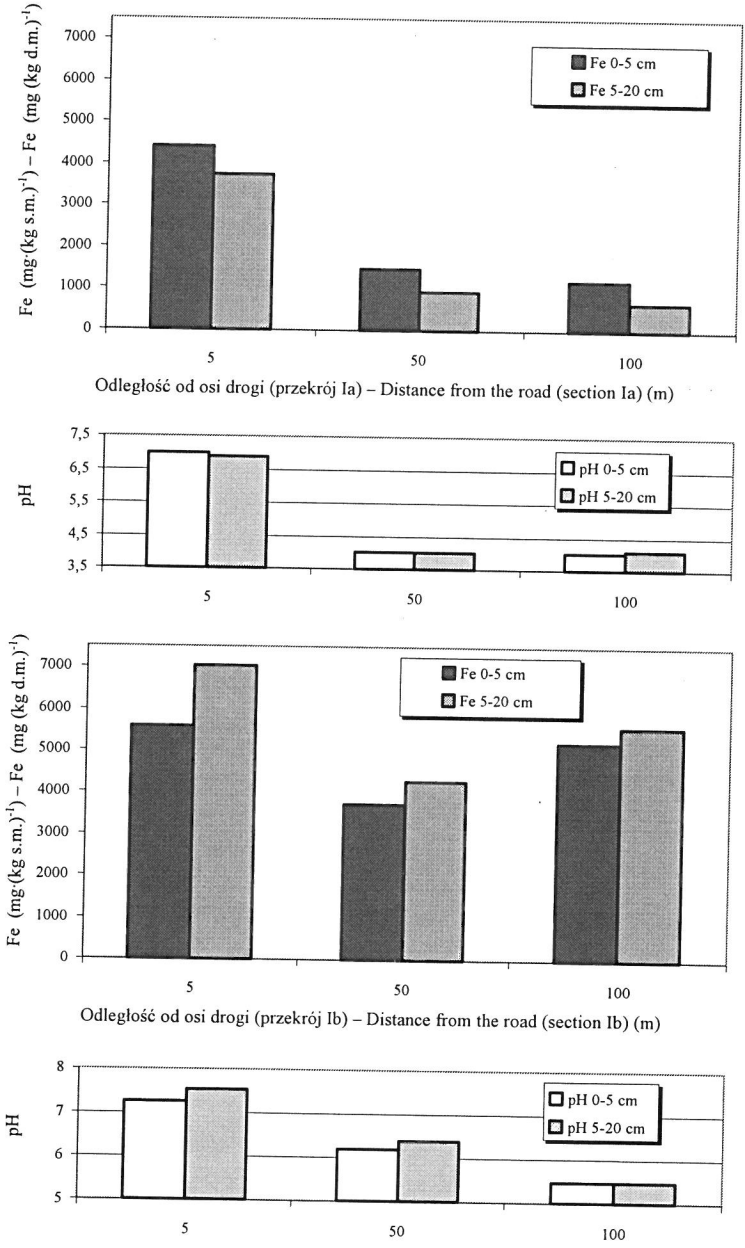
Rys. 57. Zawartość chromu i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 57. Chromium content and pH value in the sections Ia and Ib



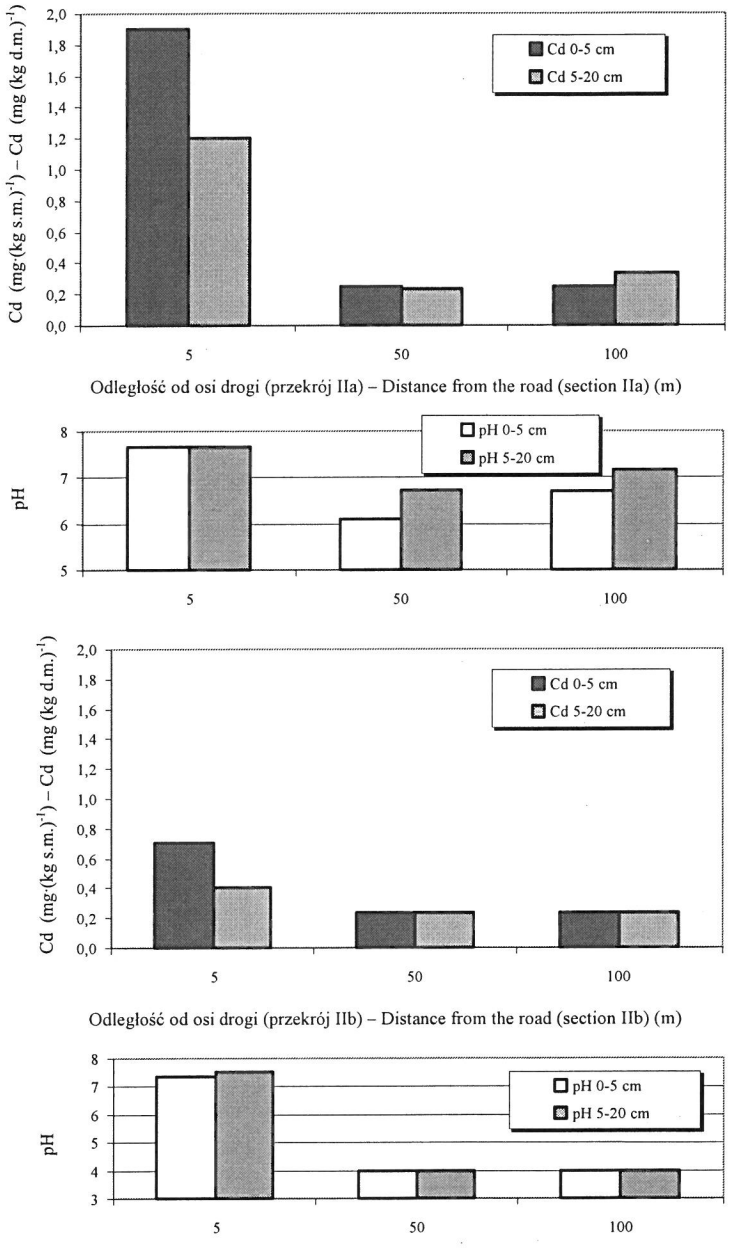
Rys. 58. Zawartość cynku i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 58. Zinc content and pH value in the sections Ia and Ib



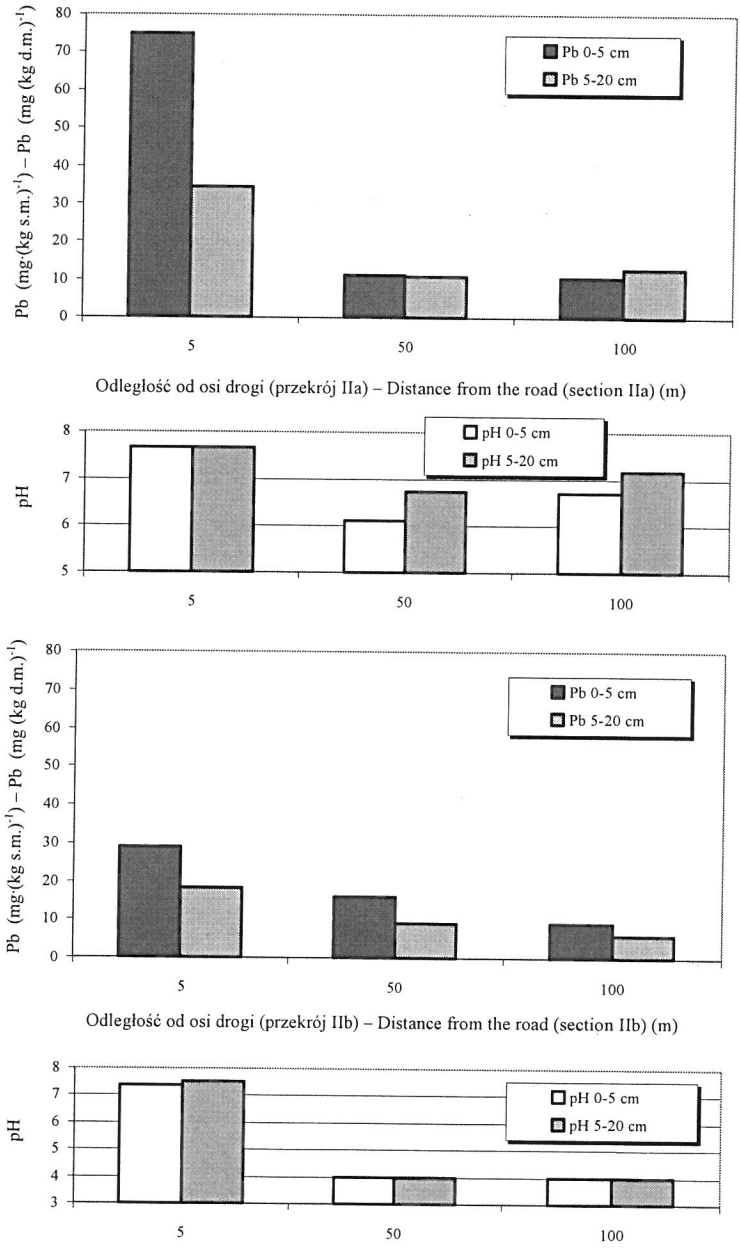
Rys. 59. Zawartość miedzi i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 59. Copper content and pH value in the sections Ia and Ib



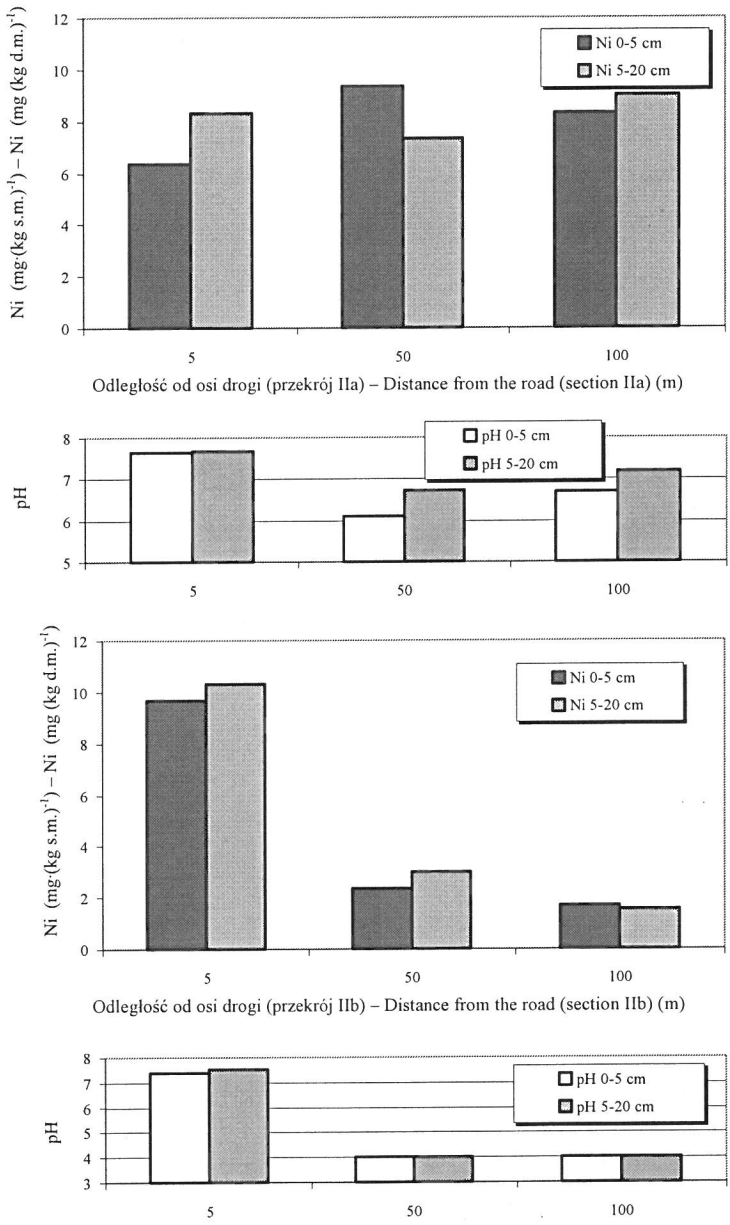
Rys. 60. Zawartość żelaza i wartość pH w przekroju Ia i Ib
Fig. 60. Iron content and pH value in the sections Ia and Ib



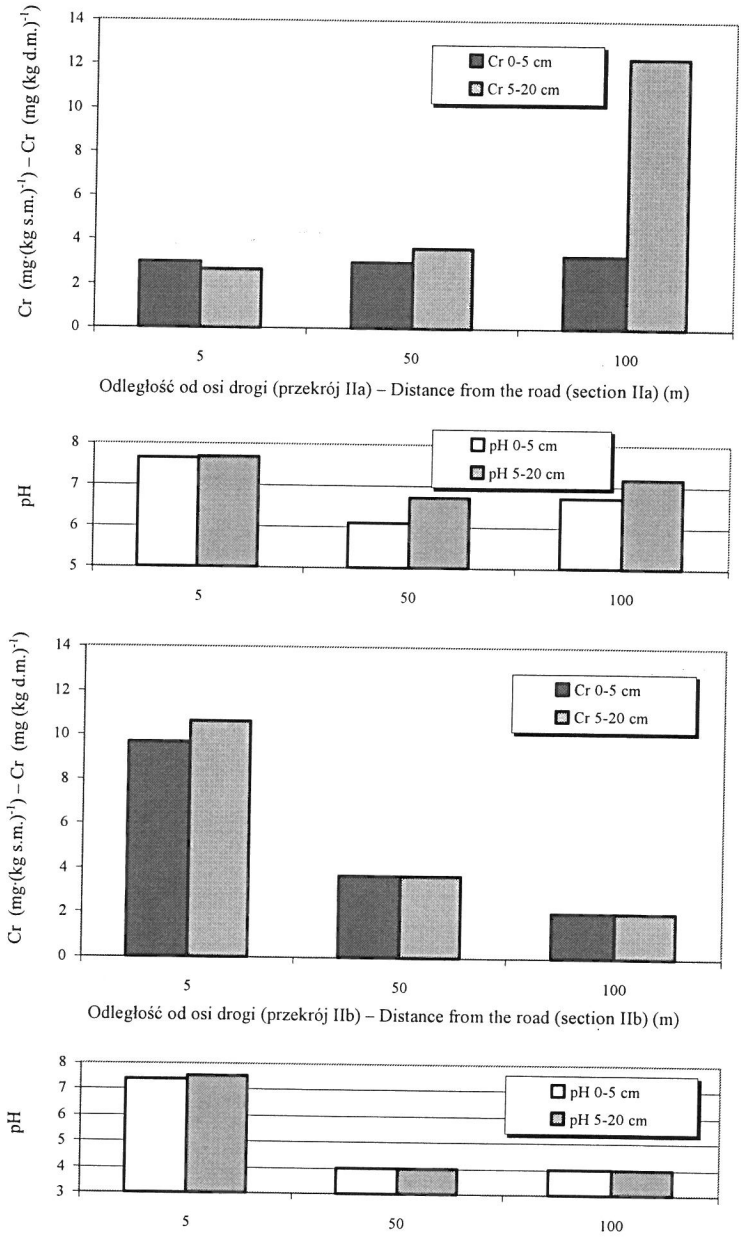
Rys. 61. Zawartość kadmu i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 61. Cadmium content and pH value in the sections IIa and IIb



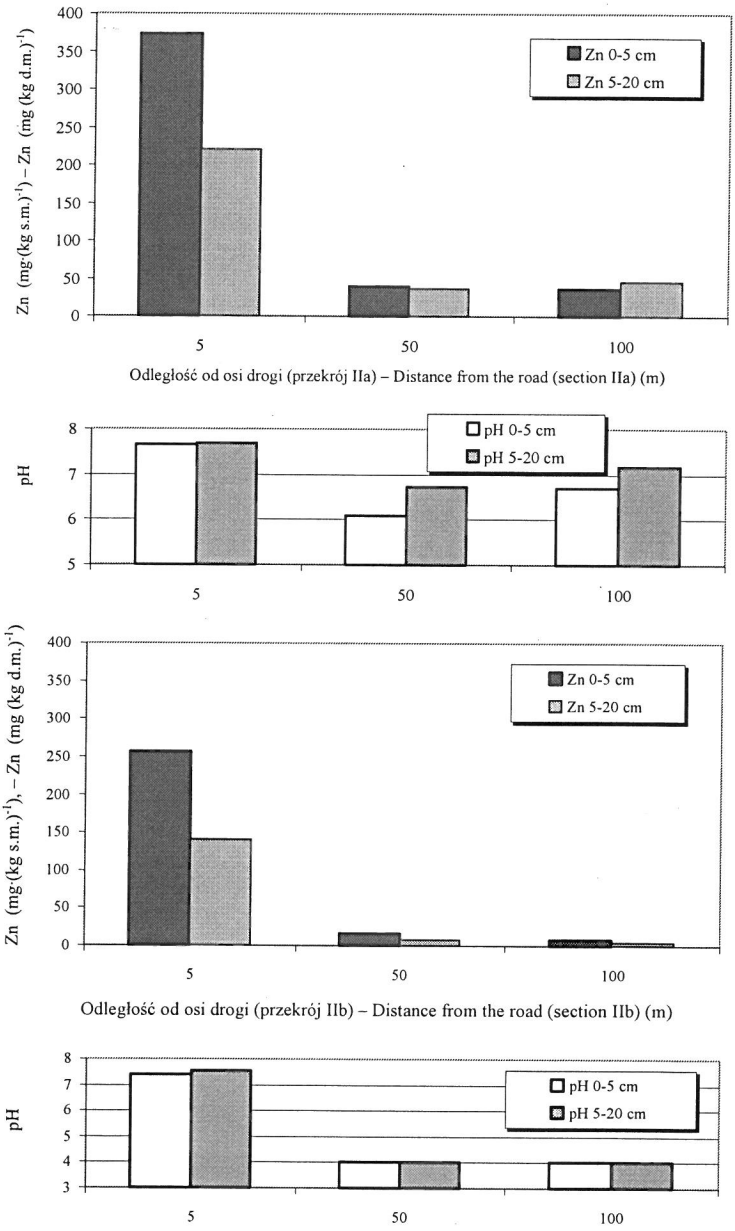
Rys. 62. Zawartość ołowiu i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 62. Lead content and pH value in the sections IIa and IIb



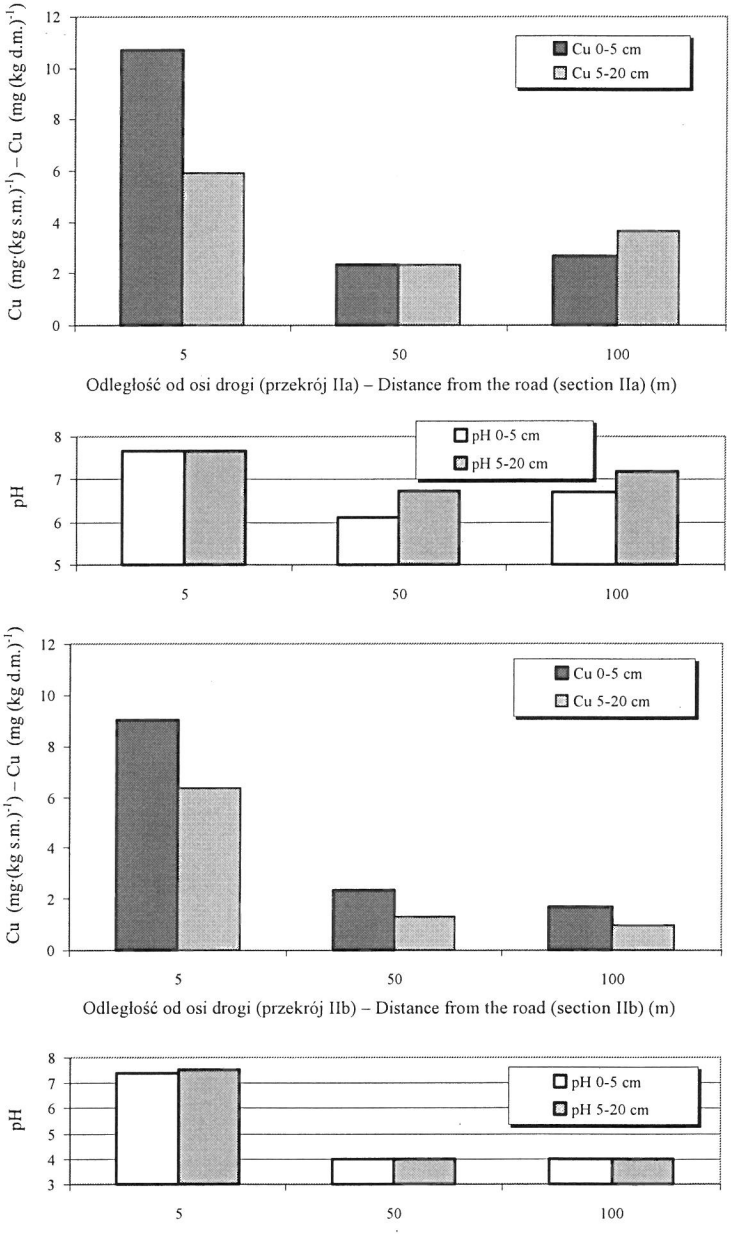
Rys. 63. Zawartość niklu i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 63. Nickel content and pH value in the sections IIa and IIb



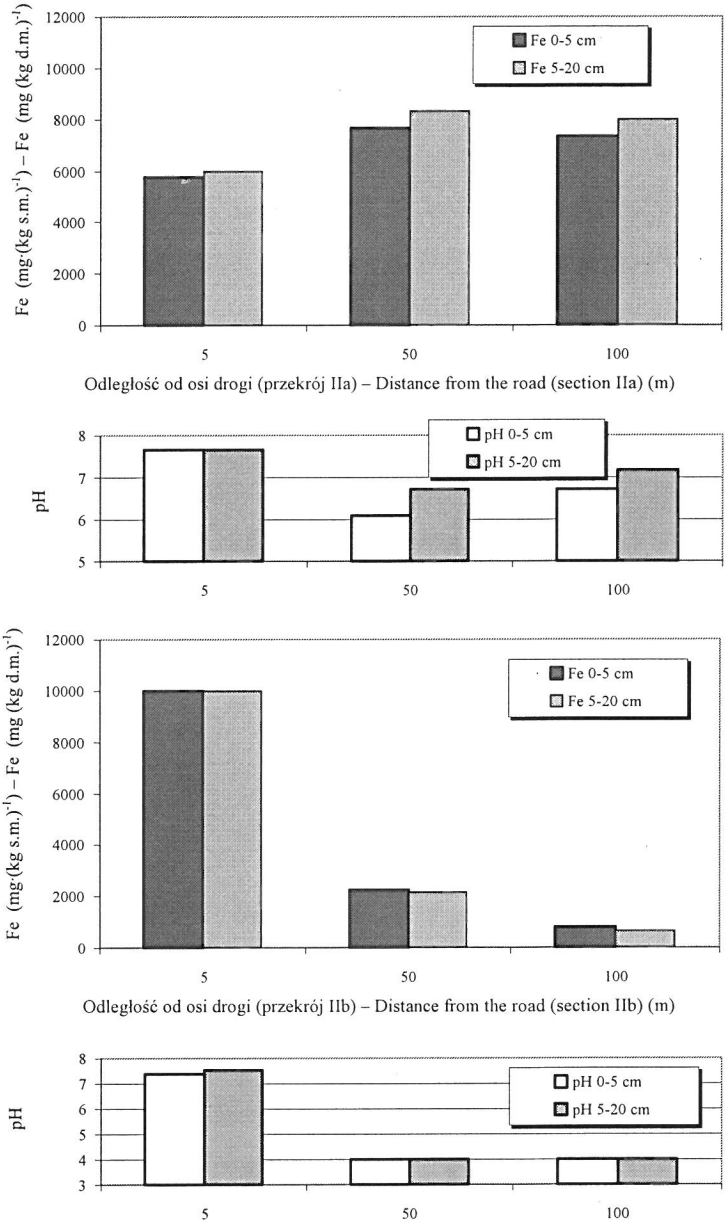
Rys. 64. Zawartość chromu i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 64. Chromium content and pH value in the sections IIa and IIb



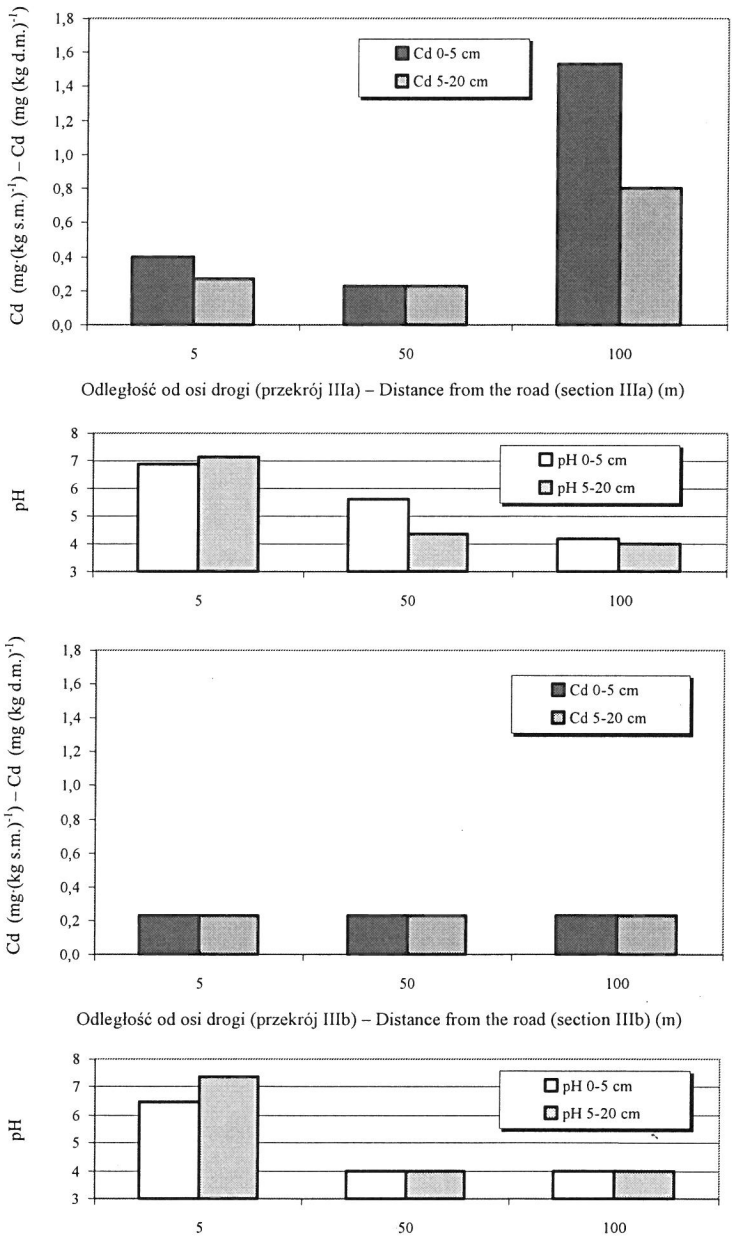
Rys. 65. Zawartość cynku i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 65. Zinc content and pH value in the sections IIa and IIb



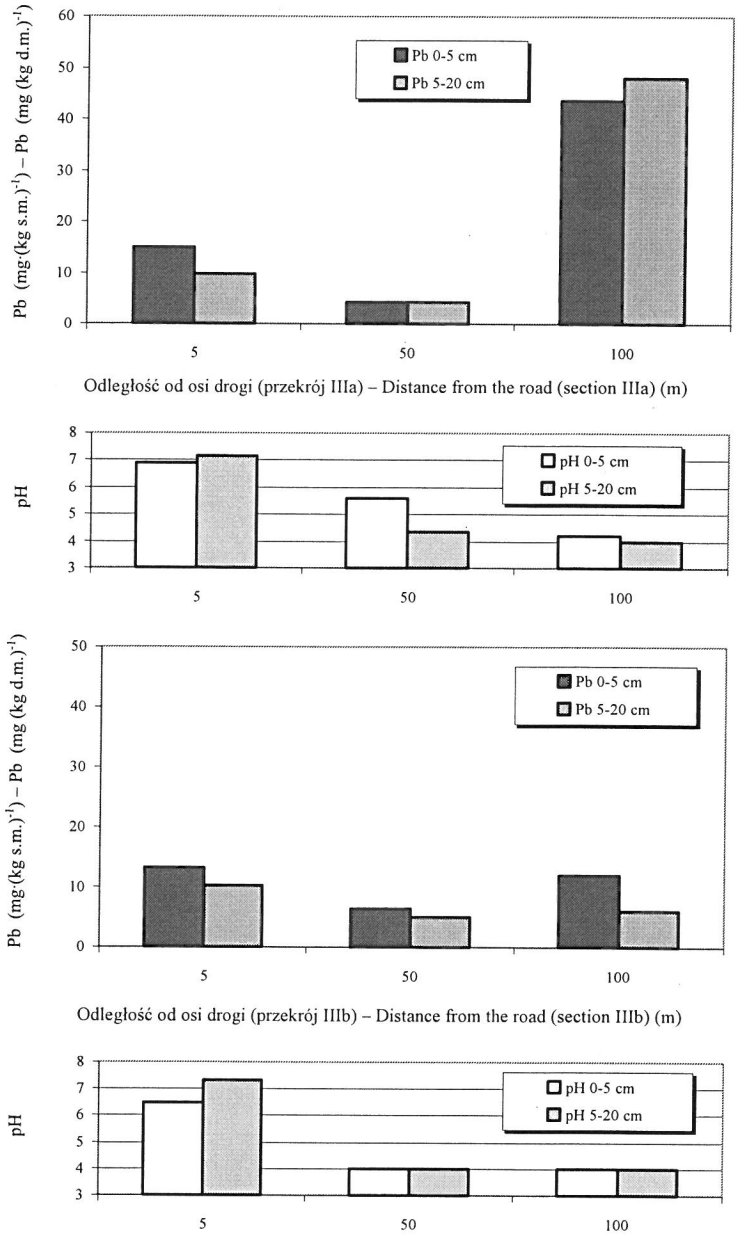
Rys. 66. Zawartość miedzi i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 66. Copper content and pH value in the sections IIa and IIb



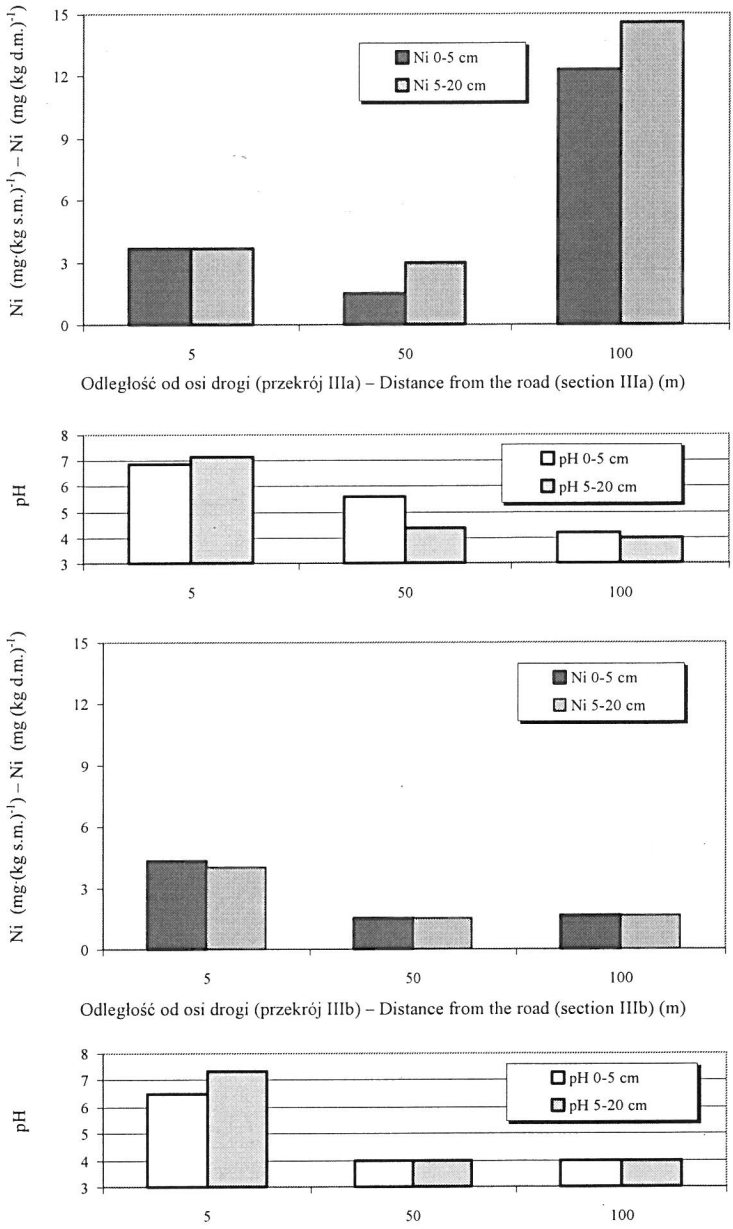
Rys. 67. Zawartość żelaza i wartość pH w przekroju IIa i IIb
Fig. 67. Iron content and pH value in the sections IIa and IIb



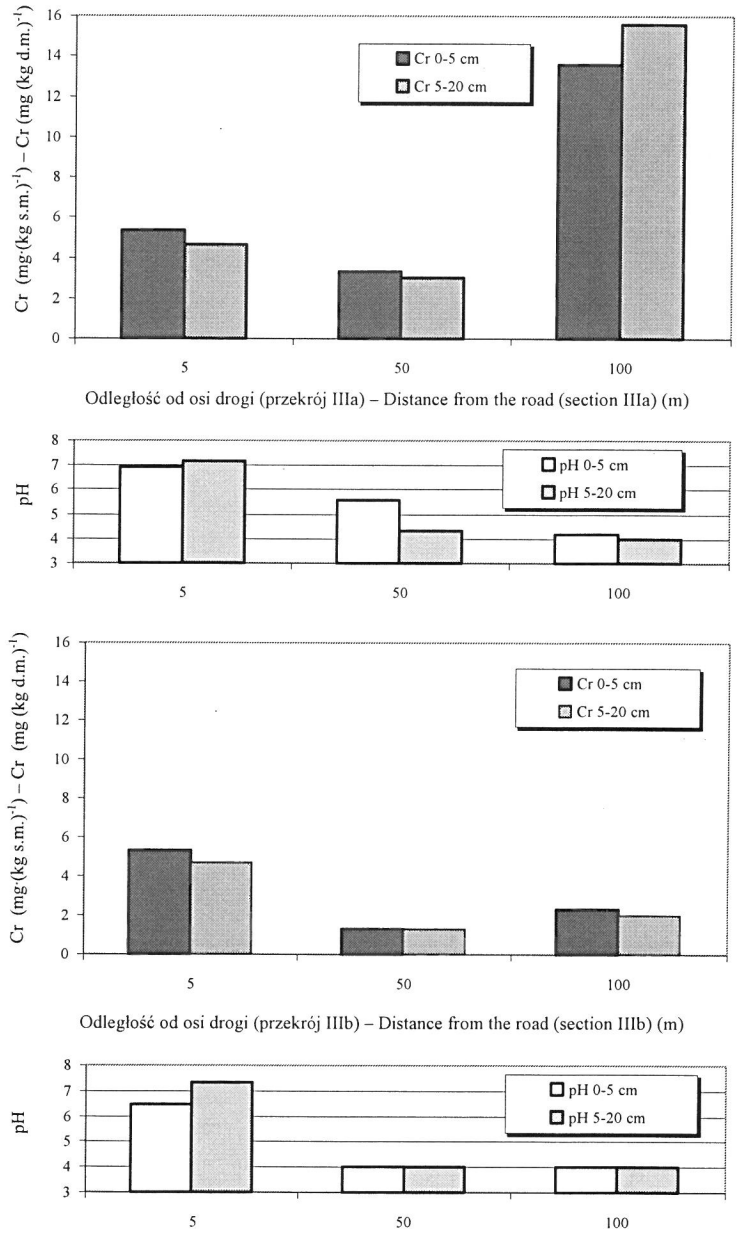
Rys. 68. Zawartość kadmu i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 68. Cadmium content and pH value in the sections IIIa and IIIb



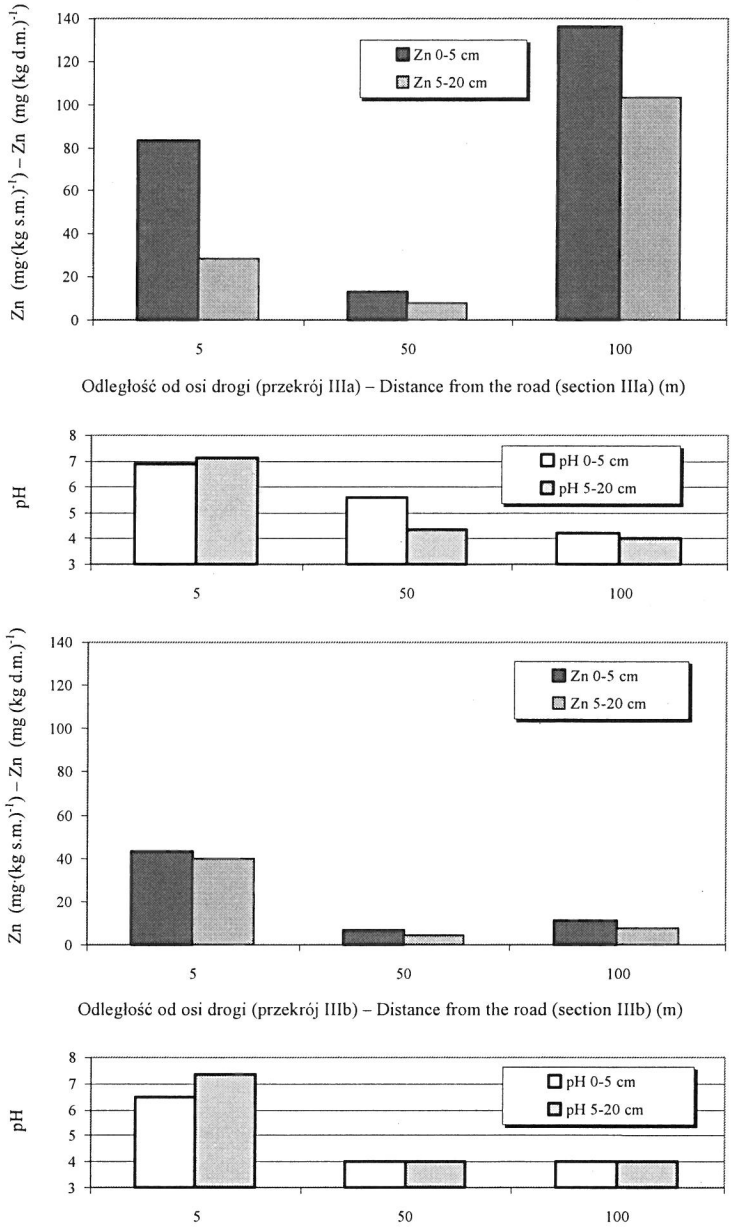
Rys. 69. Zawartość ołowiu i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 69. Lead content and pH value in the sections IIIa and IIIb



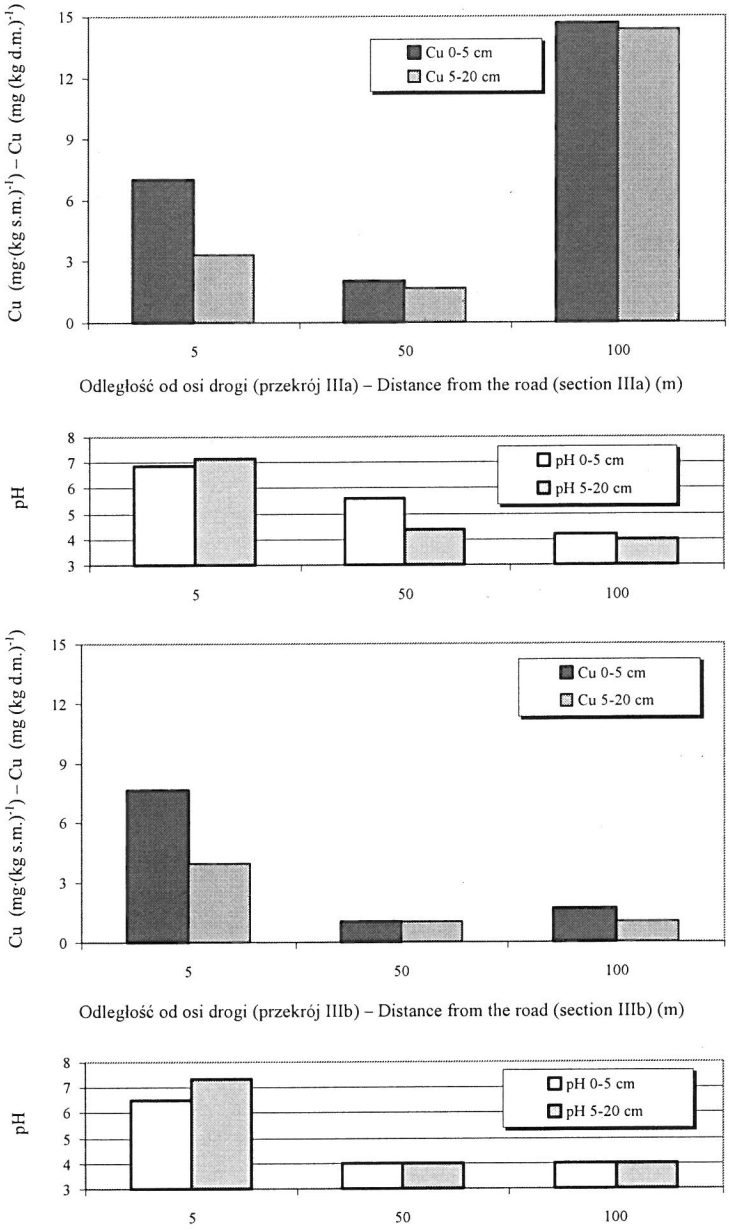
Rys. 70. Zawartość niklu i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 70. Nickel content and pH value in the sections IIIa and IIIb



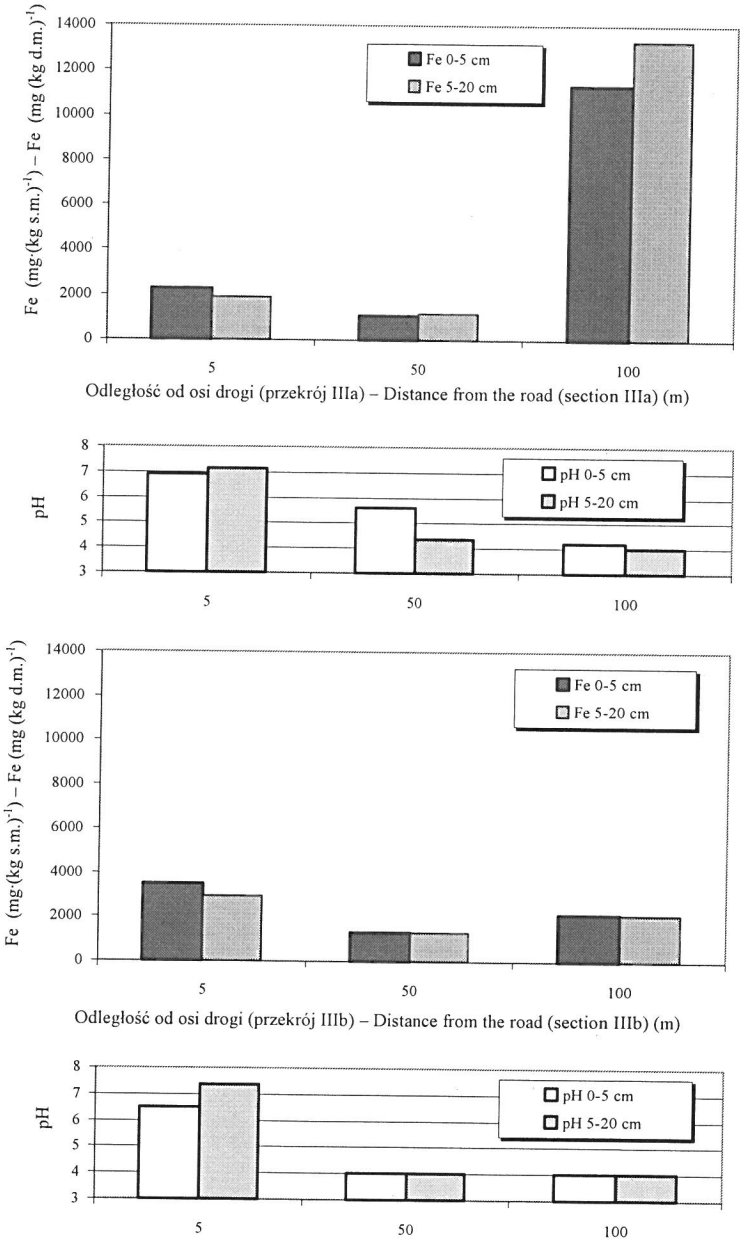
Rys. 71. Zawartość chromu i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 71. Chromium content and pH value in the sections IIIa and IIIb



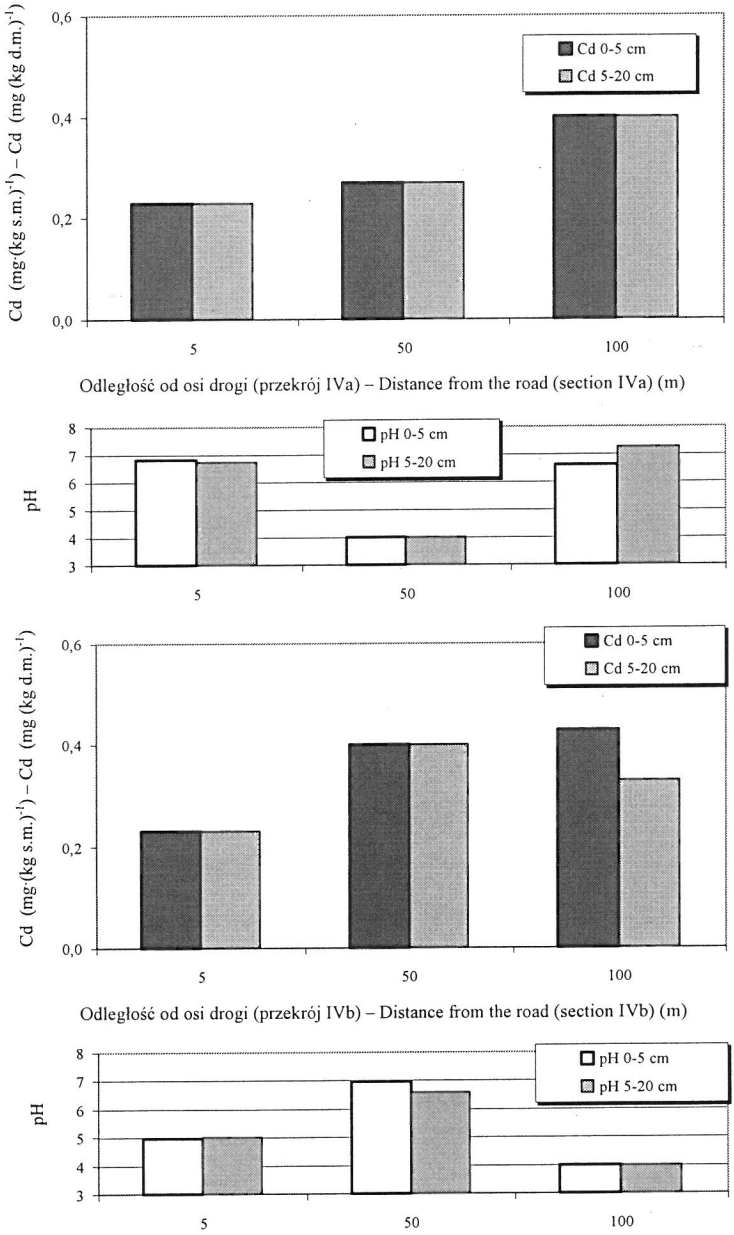
Rys. 72. Zawartość cynku i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 72. Zinc content and pH value in the sections IIIa and IIIb



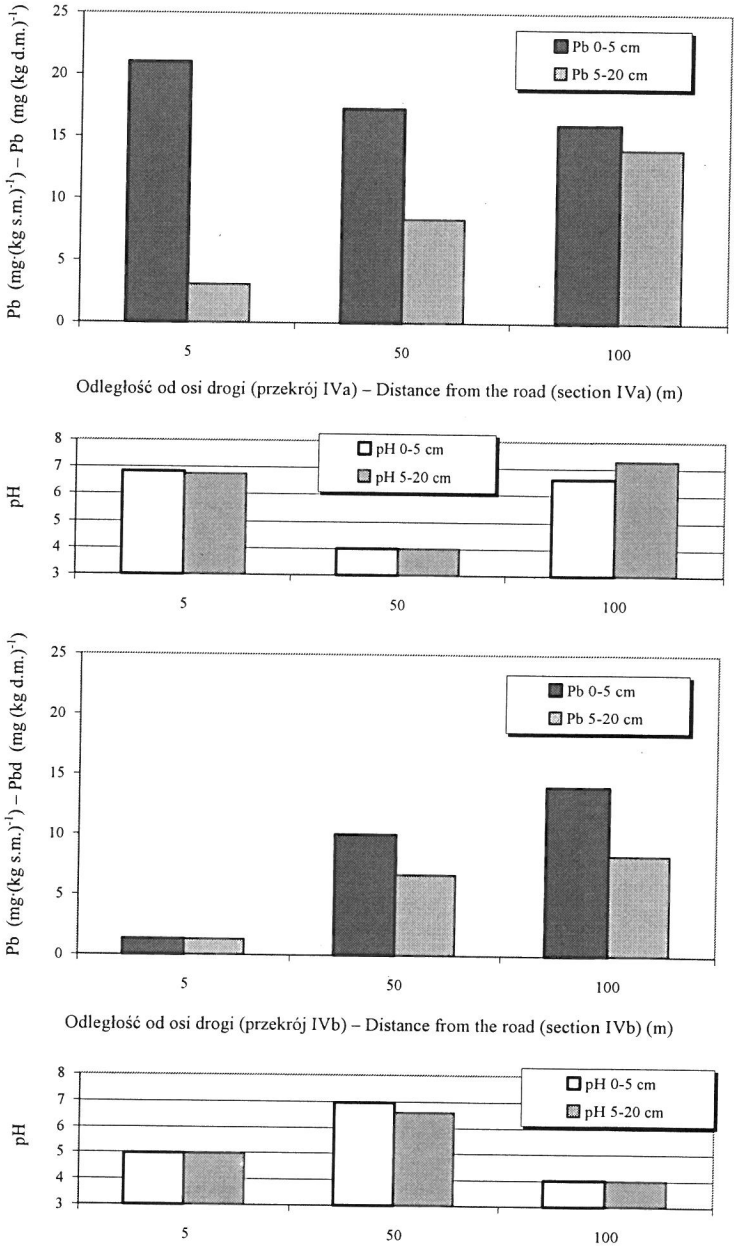
Rys. 73. Zawartość miedzi i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 73. Copper content and pH value in the sections IIIa and IIIb



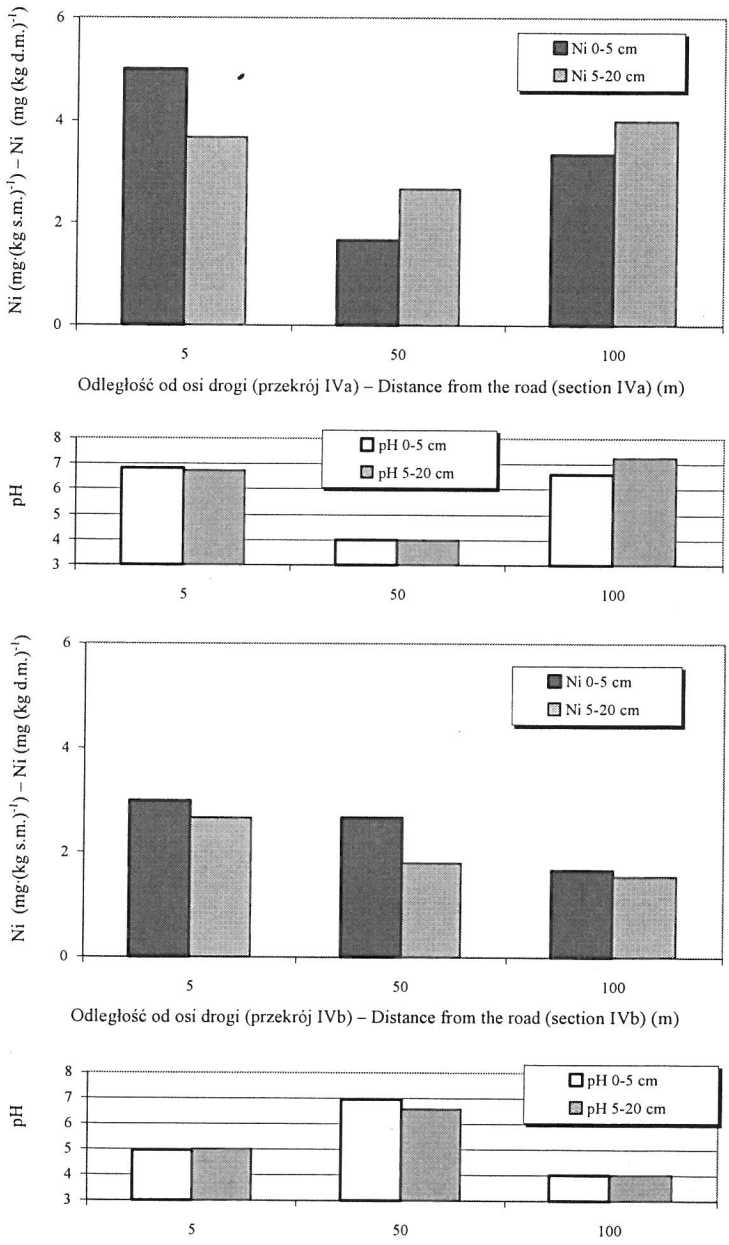
Rys. 74. Zawartość żelaza i wartość pH w przekroju IIIa i IIIb
Fig. 74. Iron content and pH value in the sections IIIa and IIIb



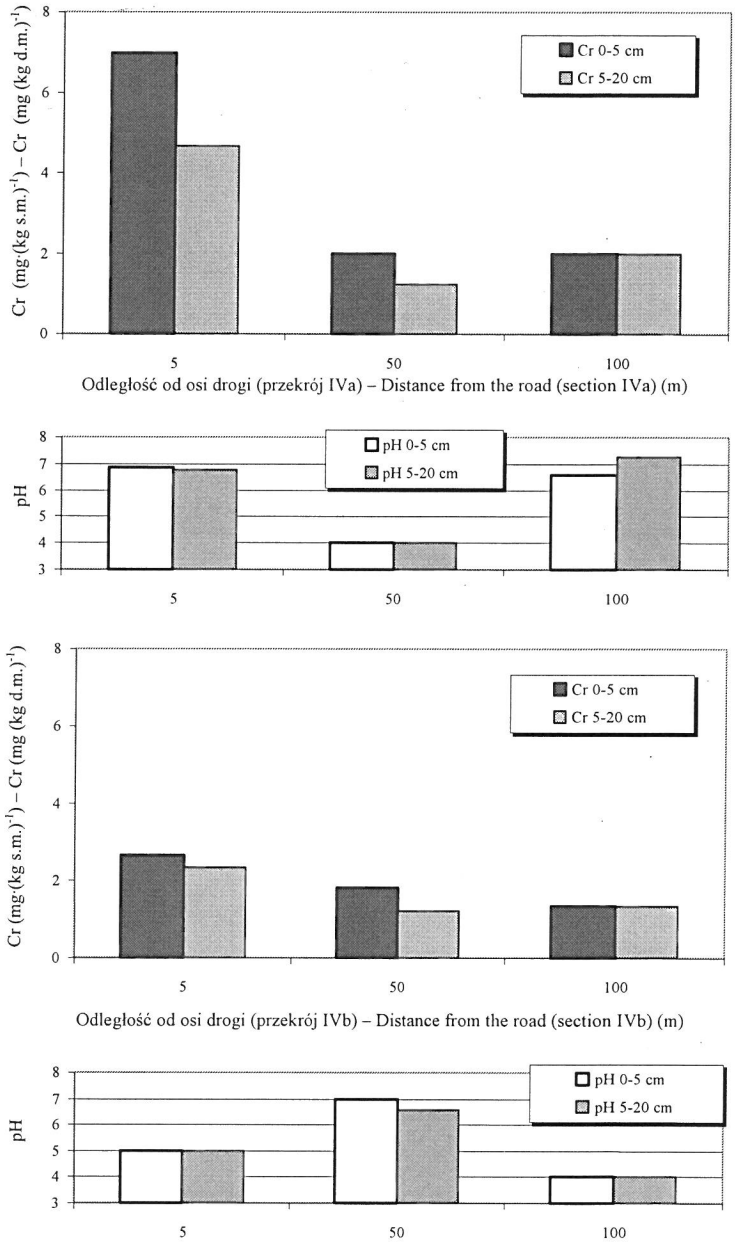
Rys. 75. Zawartość kadmu i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 75. Cadmium content and pH value in the sections IVa and IVb



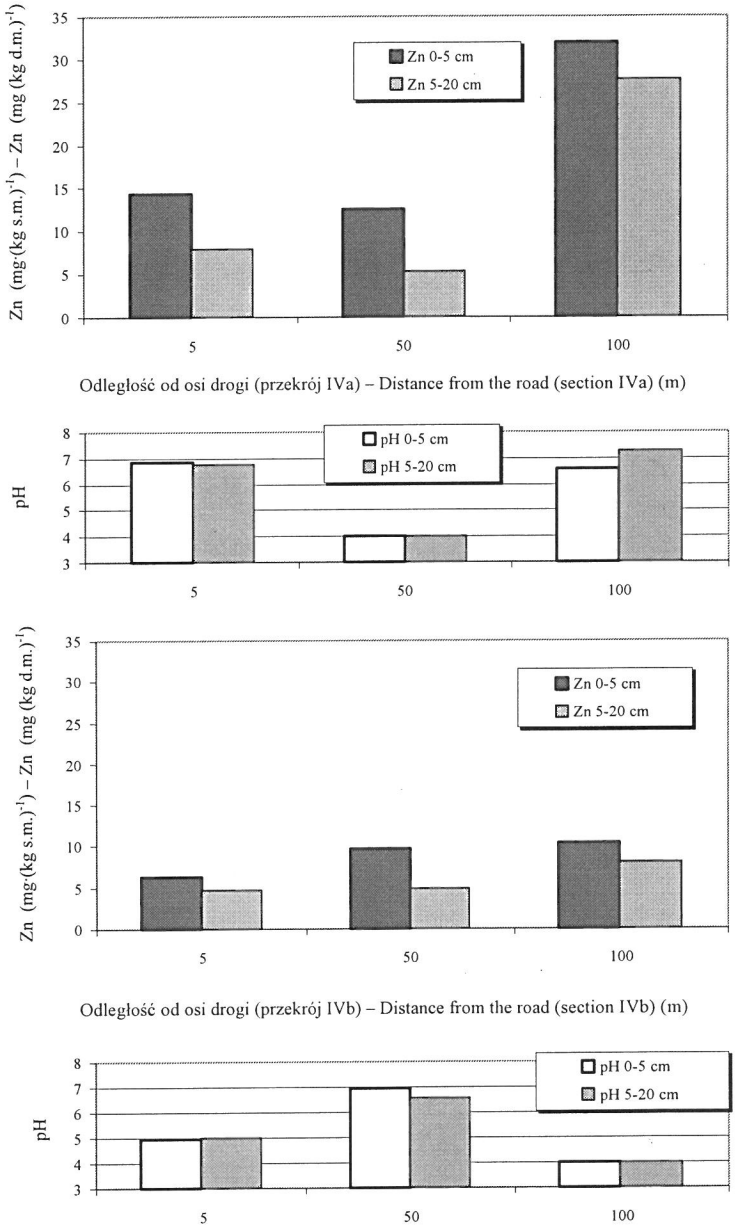
Rys. 76. Zawartość ołowiu i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 76. Lead content and pH value in the sections IVa and IVb



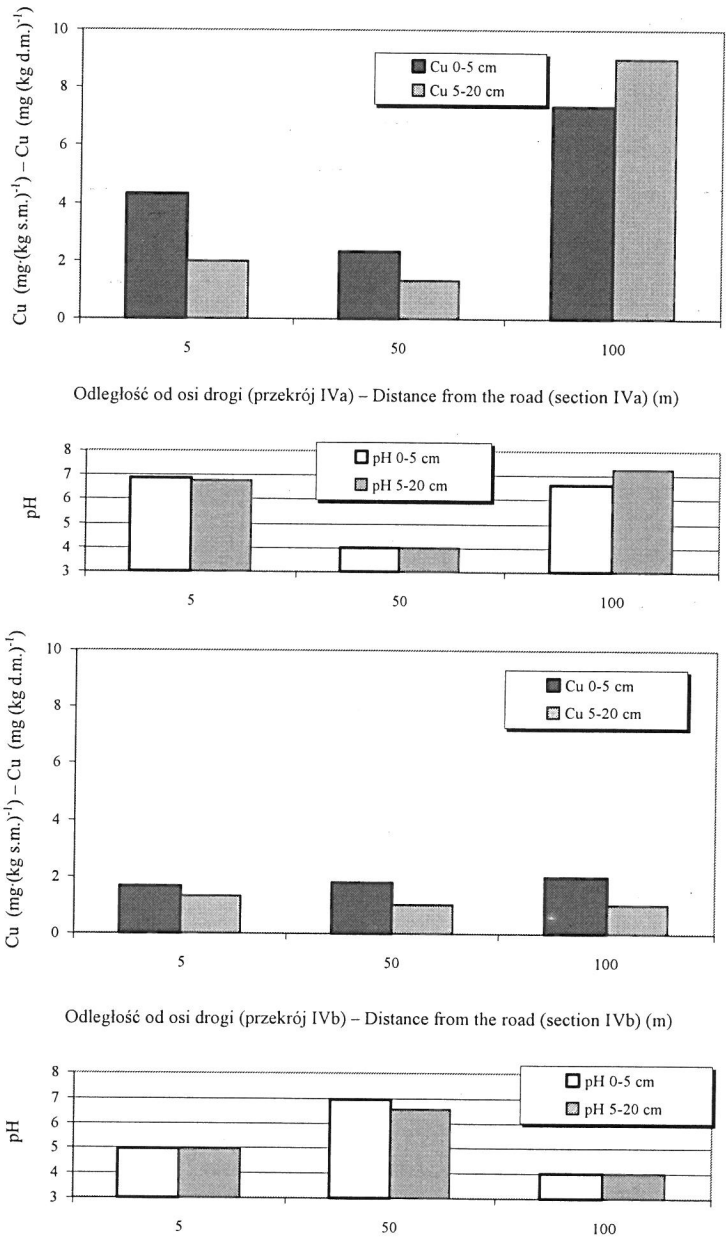
Rys. 77. Zawartość niklu i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 77. Nickel content and pH value in the sections IVa and IVb



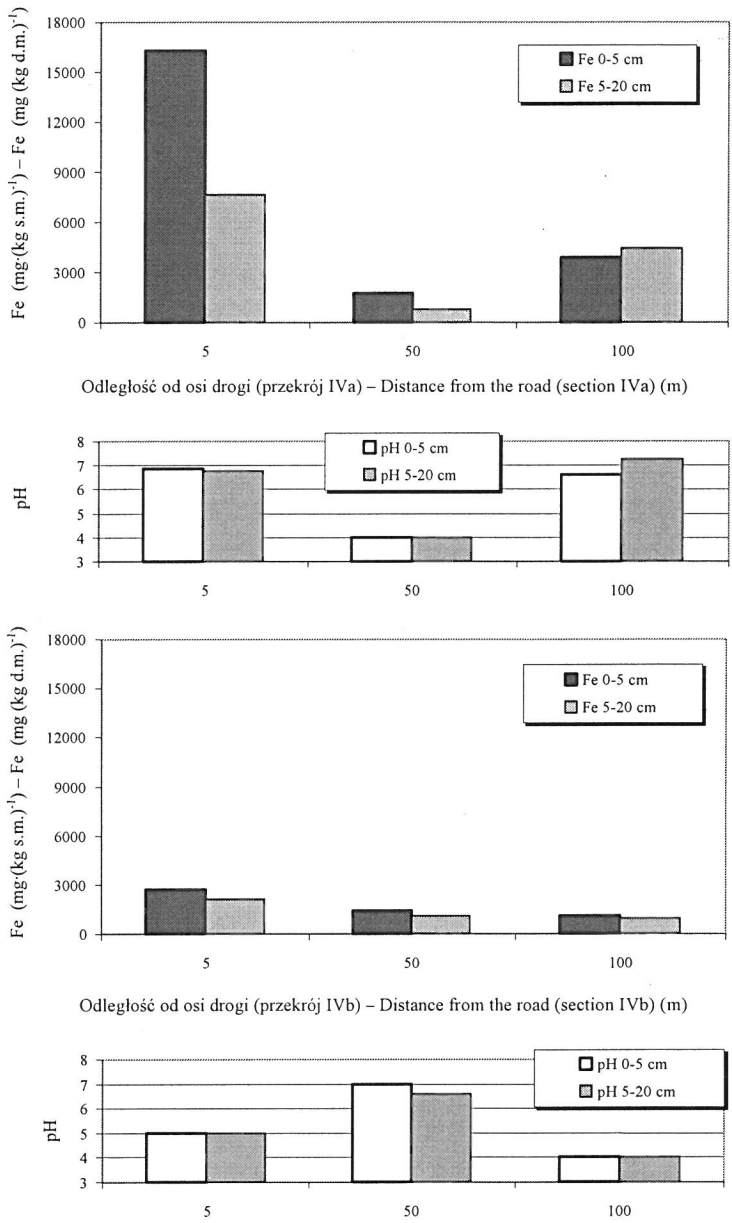
Rys. 78. Zawartość chromu i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 78. Chromium content and pH value in the sections IVa and IVb



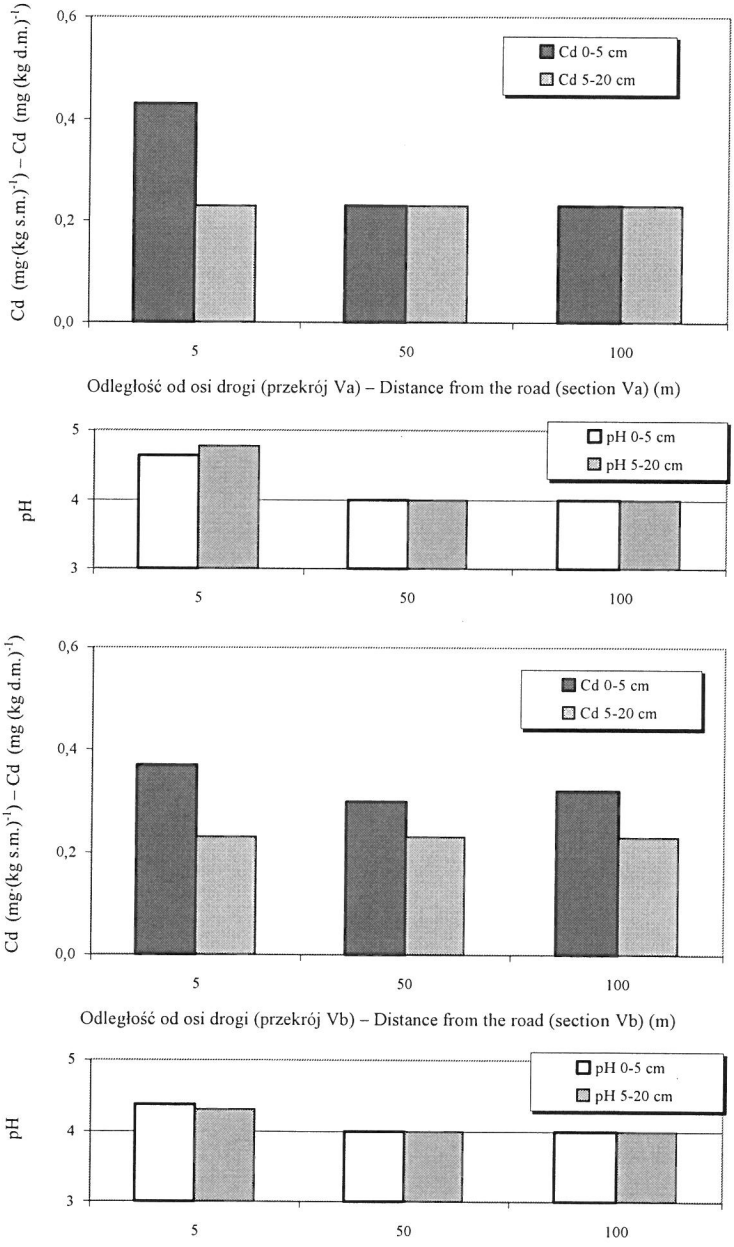
Rys. 79. Zawartość cynku i wartość pH w przekroju IVa i Ivb
Fig. 79. Zinc content and pH value in the sections IVa and IVb



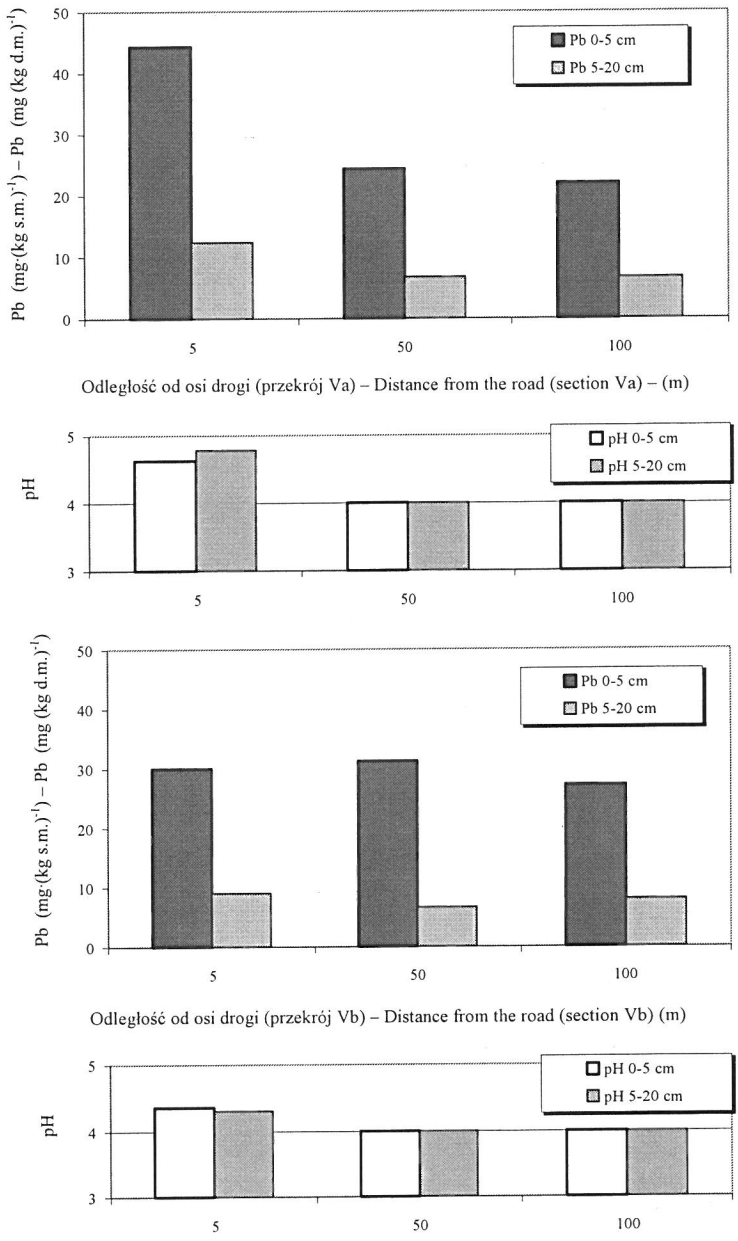
Rys. 80. Zawartość miedzi i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 80. Copper content and pH value in the sections IVa and IVb



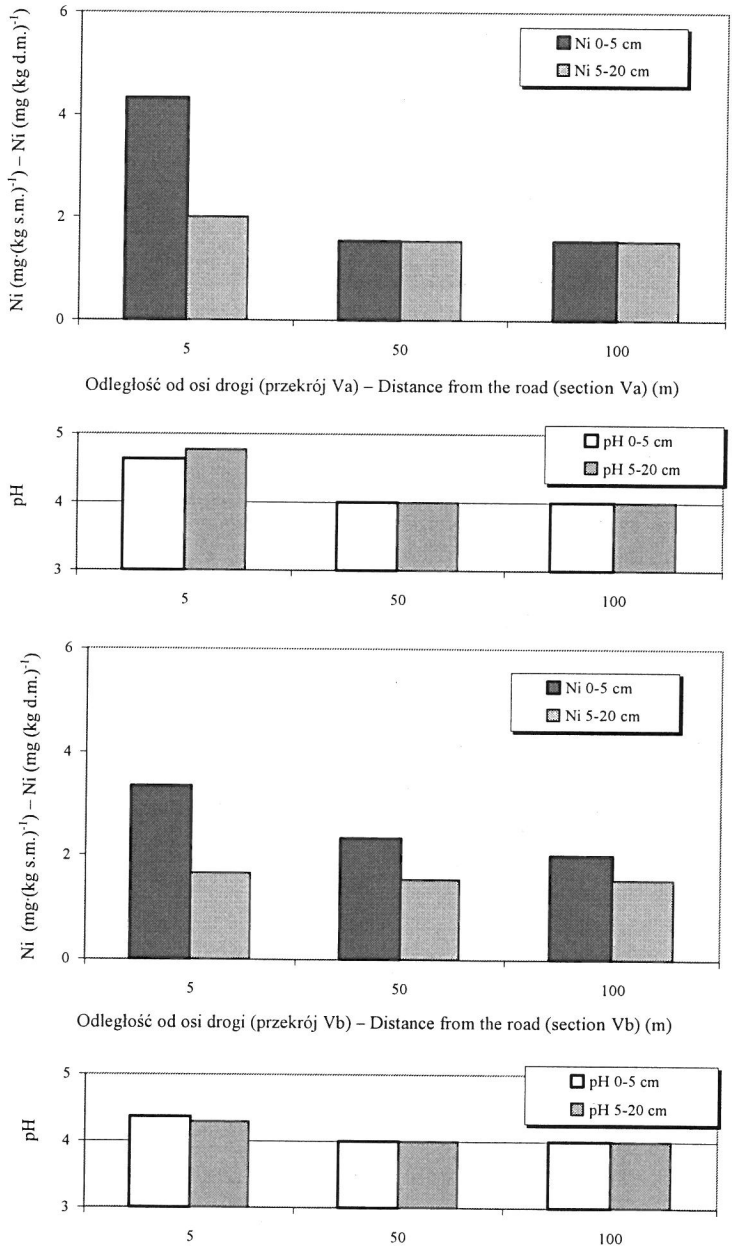
Rys. 81. Zawartość żelaza i wartość pH w przekroju IVa i IVb
Fig. 81. Iron content and pH value in the sections IVa and IVb



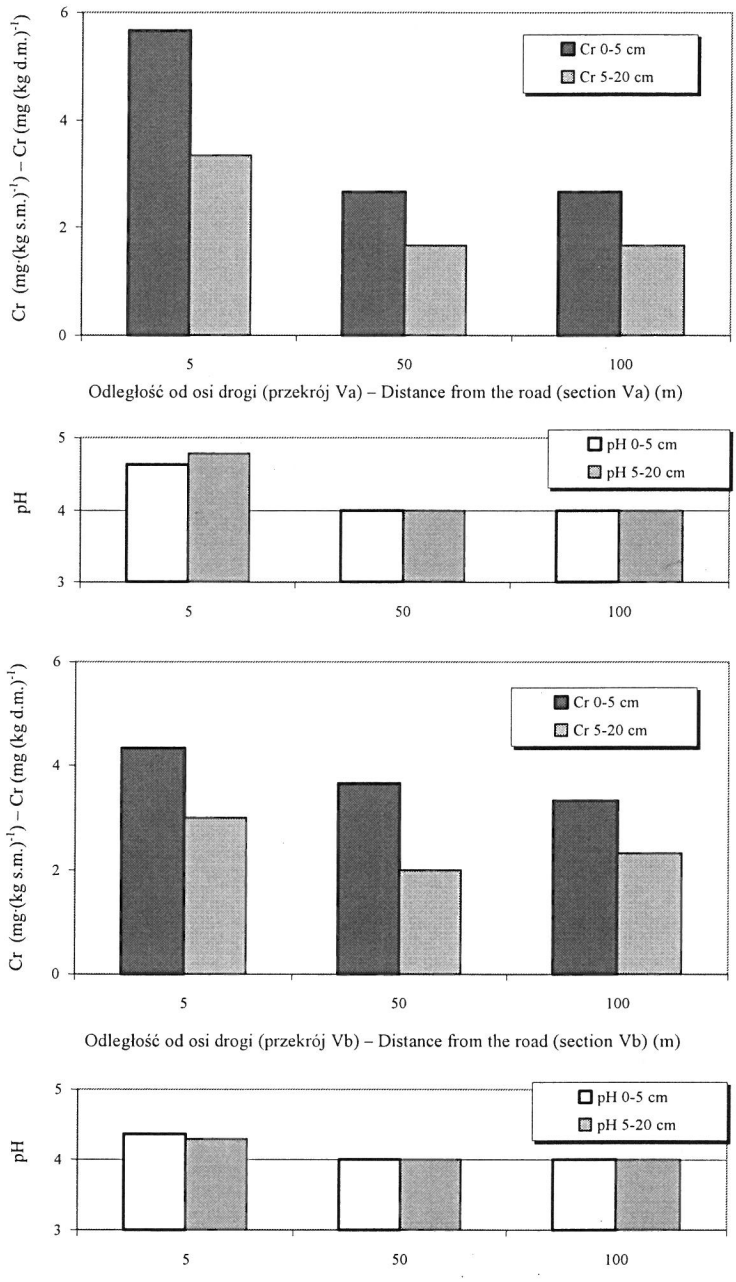
Rys. 82. Zawartość kadmu i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 82. Cadmium content and pH value in the sections Va and Vb



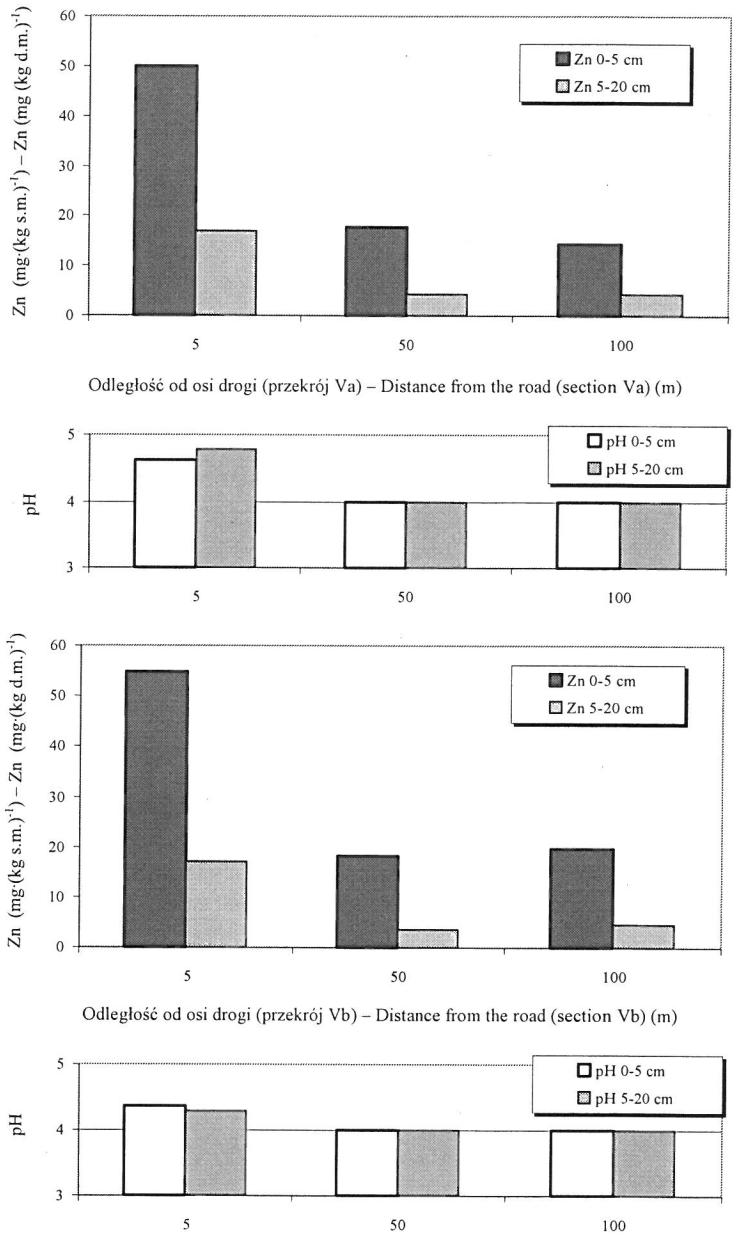
Rys. 83. Zawartość ołowiu i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 83. Lead content and pH value in the sections Va and Vb



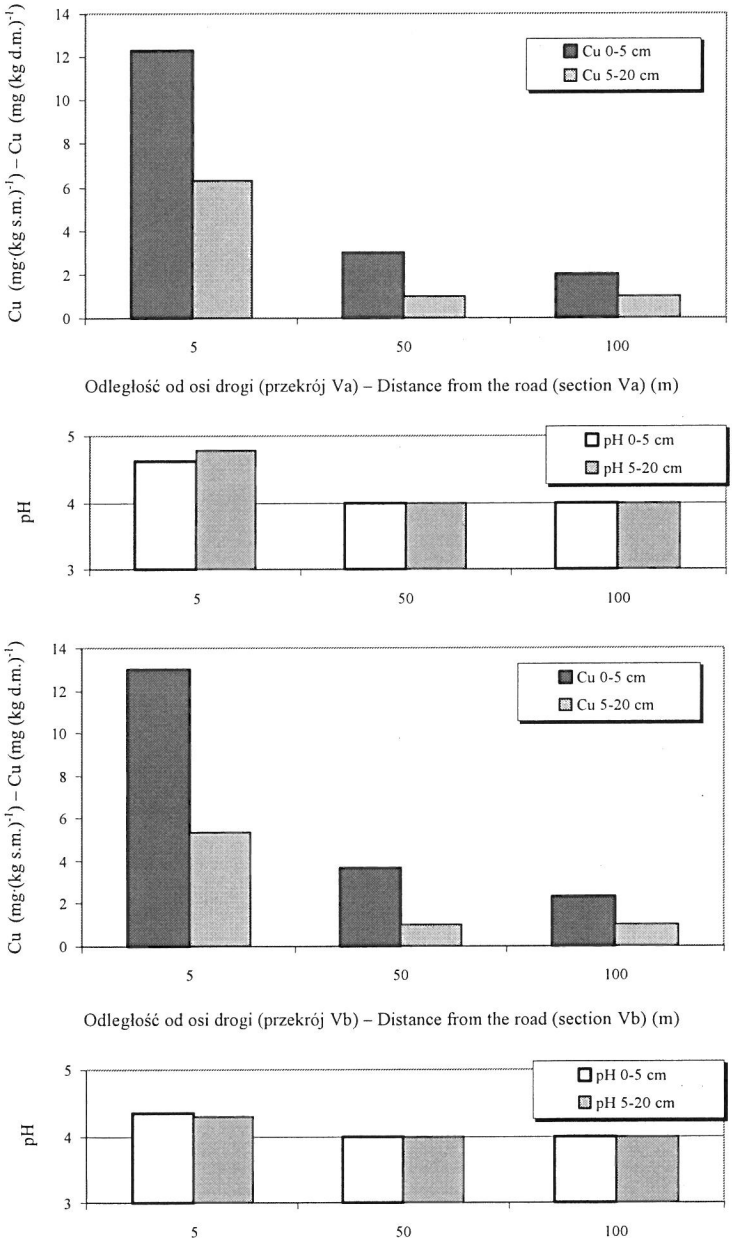
Rys. 84. Zawartość niklu i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 84. Nickel content and pH value in the sections Va and Vb



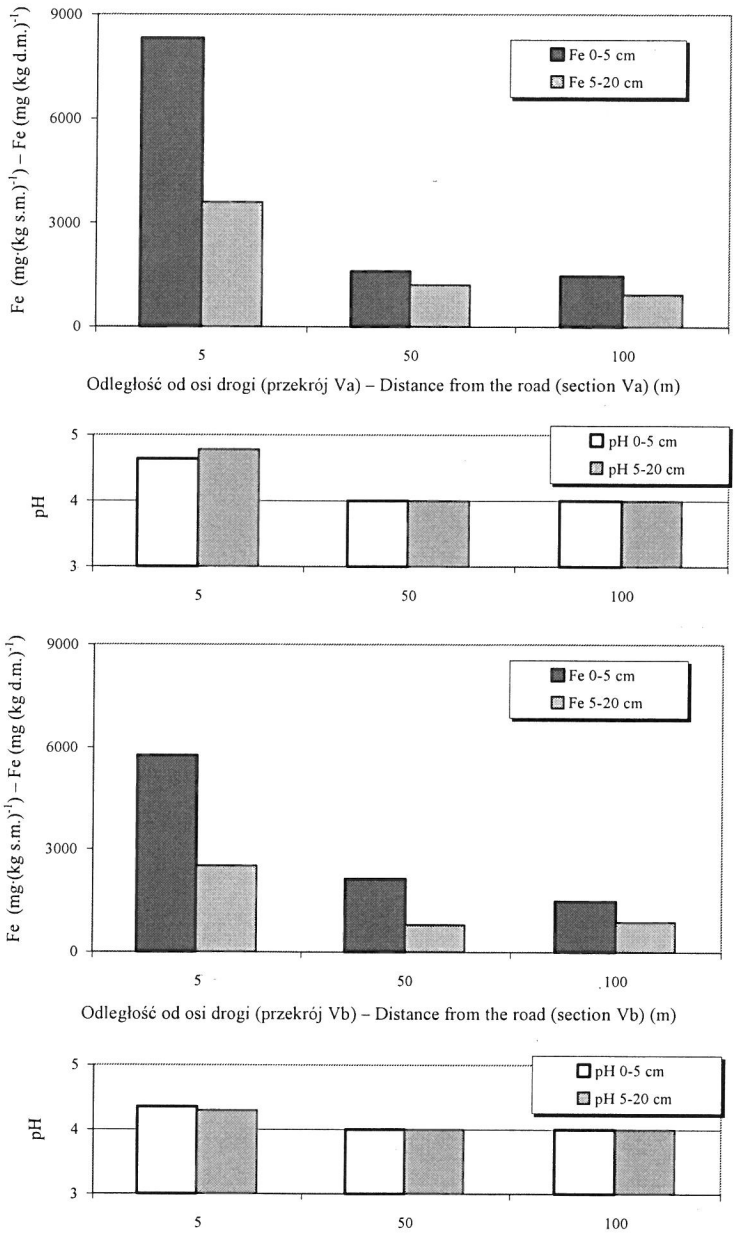
Rys. 85. Zawartość chromu i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 85. Chromium content and pH value in the sections Va and Vb



Rys. 86. Zawartość cynku i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 86. Zinc content and pH value in the sections Va and Vb



Rys. 87. Zawartość miedzi i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 87. Copper content and pH value in the sections Va and Vb



Rys. 88. Zawartość żelaza i wartość pH w przekroju Va i Vb
Fig. 88. Iron content and pH value in the sections Va and Vb

4.4. Imisja zanieczyszczenia powietrza

Do pomiarów imisji zanieczyszczeń powietrza wykorzystano mobilne laboratorium, będące własnością Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska, które od 1997 roku posiada akredytację (rys. 89).

Rys. 89. Pomiar zanieczyszczenia powietrza laboratorium mobilnym
Fig. 89. Air pollution measurement with a mobile laboratory

Mobilne laboratorium na podwoziu samochodu Mercedes 814D wyposażone jest w następujące układy:

- wewnętrzną przestrzeń operacyjną w skład której wchodzi kabina operacyjna wyposażona w pulpit roboczy i szafki laboratoryjne,
- klimatyzację i izolację cieplną – która zapewnia właściwe warunki pracy analizatorów i obsługi nawet w ekstremalnych warunkach klimatycznych otoczenia,
- autonomiczny i bezprzewodowy układ zasilania w energię elektryczną – gwarantujący ciągłość pracy w wypadku awarii sieci oraz sześciogodzinną rezerwę zasilania podczas realizacji pomiarów w terenie, opcjonalnie do laboratorium można podłączyć agregat prądotwórczy – wykorzystywany podczas dłuższej pracy w terenie,

- układ poboru próbek – składający się z czerpni powietrza o regulowanej (w zakresie od 0,5 do 2,5 m) wysokości poboru próbki oraz urządzeń przygotowujących próbkę dla poszczególnych analizatorów,
- zestaw analizatorów do pomiarów imisji firm: Environnement, SEA i MLU wraz z generatorem powietrza zerowego,
- system kalibracji analizatorów – składający się z kalibratora MMC 2000 i zestawu butli z gazami kalibracyjnymi,
- zestaw czujników meteo – zainstalowanych na maszcie.

Analizatory zainstalowane w mobilnym laboratorium, są wyposażone (w większości) w optyczne metody pomiaru charakteryzujące się dużą rozdzielczością i niskim progiem wykrywalności. Są to analizatory:

- ditlenku siarki – działający w zakresie 0,001-10 $mg \cdot m^{-3}$ z rozdzielczością 0,001 $mg \cdot m^{-3}$; analizator działa w oparciu o zasadę detekcji fluorescencji w zakresie ultra fioletu; próbka analizowanego powietrza (uwolniona od związków węglowodorowych) przesyłana jest do komory reakcyjnej, gdzie oświetlona jest promieniowaniem UV; fluorescencja badanej próbki jest wykrywana i mierzona przy pomocy fotopowielacza;
- tlenku węgla – mierzący w zakresie (0,1-10 $mg \cdot m^{-3}$ z rozdzielczością 0,1 $mg \cdot m^{-3}$; pomiar jest realizowany w oparciu o zasadę detekcji absorpcji promieniowania podczerwonego po przejściu przez filtr korekcyjny; próbka analizowanego powietrza podawana jest do komory pomiarowej, która oświetlona jest promieniowaniem IR przechodzącym przez wirującą tarczę korelacyjną składającą się z trzech sektorów: pierwszy sektor nieprzezroczysty, drugi sektor otwarty, trzeci sektor zawierający komorę wypełnioną gazem CO; w wyniku tego na detektorze IR uzyskiwane są następujące sygnały: sygnał zera, sygnał pomiarowy oraz sygnał odniesienia odpowiadający przejściu promieniowania podczerwonego przez komorę wypełnioną w 100% gazem CO;
- tlenków azotu z podziałem na tlenek azotu i ditlenek azotu – mierzący w zakresie 0,001-10 $mg \cdot m^{-3}$ z rozdzielczością 0,001 $mg \cdot m^{-3}$; stężenie analizowanych gazów określane jest w oparciu o zasadę chemoluminescencji tlenku azotu (NO) w obecności silnie utleniających cząsteczek ozonu; komora reakcyjna oddzielona jest od detektora przez filtr optyczny, który przepuszcza tylko promieniowanie o długości fali większej od 610 nanometra; próbka powietrza, pobierana przez pompę umieszczoną na końcu obwodu kierowana jest z jednej strony poprzez piec konwersyjny do komory NO_x a z drugiej strony bezpośrednio do komory NO; w celu wykorzystania chemoluminescencji także do pomiaru NO_2, zostaje on uprzed-

nio przetworzony (w reakcji redukcji) w piecu molibdenowym do postaci NO; promieniowanie emitowane w komorze NO_x jest zatem proporcjonalne do NO + NO_2 (zredukowanego do NO);

- pyłu zawieszonego – w zakresie 0,001-10 $mg \cdot m^{-3}$; stężenie pyłu w powietrzu określa się na podstawie ilości pyłu zebranego na filtrze w aspiratorze gazu.

Uzupełnieniem pomiarów imisyjnych jest zestaw czujników meteorologicznych pozwalających na jednoczesny pomiar: temperatury (°C), ciśnienia atmosferycznego (hPa), kierunku i prędkości wiatru (deg, $m \cdot s^{-1}$), nasłonecznienia ($W \cdot m^{-2}$), wilgotności względnej (%), opadu deszczu ($mm \cdot m^{-2}$).

Zbieranie danych pomiarowych odbywa się przy pomocy wyspecjalizowanego programu komputerowego. Laboratorium może być podczas pomiarów imisji zasilane z baterii akumulatorów lub agregatu prądotwórczego, co uniezależnia miejsce pomiaru od możliwości podłączenia do sieci energetycznej.

Pobór powietrza przy pomiarze imisji realizowany jest poprzez ruchomą czerpnię powietrza, którą można ustawić do 20 metrów od samochodu-laboratorium. Wysokość poboru próbki powietrza regulowana jest w zakresie od 0,5 m do 2,5 m. Odczyt stężeń dla poszczególnych mierzonych składników gazów możliwy jest zarówno na ekranie komputera jak i na analizatorach. Dane zbierane są w pamięci komputera i po określonym przez użytkownika okresie – uśredniane i zapisywane na dysku komputerowym w postaci pliku. Dla pełnego udokumentowania pomiarów, mobilne laboratorium wyposażone jest w system określania współrzędnych geograficznych – GPS.

Przedmiotem badań była zawartość w powietrzu zanieczyszczeń takich jak CO, SO_x, NO_x, PM10.

Obiektem badań było powietrze znajdujące się w trzech punktach pomiarowych przy szlakach komunikacyjnych. Czerpnia powietrza umieszczona była 7,5 m od osi szlaków komunikacyjnych i 1,5 m nad ich poziomem.

Laboratorium mobilne automatycznie pobiera próbki powietrza i uśrednia wyniki w czasie, zapisując je w pamięci komputera.

Przedstawione wyniki pomiarów imisji w tabeli 16, wskazują na niewielkie zanieczyszczenie powietrza przy drodze Zwierzyniec-Biłgoraj (D7) i torach Zwierzyniec-Biłgoraj (K1) w porównaniu do wybranych punktów pomiarowych na terenie miasta Lublina. Należy nadmienić, że stanowią one bez uśredniania w roku kalendarzowym (w przypadku ditlenku siarki i ditlenku azotu) niewielki procent stężeń dopuszczalnych.

Tabela 16. Imisja zanieczyszczeń w powietrzu przy najbardziej obciążonych ruchem ciągach komunikacyjnych w Roztoczańskim Parku Narodowym oraz dla porównania na terenie miasta Lublina
Table 16. Air pollution imission at the most traffic-loaded transport lines in the Roztocze National Reserve compared to the one in the area of the town of Lublin

Punkt pomiaru Measurement site	Średnie stężenia zanieczyszczeń dla jednogodzinnego okresu uśredniania Air pollution imission ($\mu g \cdot m^{-3}$)					
	NO_2	NO	NO_X	SO_2	CO	PM
D7	10	26	36	3	1463	5
K1	4	12	16	3	1569	6
Al. Warszawska	30	57	87	3	2171	125
Ogród Botaniczny przy Al. Warszawskiej	–	–	–	3	2272	61
Muzeum Wsi Lubelskiej przy Al. Warszawskiej	–	–	–	3	913	81

4.5. Szacowanie emisji zanieczyszczeń ze środków transportu

Na podstawie aplikacji szacującej emisję zanieczyszczeń ze środków transportowych obliczono wielkość emisji na terenie RPN oraz przeprowadzono symulację emisji dla prędkości 30 i 90 km/h w oparciu o rzeczywistą strukturę pojazdów poruszających się po ciągach komunikacyjnych Parku oraz rzeczywiste natężenie ruchu. Emisja drogowa w ($g \cdot km^{-1}$) została wyznaczona zgodnie z metodyką prof. Chłopka (2003) w zależności od średniej prędkości i typu pojazdu. Natomiast emisja roczna wyrażona w (kg/rok) obliczana jest następująco:

$$E_r = (E_d \cdot SGR \cdot L \cdot 365 \cdot 24)/1000 \quad (2)$$

gdzie: E_r – emisja roczna ($kg \cdot rok^{-1}$), E_d – emisja drogowa ($g \cdot km^{-1}$), SGR – średnie godzinowe natężenie ruchu ($poj. \cdot h^{-1}$), L – długość odcinka pomiarowego (km).

Charakterystyki emisji zanieczyszczeń zostały wyznaczone dla następujących średnich prędkości ruchu pojazdów zawierających się w przedziałach:

- 6-145 $km \cdot h^{-1}$ dla samochodów osobowych,
- 6-125 $km \cdot h^{-1}$ dla samochodów dostawczych,
- 6-102 $km \cdot h^{-1}$ dla autobusów dalekobieżnych,
- 6-100 $km \cdot h^{-1}$ dla samochodów ciężarowych,
- 19-123 $km \cdot h^{-1}$ dla motocykli.

Dla pojazdów samochodowych oszacowano ponadto emisję pyłu ogólnego ze zużycia opon, hamulców i drogi w oparciu o wskaźniki podane w tabeli 17.

W pracy dokonano oszacowania emisji tlenku węgla, tlenków azotu, ditlenku siarki oraz pyłu ogólnego dla pojazdów szynowych poruszających się po liniach kolejowych RPN, na podstawie wskaźników emisji podanych w tabeli 18. Średnie zużycie oleju napędowego (ON) dla lokomotywy ST44 wynosi około 465 kg·(100 km)$^{-1}$ (linia szerokotorowa, pełny skład), a dla lokomotywy SP32 około 165 kg·(100 km)$^{-1}$ (linie normalnotorowe, skład: około 4 wagonów osobowych lub towarowych) – dane uzyskane w Zakładzie Eksploatacji Taboru Kolejowego w Zamościu.

Długości dróg i linii kolejowych dla których dokonano oszacowania emisji związków szkodliwych ze spalin i pyłu ogólnego przedstawiono w tabeli 18.

Tabela 17. Wskaźniki emisji pyłu ogólnego z różnych pojazdów (IOŚ 2002a)
Table 17. Emission coefficients of total dust from different vehicles (IOŚ 2002a)

Rodzaj pojazdu Vehicle type	Zużycie – Wear (kg·(mln km)$^{-1}$)		
	Opon – Tyres	Hamulców – Brakes	Dróg – Roads
Motocykle – Motorcycle	34	3	73
Osobowe – PC	69	6	145
Dostawcze – LDV	90	7	190
Ciężarowe – Lorries	371	32	738

Tabela 18. Wybrane wskaźniki emisji z lokomotyw (87)
Table 18. Selected coefficients of emissions from railway engines (87)

Wskaźniki emisji – Emission factors (g·kg^{-1} ON)			
CO	NO_x	PM	SO_2
29,5	54	4,7	2,20

Tabela 19. Długości ciągów komunikacyjnych na terenie RPN (km)
Table 19. Lengths of transport lines in RPN (km)

D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	K1	K3
6,5	1,5	2,3	2,1	2,9	4,4	5,1	1,7	7,1

Z uzyskanych wyników szacowania emisji związków szkodliwych na drogach RPN, przedstawionych na rysunkach 90-96 stwierdzić można, że samochody osobowe emitują największe ilości tlenku węgla i tlenków azotu. Z kolei pojazdy ciężarowe emitują najwięcej cząstek stałych i ditlenku siarki, zauważyć tu jednak

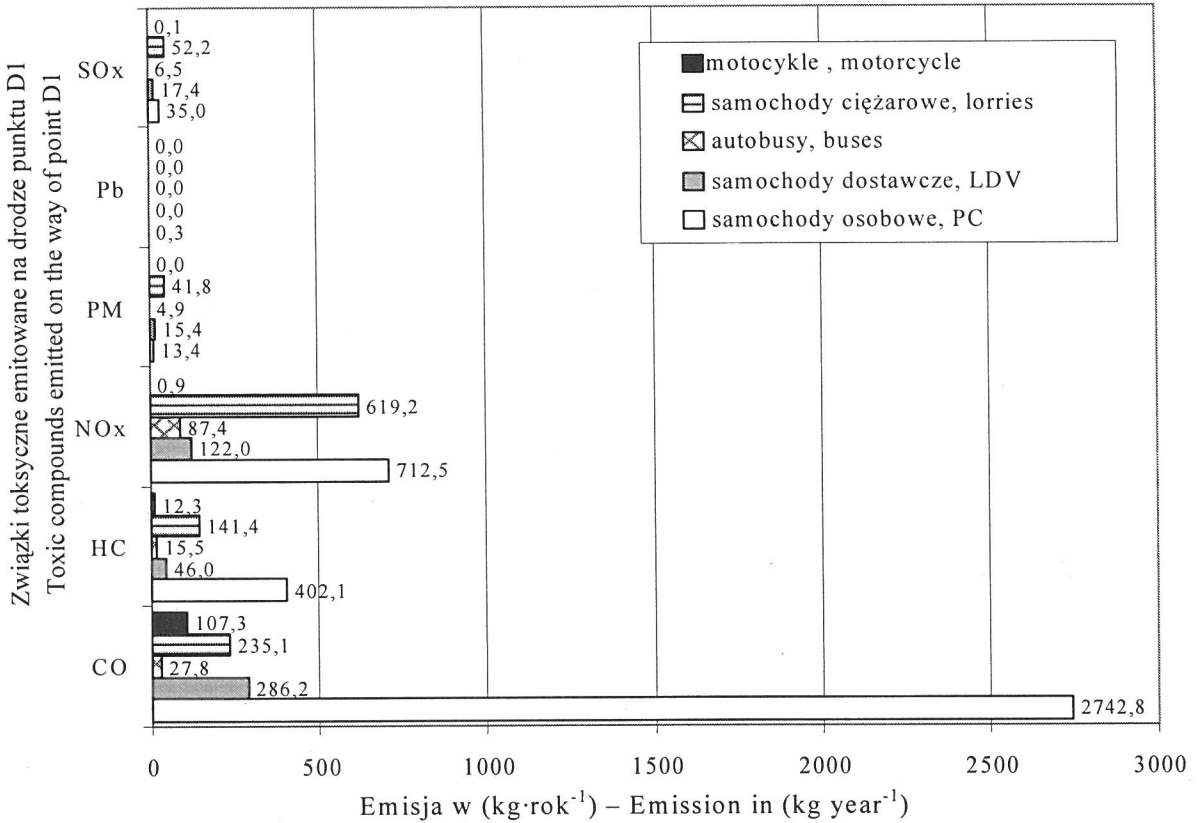
należy znacznie mniejszy udział pojazdów ciężarowych i autobusów względem pojazdów osobowych. Największą obliczoną emisję otrzymano na drodze Zwierzyniec-Biłgoraj (D7) i wynosiła ona dla wszystkich związków i pojazdów łącznie ponad 19500 kg/rok, w dalszej kolejności droga Zwierzyniec-Józefów (D1) – ponad 5700 $kg \cdot rok^{-1}$, droga Obrocz-Kosobudy (D6) – ponad 4900 $kg \cdot rok^{-1}$, droga Zwierzyniec-Biały Słup (D2) – ponad 3400 $kg \cdot rok^{-1}$, droga Biały Słup-Obrocz – ponad 1800 $kg \cdot rok^{-1}$, droga Zwierzyniec-Sochy – ponad 900 $kg \cdot rok^{-1}$i droga Obrocz-Guciów – ponad 700 $kg \cdot rok^{-1}$. W sumie daje to przeszło 37200 kg CO, HC, NO_X, PM, Pb i SO_X w ciągu roku w granicach RPN.

Z przeprowadzonej symulacji emisji tych związków względem prędkości poruszających się pojazdów wynika, że wzrost prędkości z 60 do 90 $km \cdot h^{-1}$ spowodowałby spadek emisji tych związków o średnio 25%, a obniżenie prędkości z 60 do 30 $km \cdot h^{-1}$ wzrost emisji o średnio 45% (rys. 97). Stąd optymalna prędkość ruchu pojazdów na tych drogach powinna znajdować się w przedziale 60-90 $km \cdot h^{-1}$.

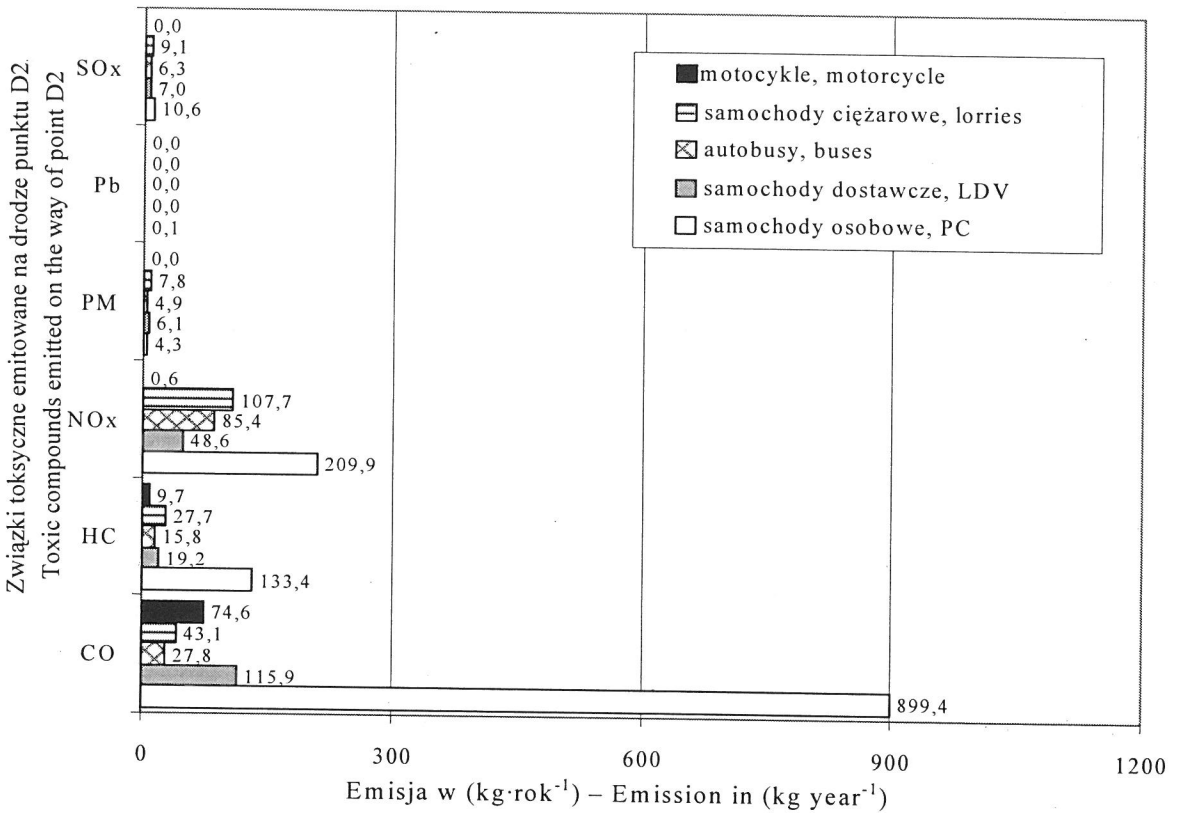
Na rysunku 98 przedstawiono wyniki oszacowania pyłu ogólnego pochodzącego ze zużycia opon, hamulców i dróg względem rodzajów pojazdów. Największe zużycie tych elementów i jednocześnie największe zapylenie środowiska powodują samochody osobowe – ponad 1400 $kg \cdot rok^{-1}$, w dalszej kolejności pojazdy ciężkie – ponad 1200 kg/rok, samochody dostawcze – ponad 300 $kg \cdot rok^{-1}$i motocykle – ponad 4 $kg \cdot rok^{-1}$.

W celu zmniejszenia imisji zanieczyszczeń pochodzących ze spalin silnikowych oraz imisji pyłu pochodzącego ze zużycia opon, hamulców i dróg należy obok zastosowania optymalnej prędkości ruchu pojazdów ograniczyć udział pojazdów ciężkich. Należy stwierdzić, że pomimo ich kilkunastoprocentowego udziału w ruchu drogowym zwiększają one blisko dwukrotnie imisję powyższych zanieczyszczeń do środowiska.

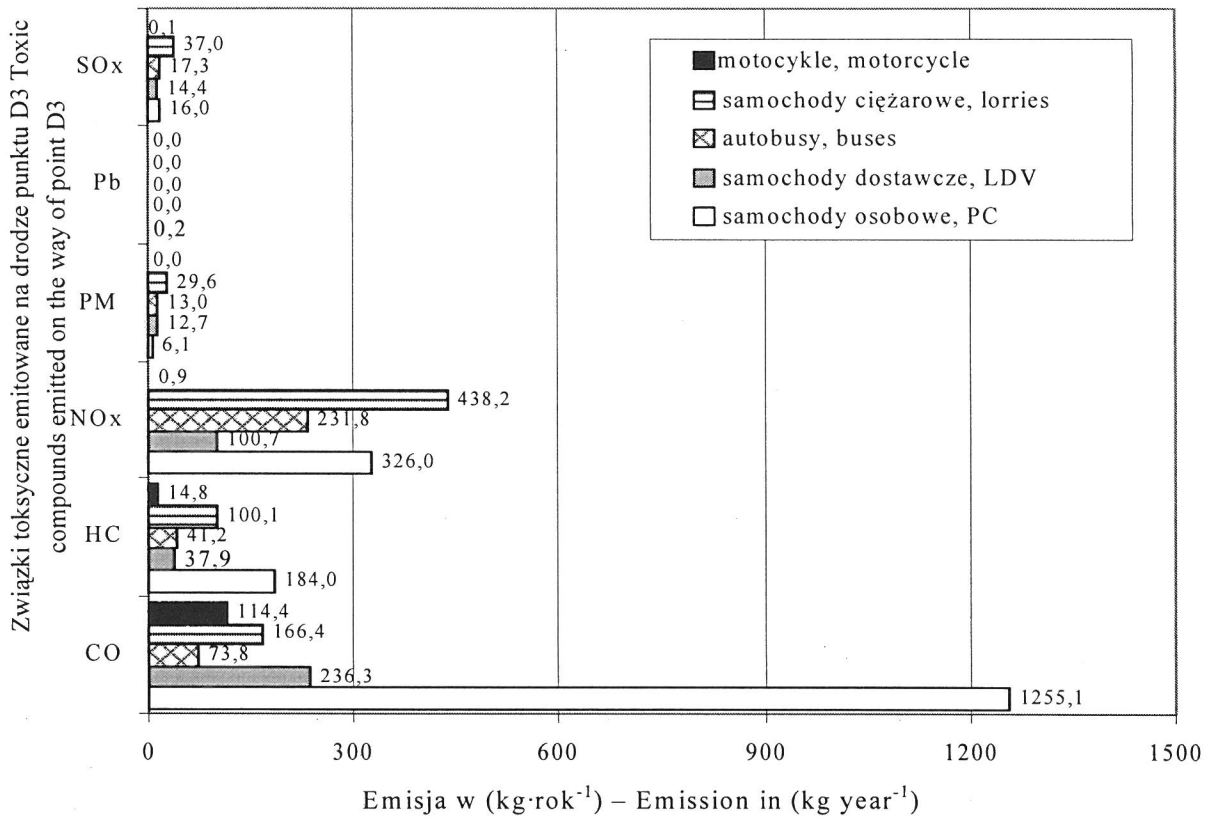
Przeprowadzona szacunkowa emisja spalin dla pojazdów szynowych wykazuje największe jej wartości z lokomotyw na Linii Hutniczej Szerokotorowej (tab. 20). Tak duża emisja spalin z pociągów tej linii, jest wynikiem poruszania się nią pełnych składów towarowych, do których doczepiane są dwie lokomotywy z silnikami większych mocy, aniżeli lokomotywy jeżdżące liniami normalnotorowymi i ciągnącymi przeważnie kilka wagonów. Łączna emisja wszystkich związków szkodliwych przedstawionych w tabeli 20 i od wszystkich linii kolejowych przebiegających w granicach RPN wynosi ponad 9400 kg rocznie, a z wyłączeniem LHS wynosi tylko ponad 2100 kg rocznie. Należy więc ograniczyć liczbę pociągów poruszających się Linią Hutniczą Szerokotorową w celu zmniejszenia imisji spalin do środowiska przyrodniczego RPN lub dokonać zmiany przebiegu trasy poza jego obszarem.



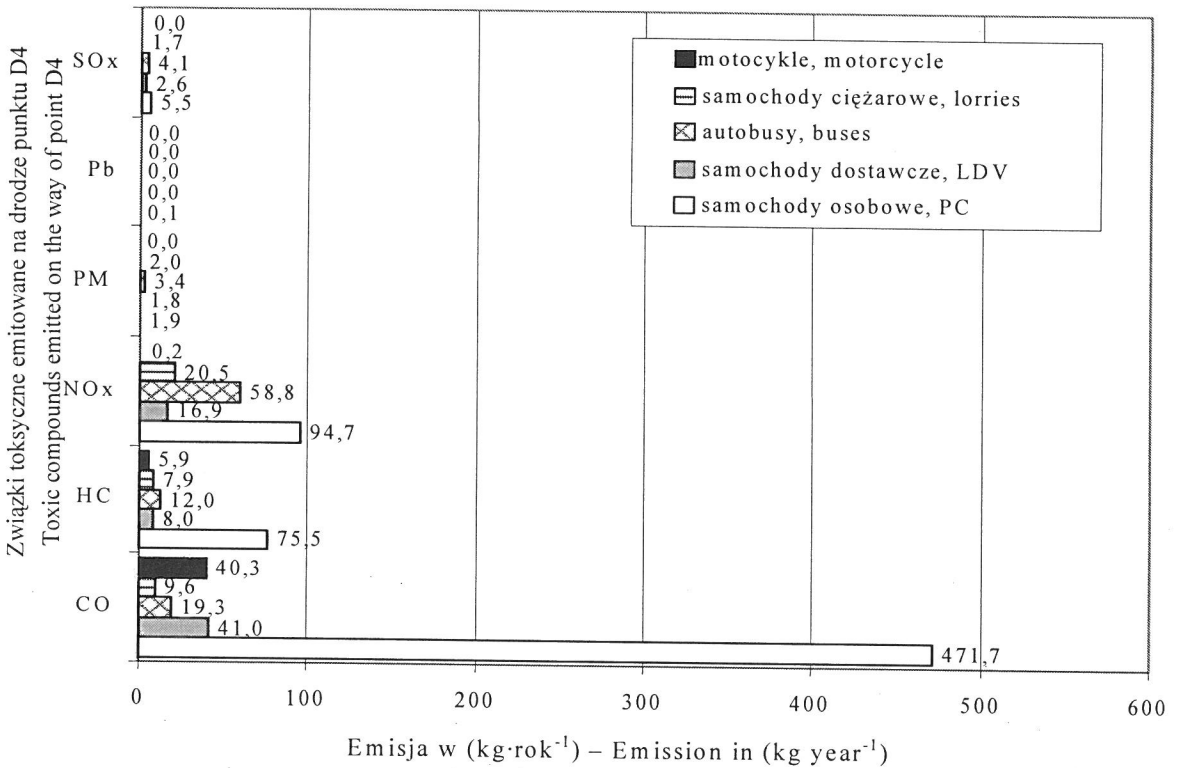
Rys. 90. Emisja związków szkodliwych z drogi Zwierzyniec-Józefów (punkt D1)
Fig. 90. Emission of toxic compounds from the road Zwierzyniec-Józefów (point D1)



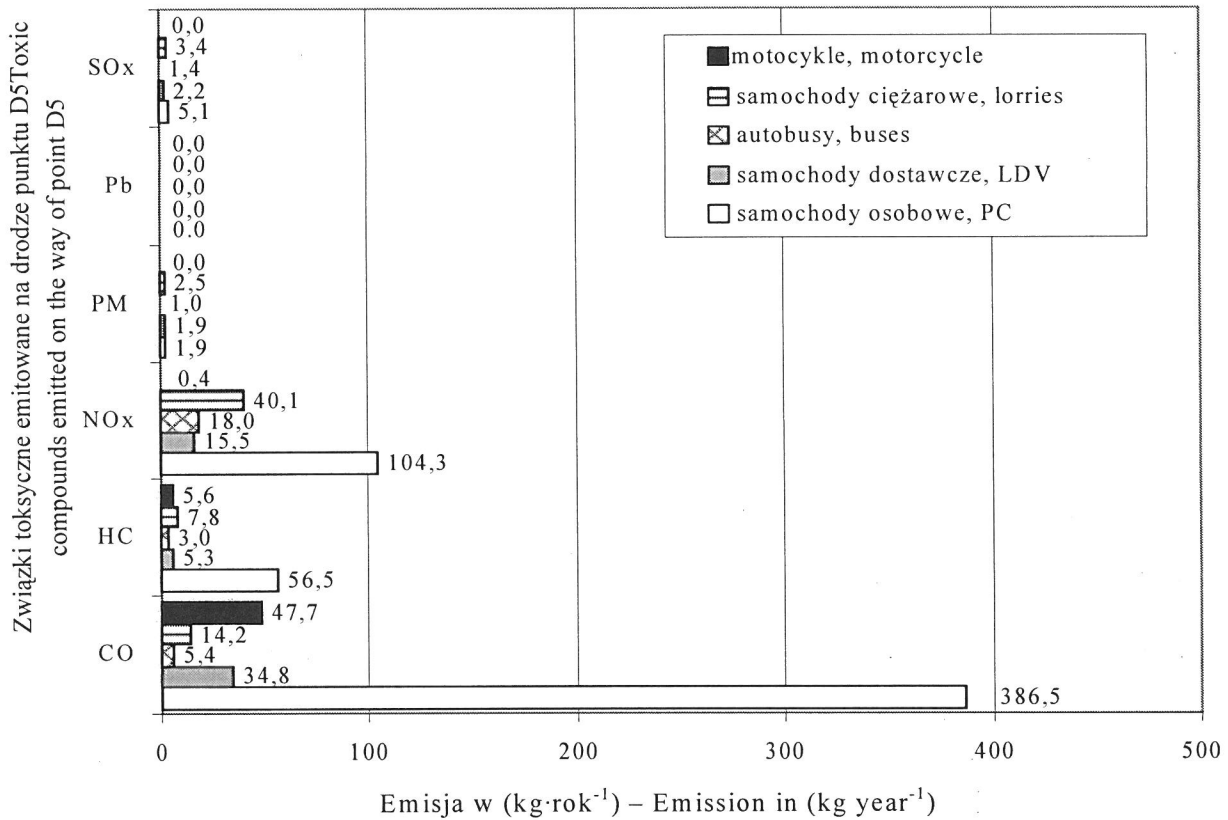
Rys. 91. Emisja związków szkodliwych z drogi Biały Słup-Obrocz (punkt D2)
Fig. 91. Emission of toxic compounds from the road Biały Słup-Obrocz (point D2)



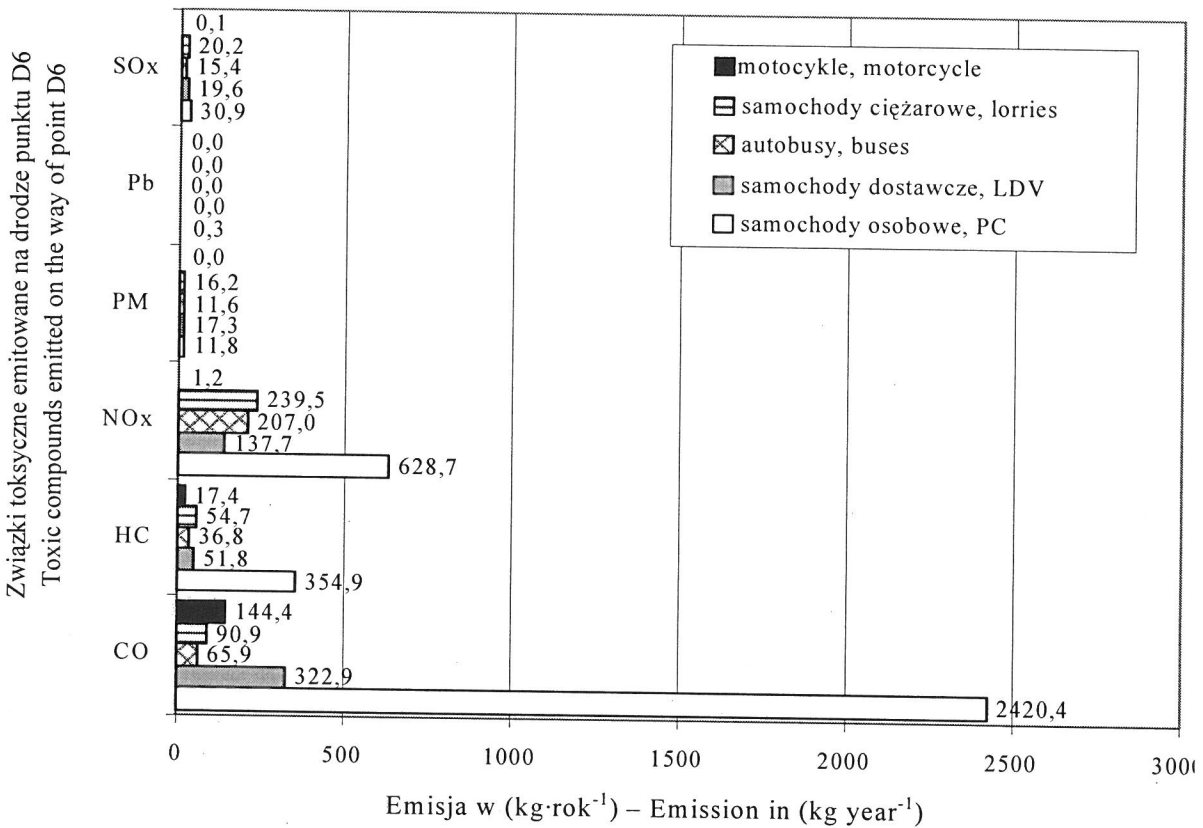
Rys. 92. Emisja związków szkodliwych z drogi Zwierzyniec-Biały Słup (punkt D3)
Fig. 92. Emission of toxic compounds from the road Zwierzyniec-Biały Słup (point D3)



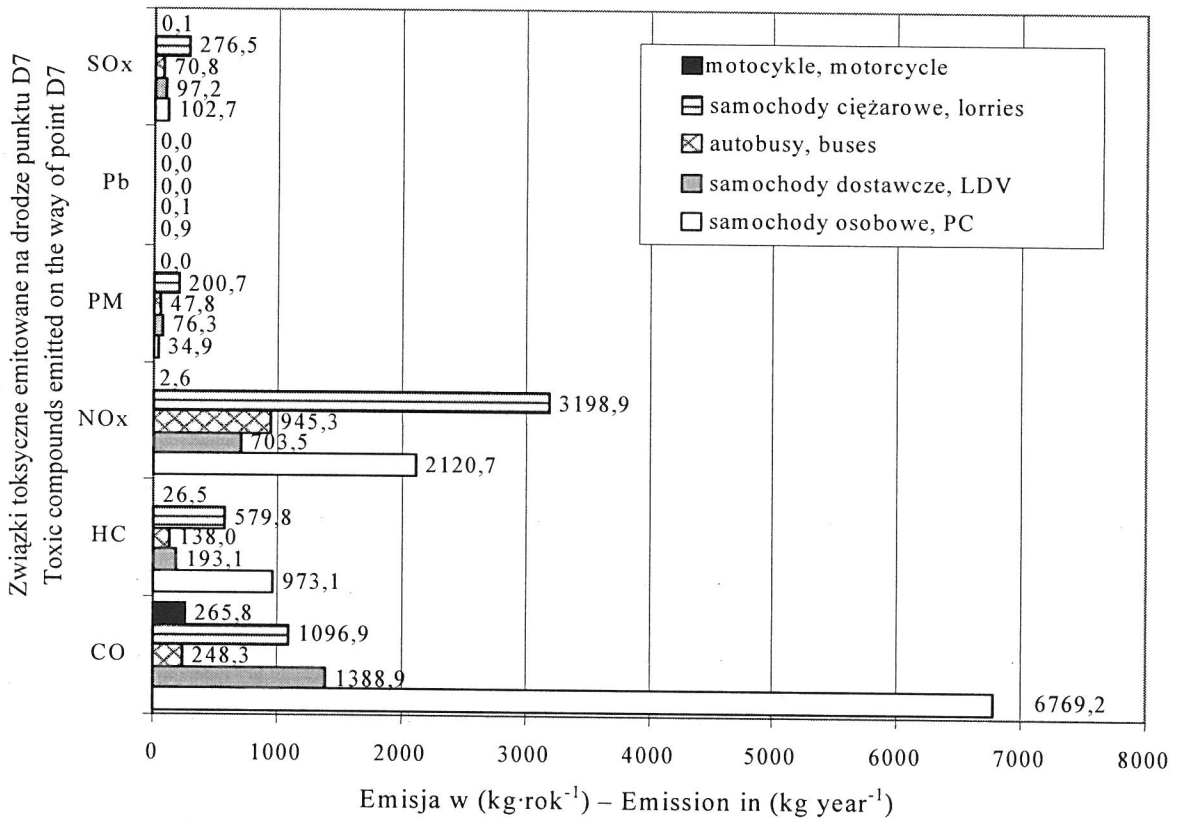
Rys. 93. Emisja związków szkodliwych z drogi Zwierzyniec-Sochy (punkt D4)
Fig. 93. Emission of toxic compounds from the road Zwierzyniec-Sochy (point D4)



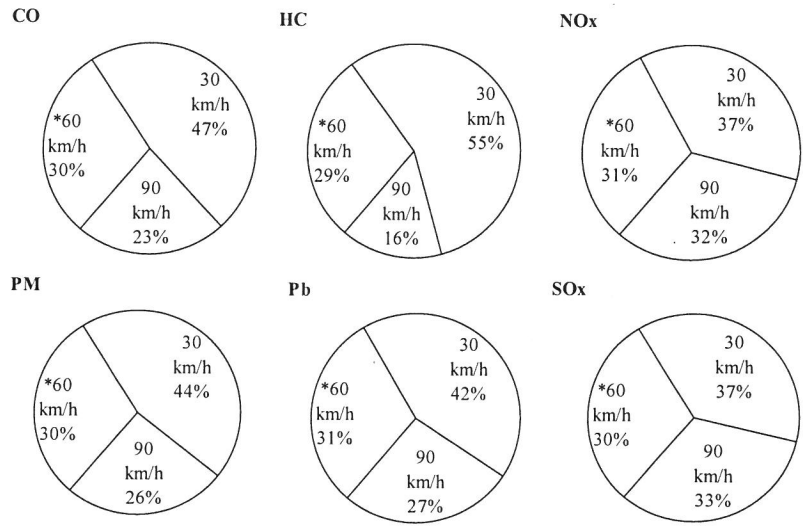
Rys. 94. Emisja związków szkodliwych z drogi Obrocz-Guciów (punkt D5)
Fig. 94. Emission of toxic compounds from the road Obrocz -Guciów(point D5)



Rys. 95. Emisja związków szkodliwych z drogi Obrocz-Zamość (punkt D6)
Fig. 95. Emission of toxic compounds from the road Obrocz-Zamość (point D6)



Rys. 96. Emisja związków szkodliwych z drogi Zwierzyniec-Biłgoraj (punkt D7)
Fig. 96. Emission of toxic compounds from the road Zwierzyniec-Biłgoraj (point D7)

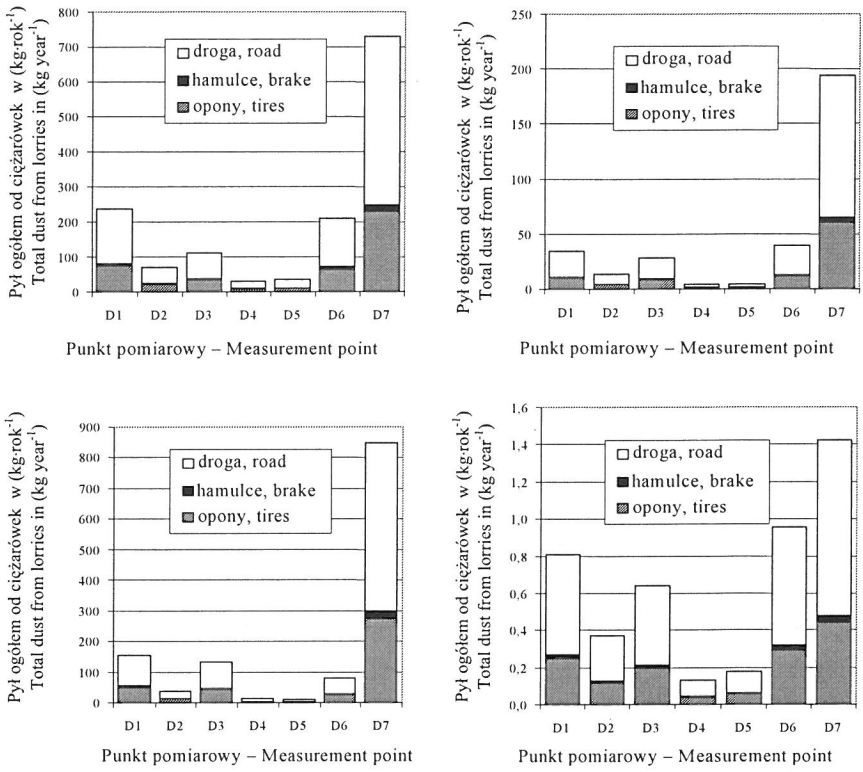


Rys. 97. Symulacja emisji związków szkodliwych dla różnych prędkości pojazdów drogowych 30, 60 i 90 km·h^{-1}

Fig. 97. Simulation of toxic compounds emissions for different velocities of road vehicles: 30, 60 and 90 km h^{-1}

Tabela 20. Emisja związków szkodliwych od pojazdów szynowych
Table 20. Toxic compounds emissions from railway vehicles

Linia kolejowa Railway line	CO	NO_x	PM	SO_2	Jednostka – Unit
LHS	0,232	0,426	0,037	0,017	kg/przejazd przez RPN kg/ride across the park
Linia Z-B	0,083	0,152	0,013	0,006	kg/przejazd przez RPN kg/ride across the park
Linia Z-J	0,347	0,636	0,055	0,025	kg/przejazd przez RPN kg/ride across the park
LHS	2379,6	4355,9	379,1	177,4	kg·rok^{-1} –kg·year^{-1}
Linia Z-B	78,9	144,4	12,5	5,8	kg·rok^{-1} –kg·year^{-1}
Linia Z-J	614,7	1125,2	97,9	45,8	kg·rok^{-1} –kg·year^{-1}
Razem Total	3073,2	5625,61	489,6	229,1	kg·rok^{-1} –kg·year^{-1}
Bez LHS Without LHS	693,6	1269,7	110,5	51,7	kg·rok^{-1} –kg·year^{-1}



Rys. 98. Emisja pyłu ogólnego ze zużycia opon, hamulców i dróg dla samochodów osobowych, dostawczych, ciężkich i motocykli na drogach RPN

Fig. 98. Total dust emission from the wear of tyres, brakes and roads for automobiles, vans, lorries and motorcycles on RPN roads

Wnioski szczegółowe:

✓ największa obliczona emisja związków szkodliwych występuje przy drodze Zwierzyniec-Biłgoraj (D7, rys. 90) oraz przy LHS (K1, tab. 20);

✓ pojazdy ciężkie, pomimo mniejszego udziału w ruchu, odpowiadają za blisko 60% emisji PM, NO_X oraz SO_X; pojazdy lekkie natomiast odpowiadają za 75% emisji CO i HC oraz 99% emisji Pb (rys. 90-96);

✓ z obliczeń wynika też, że wzrost prędkości pojazdów do 90 $km \cdot h^{-1}$ w stosunku do prędkości 60 km/h powoduje spadek emisji związków szkodliwych o 25%, natomiast obniżenie prędkości ruchu do 30 km/h powoduje wzrost emisji średnio o 45% (rys. 97);

✓ największa emisja pyłu pochodzi ze zużycia opon i drogi, a szczególnie z pojazdów ciężkich (rys. 98).

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Rozbudowa polskiej sieci infrastruktury komunikacyjnej praktycznie rozpoczęła się w momencie możliwości uzyskania środków finansowych z funduszy przedakcesyjnych. Do dziś wybudowano jednak niewiele kilometrów planowanych autostrad oraz w niewielkim stopniu zmodernizowano linie kolejowe. Popełniono natomiast wiele błędów, budując np. zbyt wąskie i nieprawidłowo zaprojektowane przejścia dla zwierząt. Przy takim podejściu wszelkie dodatkowe i jednocześnie wymagane zabiegi, których celem jest minimalizacja negatywnego oddziaływania infrastruktury transportu na środowisko przyrodnicze, pochłaniają ogromne koszty i niweczą proekologiczny charakter nowych lub modernizowanych arterii komunikacyjnych.

Obecne standardy wymagają stosowania przy poboczach ciągów komunikacyjnych obsady zieleni wysokiej (drzewa i krzewy odpowiednio dobrane do warunków siedliskowych) lub estetycznych ekranów akustycznych. Wymaga się również budowy typowych urządzeń ochrony zwierząt (przejścia nad- i podziemne o odpowiedniej szerokości) oraz stosowania geosyntetyków przy odpowiednim kształtowaniu poboczy szlaków transportowych.

Najnowszą i zarazem najdroższą technologią w dziedzinie infrastruktury komunikacyjnej jest budowanie głównych ciągów infrastruktury pod ziemią, podobnie jak metro. Pierwsze tego rodzaju przedsięwzięcie rozpoczęli pod koniec lat dziewięćdziesiątych Niemcy w Berlinie. Obecnie prace dobiegają ku końcowi, lecz taka technologia nadwerężyła znacznie budżet miasta Berlina. Wprowadzanie takiej technologii pozwala osiągnąć wiele korzyści dla terenów przyrodniczych i zurbanizowanych w postaci większego bezpieczeństwa ruchu, braku podziału kompleksów, braku ponadnormatywnego poziomu hałasu i wibracji, czystszego powietrza (stosowanie filtrów) oraz możliwości wykorzystania terenów nad takimi korytarzami do celów chociażby rekreacyjno-wypoczynkowych.

Wykonanie nawierzchni drogi z zastosowaniem mieszanki SMA (mieszanki grysowo-mastyksowej), jest przeciętnie 20-30% droższe od wykonania nawierzchni z betonu asfaltowego, ale daje to stosunkowo długi okres eksploatacji nawierzchni SMA (10 do 15 lat). W praktyce uzyskuje się jednak lepsze rezultaty od zakładanych (nawet do 25 lat). Ważną i istotną korzyścią związaną ze stosowaniem SMA, jest zmniejszenie hałasu powstającego na styku nawierzchnia drogi – opona. W porównaniu z betonem asfaltowym nawierzchnie wykonane z SMA są przeciętnie o 2 dB cichsze, a w porównaniu ze zwykłym asfaltem lanym o 4 dB. Dzięki tym właściwościom nawierzchnia ta należy do grupy tzw. „cichych nawierzchni".

Z uzyskanych w niniejszej pracy wyników badań i ich analizy, można zaproponować rozwiązania umożliwiające minimalizację degradacji środowiska przyrodniczego Roztoczańskiego Parku Narodowego (spowodowanej funkcjonowaniem infrastruktury komunikacyjnej). Stąd zaleca się wdrożenie jak największej ilości proponowanych rozwiązań spośród poniżej przedstawionych:

✓ wyprowadzić poza obszar RPN Linię Hutniczą Szerokotorową, ponieważ jest ona największym źródłem zanieczyszczeń (hałasu i emisji związków toksycznych ze spalin) oraz stanowi największe (z racji ilości przewożonych materiałów) potencjalne źródło katastrofy ekologicznej, wywołanej wypadkiem transportowym;

✓ zastosować ograniczenia w ruchu drogowym poprzez ustawienie znaków drogowych: zakazujących wjazd na teren RPN pojazdów o masie całkowitej powyżej 3500 kg (z wyłączeniem pojazdów obsługujących gospodarkę leśną i autobusów komunikacji międzymiastowej), ograniczających prędkość pojazdów do 60 km/h, informujących o objazdach a więc kierujących na drogi leżące poza obszarem Parku (droga krajowa 74, droga wojewódzka 849 i 858, droga lokalna Józefów-Tereszpol-Panasówka);

✓ wykonać przy wszystkich szlakach komunikacyjnych rowy odwadniające, które zapobiegać będą przenikaniu metali ciężkich i innych zanieczyszczeń na dalsze odległości, zwłaszcza na terenach obniżonych względem poziomu dróg i linii kolejowych;

✓ zmodernizować nawierzchnię dróg tzw. „cichymi nawierzchniami", np. mieszanką grysowo-mastyksową (SMA), uzyskując w ten sposób dodatkową redukcję poziomu ciśnienia akustycznego oraz większą trwałość dróg, uwzględniając jednocześnie budowę typowych urządzeń ochrony zwierząt.

Wdrożenie powyższych propozycji zapewni osiągnięcie celów realizowanych przez Roztoczański Park Narodowy, m.in. zachowanie w całości ekosystemów przyrodniczych oraz odtwarzanie zniekształconych ogniw rodzimej przyrody. Dodatkowo eliminacja tych negatywnych skutków funkcjonowania infrastruktury transportowej umożliwi obserwację stanu i zachowań fauny i flory, pod kątem efektywności wprowadzonych rozwiązań.

Ponadto na podstawie analizy stanu wiedzy dotyczącej tematu pracy i uzyskanych wyników badań należy sformułować następujące wnioski:

1. Według czterostopniowej pomocniczej skali oceny zagrożenia hałasem, przy większości dróg Roztoczańskiego Parku Narodowego istnieje „przeciętne zagrożenie hałasem", natomiast przy linii kolejowej K1 występuje „wysokie zagrożenie hałasem" (są to dwa ostatnie stopnie skali).

2. Na podstawie analizy wyników badań można stwierdzić, że wartości równoważnego poziomu ciśnienia akustycznego w płaszczyznach pionowych

badanych terenów (do 10 m nad poziomem drogi) są podobne i zmieniają się w niewielkim zakresie od 0,9 do 3,4 dB(A). Zmieniające się wartości na poszczególnych wysokościach świadczą o sumowaniu się fal bezpośrednich wytwarzanych przez źródło z falami odbitymi od powierzchni ziemi lub koron drzew.

3. Z przeprowadzonych badań wynika, że najskuteczniejszym naturalnym ekranem akustycznym spośród badanych terenów jest bór sosnowy (zmniejszenie L_{Aeq} o 23 dB na odległości od drogi wynoszącej 150 m).

4. Zwiększenie prędkości poruszających się pojazdów do 90 km/h w stosunku do średniej prędkości faktycznie osiąganej (60 $km \cdot h^{-1}$) powoduje wzrost poziomu L_{Aeq} o średnio 8 dB, a obniżenie tej prędkości do 30 $km \cdot h^{-1}$ powoduje spadek poziomu L_{Aeq} o średnio 3 dB.

5. W większości badanych profili pomiarowych zawartość metali ciężkich w pobranych próbkach gleb nie przekraczała stopnia zanieczyszczenia 0, według sześciostopniowej skali oceny zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi (IUNG), czyli gleby zawierały naturalne ilości tych metali. Jednak największe ilości metali ciężkich w glebach notowano w lokalnych obniżeniach terenów badanych profili, a zanieczyszczenie w nich dochodziło do II stopnia.

6. Otrzymane wyniki badań zanieczyszczenia powietrza nie przekracza wartości dopuszczalnych i stanowi około 9% wartości stężenia dopuszczalnego w przypadku SO_2 oraz około 15% wartości stężenia dopuszczalnego w przypadku NO_2 (bez uśredniania do stężenia średniorocznego).

7. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że wzrost prędkości pojazdów do 90 km/h w stosunku do prędkości 60 km/h powoduje spadek emisji związków szkodliwych o 25%, obniżenie natomiast prędkości pojazdów do 30 km/h spowoduje wzrost emisji średnio o 45%.

8. Ograniczenie degradacji środowiska przyrodniczego Roztoczańskiego Parku Narodowego można uzyskać przez zmniejszenie liczby przejeżdżających pojazdów ciężkich oraz zmniejszenie liczby pociągów LHS, które w największym stopniu obciążają środowisko przyrodnicze. Należy ponadto zastosować „ciche nawierzchnie" i wprowadzić ograniczenie prędkości ruchu pojazdów drogowych do 60 km/h, jako prędkości optymalnej.

9. Uzyskane wyniki badań mogą być wykorzystane przez przyrodników do obserwacji zachowań fauny i flory oraz mogą stanowić dane wejściowe do planowanej rozbudowy aplikacji systemów GIS (Geographical Information System), które z kolei mogą przyspieszać wykonywanie ocen oddziaływania na środowisko (OOŚ), potrzebnych do projektowania i modernizowania infrastruktury komunikacyjnej.

10. W celu udoskonalenia metod pomiarowych, unormowania warunków pomiarów środowiskowych oraz zweryfikowania efektywności wprowadzonych rozwiązań, należy prowadzić dalsze, bardziej rozszerzone badania.

6. PIŚMIENNICTWO

AVL C & I, 2002. Current and Future Exhaust Emissions Legislation. AVL List GmbH. Graz 05.2002.

AVL Partikelseminar, 1993. Graz 10-12, November, 1993.

Beize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les soils. INRA Paris. 408-417.

Birke M., Rauch U., 1994. Geochemical methods of investigation in the urban area of Berlin and its surroundings. 3rd Intern. Symp. Environ. Geochem. 12-15.09.1994 Kraków, 49-55.

Bocheński C., 2000. Badania kontrolne pojazdów. WKŁ, Warszawa.

Bocheński C., 2001. Możliwość zmiany przebiegu procesów termodynamicznych w silniku z ZS przy zastosowaniu elektronicznie sterowanego wtrysku paliwa (Common Rail). Teka Komisji Motoryzacji i Energetyki Rolnictwa, Tom I, Lublin, 7-15.

Brussels 1996. Future Noise Policy. European Commission Green Paper. 04.11.1996; COM(96), 540 final.

Cempel C., 1989. Wibroakustyka stosowana. PWN, Warszawa.

Chaney R.L., Brown S., Li Y-M, 1995. Potential use of metal hyperaccumulators. Mining Environ. Manag. 9-11.

Chłopek Z., 2002. Ochrona środowiska naturalnego. WKiŁ, Warszawa.

Chłopek Z., 2003. Opracowanie oprogramowania do wyznaczania charakterystyk emisji zanieczyszczeń z silników spalinowych pojazdów w celu oceny oddziaływania na środowisko w 2002 roku. Opracowanie dla Ministerstwa środowiska, Warszawa.

Chłopek Z., Danilczyk W., Gutkowski J., Kruczyński S., 1994. Ocena transportu drogowego w zakresie energochłonności i zanieczyszczenia środowiska – propozycje kierunkowe rozwoju. Druga konferencja „Racjonalizacja użytkowania energii i środowiska", Szczyrk 17-19.11.1994, 34-40.

Curzydło J., 1995. Skażenie motoryzacyjne wzdłuż dróg i autostrad oraz sposoby przeciwdziałania ujemnym skutkom motoryzacji w środowisku. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 418, 265-270.

Curzydło J., 1998a. Zagrożenia motoryzacyjne i konflikty autostradowe w Polsce. Aura 2/1998, 6-10.

Curzydło J., 1998b. Motoryzacyjne zanieczyszczenie roślin oraz sposoby użytkowania gruntów rolnych przyległych do autostrad i dróg szybkiego ruchu. Ekoinżynieria, 5(30), 15-19.

Curzydło J., 1999. Zanieczyszczenia ołowiem, kadmem, i cynkiem gleb oraz upraw rolnych wzdłuż dróg i projekty rolniczego zagospodarowania terenów przydrożnych. Międzynarodowe Seminarium „Ekologiczne przejścia dla zwierząt wolno żyjących i przydrożne pasowe zadrzewienia – niezbędnymi składnikami nowoczesnych inwestycji transportowych (autostrady i linie kolejowe). Kraków, 7-10 IX 1999, 289-307.

Curzydło J., 2000. Wpływ spalin samochodowych i ruchu drogowego na zdrowie ludzi. VI Ogólnopolska Sesja Popularnonaukowa „Środowisko a zdrowie – 2000". 11-12 maj 2000, Częstochowa – Jasna Góra, 124-131.

Czarnkowska K., 1994. Akumulacja niektórych metali ciężkich w glebach uprawnych i liściach selera w pobliżu dróg wylotowych z Warszawy. Roczniki Gleboznawcze, Tom XLV, NR ¾. Warszawa, 19-27.

Czarnkowska K., Gworek B., Szafranek A., 1994. Akumulacja metali ciężkich w glebach i warzywach korzeniowych z ogrodów działkowych dzielnicy Warszawa-Mokotów. Roczniki Gleboznawcze, 45-53.

Czerwiński Z., 1987. The effect of highway traffic on abiotic environment. Pol. Ecol. Stud., 13, 3-4.

Datka S., Suchorzewski W., Tracz M., 1999. Inżynieria ruchu. WKiŁ, Warszawa.

Degórska A., Śnieżek T., 1993. Wskaźniki jakości powietrza i opadów atmosferycznych dla potrzeb monitoringu zintegrowanego. Zintegrowany monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

DELPHI Automotive Systems,1997. Emission Standards for Passenger Cars World-wide, DELPHI Technical Centre Luxembourg, September 1997.

Dębski B., Olendrzyński K., Skośkiewicz J., Rosicki M., Pazdan R., 2003. Wskazówki dla wojewódzkich inwentaryzacji emisji na potrzeby ocen bieżących i programów ochrony powietrza. Ministerstwo Środowiska. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.

Dobrzański B., Uziak S., Klimowicz Z., Melke J., 1992. Badanie gleb w laboratorium i w polu. Wydawnictwo UMCS, Lublin.

Frankowski P., 2002. Alternatywnie przez pustynię. Motor, nr 1(2534), 5.I.2002. 12-14.

Gong C., Donahoe R. J., 1997. An experimental study of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. Appl. Geochem., 12. 243-253.

Grabowski T., Marczakowski P., 2002. Roztoczański Park Narodowy. Multico – Oficyna Wydawnicza, Warszawa.

GRID, 1995. Stan zanieczyszczenia hałasem i wibracjami w Polsce. Strony internetowe Centrum Informacji o Środowisku, GRID, Warszawa.

GUS, 2002. Ochrona Środowiska. Warszawa.

Haber Z., 1997. Ekologiczne aspekty planu budowy autostrad w Polsce. II Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Przyrodnicze i techniczne problemy ochrony i kształtowania środowiska rolniczego". Poznań, 4-5 września 1997, 47-54.

Harasimowicz S., 1997. Uproszczony szacunek oddziaływania autostrady na wartość dochodową gruntów rolnych. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, CCXCIV, 261-267.

Hausberger S., Strum P.J., 1996. Development and Prospects of Traffic Emissions in Austria. 3rd Symposium Traffic Induced Air Pollution Emissions, Impact and Air Quality, Graz, 187-201.

Hereźniak J., 2000. Drzewo – to życie i zdrowie. VI Ogólnopolska Sesja Popularnonaukowa „Środowisko a zdrowie – 2000". 11-12 maj 2000. Częstochowa – Jasna Góra, 132-137.

IOŚ, 2001. Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2000 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Lublin, 2001.

IOŚ, 2002. Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2001 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Lublin, 2002.

IOŚ, 2002a. Analiza metodyk inwentaryzacji emisji pyłu drobnego możliwych do zastosowania na potrzeby Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości. Wstępna inwentaryzacja za rok 2000.

IOŚ, 2003. Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2002 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Lublin, 2003.

Jackowska I., 1997. Uruchamianie jonów metali ciężkich w materiale lessowym pod wpływem wodnych roztworów HCl i zmiany temperatury. Rozprawy naukowe. Wydawnictwo Akademii Rolniczej. Lublin.

Jarosz W., Marchwińska E., 1991. Wpływ emisji z tras komunikacyjnych na skażenie gleb i żywności. Ekosystemy żywicielskie i żywność, zagrożenia i problemy ochrony. Red. W. Michna i J. Żurek. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

Jessel B., 2002. Ocena oddziaływania na środowisko i zwalczanie skutków oddziaływania na środowisko na przykładzie budowy drogi. Landschaftsplannung Universität Potsdam, Prezentacja multimedialna.

Jeżewski A., Stawiany W., 1997. Epizody smogowe w świetle doświadczeń funkcjonowania Regionalnego Systemu Monitoringu Zanieczyszczeń Powietrza w województwie katowickim (sieć automatyczna). Aura 9/1997, 17-21.

Kabata-Pendias A., 1997. Ocena chemicznej degradacji gleb spowodowanej nadmierną zawartością metali śladowych. IV Konferencja Naukowa AGH, Kraków, Geochemiczne, hydrochemiczne i biochemiczne zmiany środowiska przyrodniczego na obszarach objętych antopopresją. 47-58.

Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., 1996. Metale ciężkie i siarka w roślinie wskaźnikowej jako podstawa przestrzennej gospodarki gruntami w kraju. Rap. Proj. KBN 4 S401 051 04.

Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M. i in., 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, P(53), Puławy. 20-25.

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. Trace elements in soil and plants. 2nd Editors. CRS Press Inc. Boca Raton Fl., 365-371.

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.

Kaczor A., 1992. Wskaźniki glebowe i roślinne w ocenie stopnia zanieczyszczenia środowiska kwaśnymi opadami. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Lublin.

Kasedorf J., 1998. Układy wtryskowe i katalizatory. WKŁ, Warszawa.

Keller V., Pfister H. 1999: Grünbrücken für Wildsäuger über Straßen – Erfahrungen aus Europa. Międzynarodowe Seminarium „Ekologiczne przejścia dla zwierząt wolno żyjących i przydrożne pasowe zadrzewienia – niezbędnymi składnikami nowoczesnych inwestycji transportowych (autostrady i linie kolejowe). Kraków, 7-10 IX 1999. 253-259.

Korelski K., Ćwiklińska-Kociołek J., 1997. Oddziaływanie autostrady A-4 na przyległe tereny rolnicze. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – CCXCIV, 55-59.

Kowalski K. J., Opoczyński K., Więch P., 2001. Synteza wyników Generalnego Pomiaru Ruchu w roku 2000 na drogach krajowych. Strony internetowe GDDKiA.

Kraszewski M., Kucharski R. J., Kurpiewski A., 1996. Metody pomiaru hałasu zewnętrznego w środowisku. ASKON, Warszawa.

Krysztofiak A., Zbytek Z., 1997. Minimalizacja zużycia paliwa na hektar na podstawie charakterystyk eksploatacyjnych ciągnika. I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, MOTROL 97'. „Motoryzacja rolnictwa osiągnięcia i perspektywy", WAR Lublin. 163-170.

Kucharski R. J., 1993. Raport o zagrożeniu środowiska hałasem. ELWOJ-TIO, Warszawa.

Kucharski R. J., 1996. Metody prognozowania hałasu komunikacyjnego (drogowego i ulicznego). ASKON, Warszawa.

Kucharski R. J., 1999. Uwarunkowania, potrzeby i zakres działań dotyczących harmonizacji prawa w dziedzinie ochrony środowiska przed hałasem zgodnie z wymaganiami Unii Europejskiej. Międzynarodowa Konferencja Naukowa, Harmonizacja ustawodawstwa polskiego z wymaganiami Unii Europejskiej w zakresie maszyn i urządzeń. IMBiP, Kobyłka, Listopad 1999, 147-155.

Kucharski R., Kaczmarski K., Kraszewski M., Kurpiewski A., Zych S., 1992. Metody pomiarów hałasu zewnętrznego w środowisku. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

Kulewicz W., Burski Z., Słowik T., 2001. Wpływ czynników psychomotorycznych kierowcy-operatora ciągnika na emisję spalin do środowiska rolniczego. AR w Lublinie, III Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna MOTROL 2001, Nałęczów 19-21 września 2001. Tom IV, 176-180.

Kurpiewski A., 2002. Proponowane procedury pomiaru hałasu komunikacyjnego (synteza). Strony internetowe Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska.

Kwiek-Walasiak T., 1998. Zagrożenia środowiska hałasem pojazdów – metody badań, kierunki rozwoju. Silniki spalinowe, 166, 1998, 33-39.

Lis J., Pasieczna A., 1995. Atlas geochemiczny Polski. PIG, Warszawa.

Łaszkiewicz T., 1992. Czym i jak hałasują samochody. Motoryzacyjny Kwartalnik Naukowo-Techniczny, 3, 17-19.

Łączyński R., 1983. Wibroakustyka maszyn i urządzeń. WNT, Warszawa.

Maciejewska A., Skłodowski P., 1995. Wpływ emisji spalin samochodowych na skażenie gleb związkami ołowiu, cynku i kadmu przy trasie Warszawa-Katowice. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln., 418, 115-120.

Merkisz J., 1994a. Wpływ motoryzacji na skażenie środowiska naturalnego. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań.

Merkisz J., 1994b. Ekologiczne aspekty stosowania silników spalinowych. Wyd. Politechniki Poznańskiej. Poznań.

Merkisz J., 1997. Emisja cząstek stałych przez silniki spalinowe o zapłonie samoczynnym. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań.

Merkisz J., Mazurek S., 2002. Pokładowe systemy diagnostyczne pojazdów samochodowych. WKŁ, Warszawa.

Merkisz J., Piekarski W., Słowik T., 2005: Motoryzacyjne zanieczyszczenia środowiska. Wydawnictwo AR w Lublinie.

Mioduszewski P., Taryma S., 1997. Internal and external tire/road noise generated by tires with directional tread pattern rolled in both directiones. II Międzynarodowe Seminarium Hałas Opon Samochodowych, Proceedings of the Second International Seminar Tire/Road Noise, Politechnika Gdańska, Wydział Mechaniczny, 25.06.1997.

Misiak W., 1998. Wpływ budowy dróg na środowisko przyrodnicze. Konferencja Naukowa „Przyrodnicze i techniczne problemy gospodarowania wodą dla zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich". Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska. SGGW w Warszawie, 15, 244-251.

Morel J., 1997. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. CRC Lewis Publ. Boca Raton.

Motowicka-Terelak T., Terelak H., 1997. Siarka w glebach Polski – stan zagrożenia. PIOŚ, Biblioteka monitoringu środowiska, Warszawa.

Noise Abatement Policy in the European Union, 1996. The Union's current policy and proposals for future noise abatement measures. W-17, 5-96.

Ochmańska A., 2003. Zależności i związki kompozycji pierwiastków w glebach i roślinach w badaniach środowiskowych. Rozprawa doktorska, Akademia Rolnicza w Lublinie.

Pfister H., Keller V., Reck H., Georgii B., 1999. Bio-ökologische Wirsamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Międzynarodowe Seminarium „Ekologiczne przejścia dla zwierząt wolno żyjących i przydrożne pasowe zadrzewienia – niezbędnymi składnikami nowoczesnych inwestycji transportowych (autostrady i linie kolejowe). Kraków, 7-10 IX 1999. 15-32.

Piekarski W., 1997. Destrukcyjność ekologiczna środków technicznych w rolnictwie. Inżynieria Systemów Bioagrotechnicznych, Płock, Z-5. 45-47

Piekarski W., 1998a. Kwantyfikacja oddziaływań agregatów ciągnikowych na środowisko przyrodnicze. Krajowa Konferencja. IV Sympozjum Ekodiesel 98, Instytut Lotnictwa Warszawa.

Piekarski W., 1998b. Problemy skażenia środowiska rolniczego przez motoryzację. Komitet Techniki Rolniczej PAN, Inżynieria Rolnicza, 5, 23-32.

Piekarski W., 1999. Problemy rozwoju motoryzacji i jej infrastruktury w aspekcie zagrożenia środowiska rolniczego i leśnego. Komitet Techniki Rolniczej PAN, Inżynieria Rolnicza, 5, 201-208.

Piekarski W., Słowik T., 2002. Kwantyfikacja oddziaływań motoryzacji na przyrodnicze środowisko leśne. Proceedings of National Agricultural University of Ukraine. Tom XI, Kijów, Widawnictwo NAJ,. 197-203.

PIOŚ, 1998. Stan środowiska w Polsce. Warszawa.

Prawo Ochrony Środowiska Wspólnoty Europejskiej, 1995. Tom 5. Hałas. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa

Puzyna C., 1981. Ochrona środowiska pracy przed hałasem. Tom I. WNT Warszawa.

Radzimirski S., 2001. Przygotowanie bazy danych o emisji zanieczyszczeń z transportu w roku 2000. Warszawa.

Sandberg U., Bechmann E., Bendtsen H., Berge T., Jansson A., Johanson O., Kragh J., Nielsen H., Ahsberg L., 1994. Vehicle Noise Emission in the Time Period up to Year 2010 – Expectations of a Nordic Group of Experts. Swedish Road and Transport Research Institute, Linköping, 69-81.

Schneider H., 1991. Auto und Umwelt. Perspektiven für das Jahr 2000 – Teil 1 und 2. ATZ, 6, 7-8.

Skłodowski P., Maciejewska A., 1992. Pierwiastki śladowe w glebach rdzawych wytworzonych z piaskowców triasowych. Rocz. Glebozn. T. XXXVII, 1. 145-149.

Skośkiewicz J., 2003. Szacowanie emisji ze środków transportu w roku 2002. Aplikacja wykonana w Microsoft Excel 2000 z wykorzystaniem makr Visual Basic for Application. Opracowanie dla Ministerstwa środowiska, Warszawa.

Słowik T., 2000. Elektronicznie sterowane układy wtryskowe benzyny. Politechnika Lubelska. V Międzynarodowe Sympozjum Studenckich Kół Naukowych Inżynierowie Przełomu Tysiąclecia, Lublin 15-16 maja 2000. Materiały konferencyjne, 106-111.

Stockwell W.R., 1996. Chemical Modeling of Pollutants: Current Status and Limitations. 3rd Symposium Traffic Induced Air Pollution Emissions, Impact and Air Quality, Graz 1996, 117-123.

Taryma S., Ronowski G., 1999. Hałas opon samochodowych z kierunkową rzeźbą bieżnika. II Konferencja Naukowo-Techniczna, Pojazd a środowisko. Jedlnia-Letnisko 9-10 czerwca 1999,. Radom, 78-84

Wilgat T., 1985. Roztoczański Park Narodowy. Praca zbiorowa, Kraków.

Wójcicki T., 1996. Problemy rekultywacji i zagospodarowaniu gruntów w otoczeniu dróg. I Forum Inżynierii Ekologicznej Lublin-Nałęczów, 175-178.

7. STRESZCZENIE

Dziedzina jaką jest infrastruktura transportowa w Polsce ma wiele obszarów wymagających rozwoju naukowego. Jednym z głównych celów jest ochrona środowiska naturalnego wymagająca wprowadzenia wielu poprawek w obiektach już istniejących i uwzględnieniu ich w obiektach projektowanych. Przy projektowaniu obiektów infrastruktury komunikacyjnej i monitorowaniu różnych typów terenów naturalnych, coraz powszechniej stosuje się metody numeryczne. Metody te wymagają jednak ogromnej ilości danych empirycznych, których w wielu przypadkach brakuje.

Niniejsza praca obejmuje analizę trzech czynników, stanowiących zagrożenie dla terenów naturalnych i dobrostanu organizmów żywych: poziomu ciśnienia akustycznego (hałasu), zawartości wybranych metali ciężkich w glebach i poziomu emisji i imisji wybranych związków szkodliwych w powietrzu. Ponadto dokonano oceny wpływu natężenia ruchu oraz prędkości poruszających się pojazdów w aspekcie zanieczyszczenia środowiska Roztoczańskiego Parku Narodowego wzdłuż ciągów komunikacyjnych (drogowych i kolejowych).

Wykonanie kompleksowych badań w powyższym zakresie pozwoliło na poszerzenie dodatkowej wiedzy ważnej tak dla projektantów infrastruktury, jak i przyrodników dbających o zgodne z przeznaczeniem funkcjonowanie obiektów przyrodniczych. Ponadto wprowadzenie odpowiednich rozwiązań proekologicznych, po uprzednim rozpoznaniu zakresu oddziaływań szlaków komunikacyjnych na tereny je otaczające, umożliwi ograniczenie degradacji (w odniesieniu do obiektów istniejących) oraz na zachowanie ich naturalnych wartości (w odniesieniu do obiektów projektowanych).

Słowa kluczowe: hałas, metale ciężkie, emisja spalin, obszary chronione, infrastruktura transportu.

8. SUMMARY

The environment pollution problems caused by the transport infrastructure at the example of the Roztocze National Park

The field of transport infrastructure in Poland has a lot of branches which require scientific development. One of the main targets is the protection of natural environment demanding an introduction of numerous new measures in the already existing objects as well as including them in the newly designed ones. More and more commonly, numeric methods are applied for the design of transport infrastructure and monitoring of different types of natural areas. These methods, however, demand a vast amount of empirical data which are not always available.

The present article includes an analysis of three factors threatening natural areas and welfare of living organisms: acoustic pressure level (noise), contents of selected heavy metals in soils as well as levels of emission and imission of selected toxic compounds in the atmosphere. Furthermore, an assessment was made of the influence traffic intensity as well as velocities of the driven vehicles on the pollution of the Roztocze Natural Reserve environment along transport lines (both road and railway ones).

Comprehensive research on the above-mentioned issues has allowed to extend the knowledge applicable both for infrastructure designers and for naturalists taking care of the natural reserve objects and their proper functioning. Moreover, introduction of adequate pro-ecological solutions, after previous recognition of the effect of transport lines on the surrounding area, will allow to reduce degradation (in the already existing objects) and to keep the natural values (in the newly designed ones).

Keywords: noise, heavy metals, combustion gas emission, protect areas, transport infrastructure

Adresy Autorów

Słowik Tomasz,
Piekarski Wiesław
Katedra Energetyki i Pojazdów, Wydział Inżynierii Produkcji,
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
(Department of Power Engineering and Vehicles,
Faculty of Production Engineering, University of Life Sciences in Lublin)
ul. Głęboka 28, 20-612 Lublin
e-mail tomasz.slowik@up.lublin.pl

Jackowska Izabella
Katedra Chemii, Wydział Nauk o Żywności i Biotechnologii,
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
(Department of Chemistry, Faculty of Food Science and Biotechnology,
University of Life Sciences in Lublin)
ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin