

DARIUSZ FOSZCZ*

Porównanie obliczeń stężenia zanieczyszczeń pyłowych dla różnie oszacowywanych wartości maksymalnej emisji pyłu zawieszonego — Ep

Słowa kluczowe

Inżynieria mineralna, ochrona środowiska, modelowanie, propagacja zanieczyszczeń pyłowych, stawy osadowe

Streszczenie

W artykule przedstawiono konsekwencje błędnie oszacowywanych wartości maksymalnej emisji pyłu zawieszonego — Ep na wyniki obliczeń stężenia zanieczyszczeń pyłowych. Błędnie obliczona wartość stężenia pyłu w obrębie emitora zanieczyszczeń pyłowych — składowisko odpadów drobnouziarnionych, taśmociąg, hałda — powoduje nieprawidłową ocenę skutków środowiskowych wywołanych działalnością tego typu obiektów będących np. częścią zakładu zajmującego się przetwarzaniem surowców mineralnych. W referacie porównano obliczone wartości stężenia pyłu, zgodnie z wytycznymi ministerialnymi, dla wyznaczonych wartości Ep na podstawie pomiarów stężenia pyłu i dla przyjętych szacunkowych wartości Ep. Obliczenia porównawcze przeprowadzono wykorzystując jako wartość rzeczywistą pomiar stężenia pyłu w stacjach automatycznego monitoringu — „Rudna” i „Tarnówek” — składowiska odpadów poflotacyjnych rud miedzi „Żelazny Most”.

Wprowadzenie

Zanieczyszczenie atmosfery z uwagi na pośrednie szkodliwe oddziaływanie na wszystkie elementy ekosystemu, takie jak: woda, gleba, rośliny, zwierzęta oraz ludzie, jest jednym z najważniejszych problemów związanych z ochroną środowiska. Zanieczyszczenia związane z działalnością ludzką (atropogenne) pochodzą z licznych zakładów przemysłowych oraz są wynikiem transportu samochodowego. Z przeprowadzonego bilansu (Richter 1981) ilości zanieczyszczeń pochodzenia naturalnego i antropogennych wynika, iż działalność ludzka wpro-

* Dr inż., Wydział Górniczy, Zakład Przeróbki Kopalni Ochrony Środowiska i Utylizacji Odpadów AGH, Kraków.

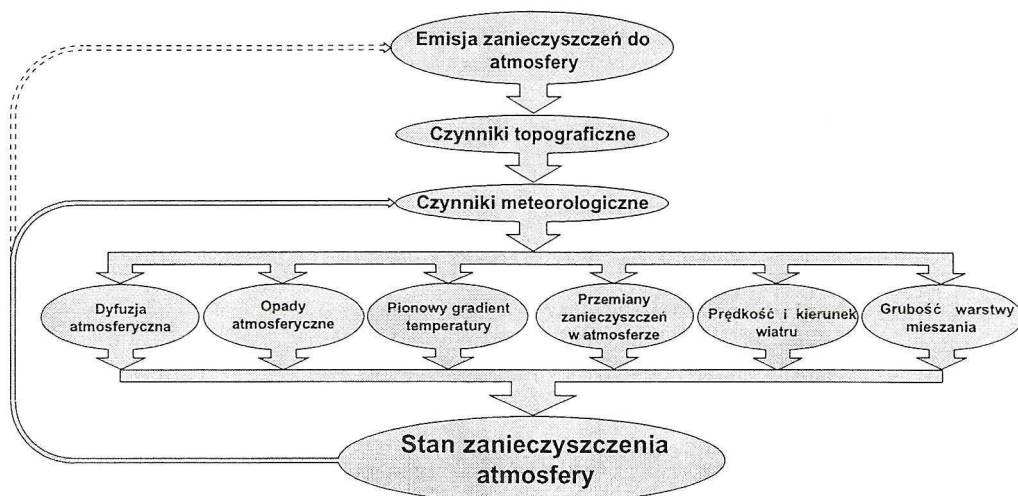
wadza mniejsze ilości zanieczyszczeń dla takich związków, jak: CO₂, CO, SO₂, NO_x oraz pyły (0,77—1,2 — zanieczyszczenia pyłowe pochodzenia naturalnego; 0,1—0,2 zanieczyszczenia antropogenne). Należy jednak mieć na uwadze fakt, iż zanieczyszczenia wynikające z działalności ludzkiej, choć emitowane w mniejszych ilościach, to zasięg ich oddziaływania obejmuje mniejszy obszar, ale najczęściej gęsto zaludniony, powodując dużo większe szkody w środowisku naturalnym.

Bardzo istotne z punktu widzenia oceny skutków środowiskowych działalności przemysłowej jest prawidłowe określenie wartości zanieczyszczeń emitowanych przez poszczególnych producentów. Umożliwia to bilansowanie zanieczyszczeń w małej skali w ramach przedsiębiorstw, a także w skali makro w ramach państw.

Ustalenie wartości emisji zanieczyszczeń pyłowych będących głównymi zanieczyszczeniami wynikającymi z przetwarzania surowców mineralnych umożliwia obliczenie stężenia zanieczyszczeń wokół głównych obiektów i urządzeń w zakładach przerobczych. Pozwala to — po uwzględnieniu innych emitowanych zanieczyszczeń do atmosfery i wód oraz uciążliwości związanych z hałasem, polami elektromagnetycznymi — na ustalenie skutków środowiskowych dla tego typu działalności przemysłowej. Istotnym elementem, który należy również uwzględnić w ocenie jest krajobraz i jego ochrona. Dodatkowo ustalenie wartości stężenia pyłu pozwala na ocenę zasięgu pylenia, co umożliwia wyznaczenie stref ochronnych wokół obiektów szczególnie uciążliwych dla środowiska, np. składowisk materiałów pyłących.

Głównymi źródłami zanieczyszczeń pyłowych związanymi z przetwarzaniem surowców mineralnych są składowiska materiałów drobnouziarnionych, najczęściej odpadowych. Brak dotychczas teorii ujmującej w sposób ścisły emisję i rozprzestrzenianie się pyłu z tego rodzaju źródeł, gdyż są to źródła nieorganizowanej emisji o trudnej do wyznaczenia wartości. Do właściwości odpadów mających wpływ na pylenie ze składowiska należy zaliczyć skład granulometryczny, gęstość oraz wilgotność. Czynniki mającymi wpływ na wartość pylenia poza właściwościami odpadów oraz charakterystyką techniczną składowiska są prędkość wiatru, wilgotność i temperatura otoczenia, nasłonecznienie, topografia terenu oraz stan równowagi atmosfery, który cechują odpowiednie wartości turbulencyjności dynamicznej i termicznej. Na proces rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze największy wpływ mają te zjawiska atmosferyczne i warunki topograficzne, które decydują o intensywności wymiany masy w atmosferze (rys. 1).

Obszar, w którym rozprzestrzeniają się zanieczyszczenia charakteryzują określone warunki topograficzne. Warunki te wpływają na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń bezpośrednio i pośrednio. Takie oddziaływania rzeźby i podłoża terenu, które nie wpływają na parametry meteorologiczne, rozpatrywane w skali większego obszaru, należy uznać za oddziaływania bezpośrednie. Oddziaływanie pośrednie czynników topograficznych polega na wywieraniu wpływu na czynniki meteorologiczne, decydujące o rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń. Dotyczy to w szczególności: stopnia burzliwości powietrza, pionowego gradientu temperatury, prędkości wiatru, gradientu prędkości wiatru. Zależność wartości pionowego gradientu temperatury wynika w dużej mierze z tych cech terenu, które powodują nagrzewanie się oraz chłodzenie powierzchni podłoża. Na zmianę prędkości wiatru, jego kierunku oraz rozkładu silny wpływ ma pionowe ukształtowanie rzeźby terenu. Duży wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ma również stopień i rodzaj zadrzewienia terenu. Poza omawianą już zmianą



Rys. 1. Czynniki wpływające na stan zanieczyszczenia oraz rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w atmosferze, (Juda, Chróściel 1974)

Fig. 1. The factors influencing on the pollution state and spreading of pollution into the atmosphere (Juda, Chróściel 1974)

rzeźby terenu wpływającą na zmianę prędkości wiatru, rozwinięta struktura ulistnienia oraz powierzchnia liści i igieł pasa zieleni działa filtrująco na powietrze zanieczyszczone pyłami i gazami. Ogólnie można stwierdzić, iż czynniki meteorologiczne decydujące o rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w atmosferze mogą powstawać — poza warunkami klimatycznymi danego terenu, porą roku i dnia oraz aktualnym stanem pogody — również pod wpływem warunków topograficznych o działaniu pośrednim.

Oddziaływania topograficzne na zanieczyszczenia atmosfery charakteryzuje się najczęściej stopniem chropowatości, który obliczamy ze wzoru:

$$h_0 = \frac{h_z a}{2F} \quad (1)$$

gdzie:

- h_z — wysokość zabudowy,
- a — rzut powierzchni zabudowy w kierunku wiatru,
- F — powierzchnia w rzucie pionowym.

Obliczenie stopnia chropowatości pozwala na wyznaczenie prędkości wiatru dla terenów zabudowanych:

$$u = 5,5 \cdot C \cdot u_g \cdot \log \left(1 + \frac{z}{h_0} \right) \quad (2)$$

gdzie:

- C — współczynnik oporu dla wiatru,
- u_g — prędkość wiatru geostroficznego,
- z — wysokość.

Stopień chropowatości terenu jest uwzględniany w obliczeniach współczynników poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej.

Punktem wyjścia do badań teoretycznych nad rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń w atmosferze stanowią równania różniczkowe ruchu, ciągłości i zachowania energii oraz równania różniczkowe dyfuzji w ośrodku ruchomym. W zależności od przyjętych uproszczeń i założeń uzyskujemy różne postacie rozwiązania równania dyfuzji. Do najbardziej znanych i zaliczanych do podstawowych należą rozwiązania podane przez: Suttona, Pasquille'a, Bosanqueta i Pearsona oraz Caldera, które różnią się między sobą przyjętymi poziomymi oraz pionowymi współczynnikami dyfuzji. W powyższych równaniach zakłada się niezależność współczynników turbulencyjności atmosfery od współrzędnych x, y, z. Podane rozwiązania równania dyfuzji są podstawą rozwiązań analitycznych (Juda, Chróściel 1974; Kucowski i in. 1997). Rozwiązania tych równań pozwalają na określenie stężenia zanieczyszczeń w dowolnej odległości od źródła oraz (dla punktowego emitora zanieczyszczeń — komina) jego wysokości zapewniającej optymalne rozprzestrzenienie się emitowanych zanieczyszczeń.

Brak dotychczas teorii ujmującej w sposób ścisły emisję i rozprzestrzenianie się pyłu ze zbiorników powierzchniowych spowodował konieczność stosowania uproszczeń pozwalających obliczyć w sposób przybliżony wartość unosu zanieczyszczeń pyłowych. Obecnie do określania wartości stężenia zanieczyszczeń pyłowych w odległości x od źródła pylenia, zawartych w rozporządzeniu MOŚZNiL są stosowane uproszczone metody, bazujące na omawianych wcześniej rozważaniach teoretycznych oraz prowadzonych pomiarach pylenia ze składowisk odpadów drobnouziarnionych. Zgodnie z tymi zaleceniami, do celów obliczeniowych źródło powierzchniowe zastępuje się zespołem źródeł punktowych, dzieląc powierzchnię pyłącą składowiska na kwadraty o boku kilkunastu metrów i każdy kwadrat zastępuje się jednym emitorem punktowym. Takie uproszczenie umożliwia obliczenie stężenia 30-minutowego pyłu zawieszonego S_{x30} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], emitowanego z jednego kwadratu, w odległości x od krawędzi korony obwałowania składowiska w osi wiatru po stronie zawietrznej, na powierzchni terenu zgodnie ze wzorem (Rozporządzenie Ministra... 1998):

$$S_{x30} = \frac{E_p}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (3)$$

gdzie:

- E_p — maksymalna emisja pyłu zawieszonego [mg/s],
- \bar{u} — średnia prędkość wiatru w warstwie od poziomu terenu do wysokości pozornego punktu emisji wzór (4) [m/s],

σ_y — współczynnik poziomej dyfuzji atmosferycznej $\sigma_y = 0,08 \left(6m^{-0,3} + 1 - \ln \frac{H}{z_0} \right) x^a$,

gdzie z_0 oznacza współczynnik aerodynamicznej szorstkości terenu,
zaś m oraz a oznaczają stałe zależne od stanu równowagi atmosfery,

σ_z — współczynnik pionowej dyfuzji atmosferycznej $\sigma_z = 0,38m^{1,3} \left(8,7 - \ln \frac{H}{z_0} \right) x^b$,

gdzie b oznacza stałą zależną od stanu równowagi atmosfery,

H — wysokość pozornego punktu emisji lub efektywna wysokość źródła powierzchniowego lub liniowego [m].

Średnią prędkość wiatru w warstwie od poziomu terenu do wysokości pozornego punktu emisji obliczamy zgodnie ze wzorem:

$$\bar{u} = \frac{u_a}{m+1} \left(\frac{H^m}{14} \right) \quad (4)$$

gdzie:

u_a — prędkość wiatru na wysokości anemometru [m/s],

m — współczynnik zależny od stanu równowagi atmosfery,

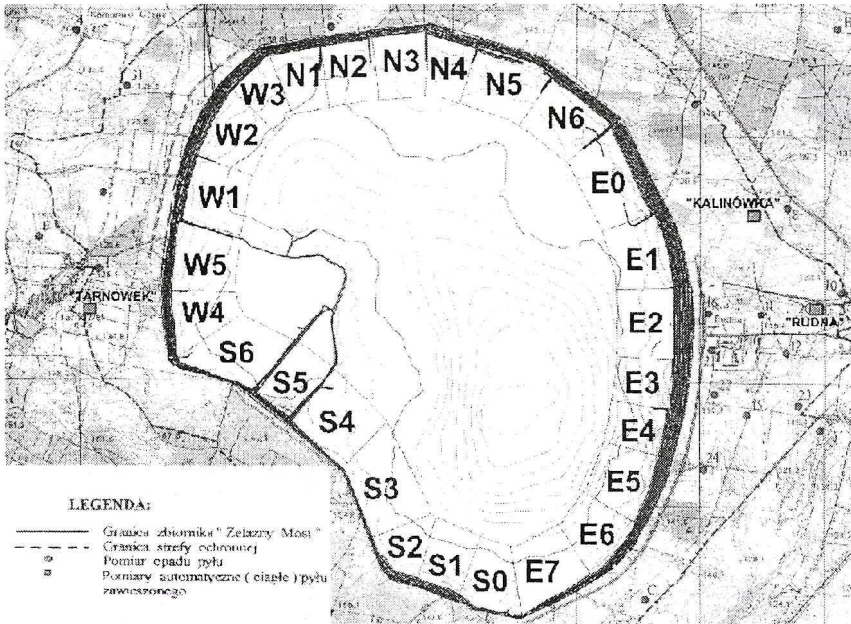
H — wysokość pozornego punktu emisji lub efektywna wysokość źródła powierzchniowego bądź liniowego [m].

2. Omówienie przeprowadzonych obliczeń

W referacie obliczono wartości stężenia pyłu na podstawie wytycznych ministerialnych dla wartości unosu zanieczyszczeń pyłowych (E_p) uzyskanych trzema różnymi metodami: z równania regresji opisującego zmianę wartości unosu w zależności od warunków meteorologicznych, z sieci neuronowych, w których czynniki meteorologiczne były wielkościami wejściowymi oraz przyjmując emisję jednostkową pyłów zależną od prędkości wiatru zgodnie z propozycją Narodowego Centrum Badań Atmosferycznych w Colorado.

Podstawą do opracowania równania opisującego wartość E_p w funkcji warunków meteorologicznych oraz modelu sieci neuronowych były pomiary stężenia pyłu w stacji automatycznego monitoringu „Rudna” oraz „Tarnówek”. Wartość unosu zanieczyszczeń pyłowych E_p obliczono przekształcając wzór (3).

Do obliczenia wielkości emisji ze składowiska „Żelazny Most” przyjęto wąskie przedziały kierunku wiatru (267° — 273°) dla stacji „Rudna” oraz 87° — 97° dla stacji „Tarnówek”, odpowiadające ewentualnemu pyleniu tylko z dwóch sekcji — E2 oraz W4 (rys. 2). Sekcje te wynikają z podziału plaż zbiornika przyjętego przez Zakład Hydrotechniczny administratora składowiska. Do obliczeń przyjęto dane, dla których prędkość wiatru była większa od 2 m/s. Dzięki temu wyeliminowano dane, dla których stężenie pyłu mogło być wynikiem słabego



Rys. 2. Lokalizacja stacji automatycznego monitoringu oraz poszczególnych sekcji zbiornika „Żelazny Most”

Fig. 2. The localization of the automatic monitoring stations and particular sections of the reservoir “Iron Bridge”

przewietrzania. Powszechnie podawaną progową wartością prędkość wiatru, dla której przyjmuje się występowanie unosu drobnych cząstek zanieczyszczeń jest prędkość powyżej 4 m/s (Czaban i in. 2000; Krajewski i in. 1998; Kucowski i in. 1997; Mizera, Butra 1996). Przyjęcie niższego progu prędkości umożliwiło zwiększenie liczby danych do analiz. Dla każdej z sekcji wyznaczono współczynniki poziomej i pionowej dyfuzji atmosferycznej oraz aerodynamicznej szorstkości terenu dla każdej ze stacji automatycznego monitoringu z osobna. Przyjęto długość plaż dla obu sekcji, wynoszącą 350 m, co odpowiada obszarowi o największym prawdopodobieństwie pylenia z uwagi na szybkie przesychanie tej warstwy odpadów (Krajewski 1998). Obie sekcje przy tych założeniach posiadały jednakową powierzchnię pyłącą, co dawało stosunek powierzchni pyłacej w sytuacji pylenia z obu sekcji równy $w_{sE2} = w_{sW4} = 0,5$. Emisję pyłu dla każdej z sekcji zbiornika przy tych założeniach obliczono ze wzoru:

$$E_{pi} = w_{si} \left[\frac{S_{x30}}{\sum_{i=1}^{i=k_s} \frac{w_{si}}{2\pi\bar{u}\sigma_{yi}\sigma_{zi}} \exp\left(-\frac{H_i^2}{2\sigma_{zi}^2}\right)} \right] \quad (5)$$

gdzie:

w_{si} — stosunek powierzchni danej sekcji do łącznej powierzchni pyłących dla danego kierunku wiatru sekcji,

k_s — liczba pyłących na danym kierunku sekcji (maksymalnie 2).

Wzór ten powstał przy założeniu, że stężenie pyłu pomierzone w stacji jest sumą ważonych składowych stężeń wnoszonych przez ważne pylenia poszczególnych sekcji.

Obliczona za pomocą wzoru (5) wartość emisji pozwoliła na ustalenie stochastycznej zależności pomiędzy wartością emisji ze zbiornika a warunkami meteorologicznymi oraz modelem opartego na sieciach neuronowych. Obliczenia przeprowadzono za pomocą programów STATISTICA 5.5 A oraz STATISTICA Neural Networks Pl 4.0 F. Uzyskano szereg równań opisujących unos pyłu w zależności od warunków meteorologicznych oraz kilka postaci sieci neuronowych.

Wyznaczono również wartości stężenia pyłu dla jednostkowych wskaźników emisji pyłów, w $[g/(ha \cdot s)]$ zależnych od prędkości wiatru podanych przez Narodowe Centrum Badań Atmosferycznych w Colorado.

3. Uzyskane wyniki

W tabeli 1 przedstawiono statystyki opisowe dla analizowanych danych. Do obliczeń wprowadzono następujące zmienne: prędkość wiatru — v [m/s], prędkość wiatru podniesioną do potęgi drugiej — v^2 , temperaturę powietrza atmosferycznego — T [°C], temperaturę powietrza atmosferycznego podniesioną do potęgi drugiej — T^2 , ciśnienie atmosferyczne — $R07$ [hPa], wilgotność względna powietrza atmosferycznego — $R05$ [%].

Uzyskane wyniki statystyk opisowych wskazują, iż największą liczbą brakujących danych charakteryzuje się wilgotność względna powietrza atmosferycznego.

3.1. Model regresyjny — E_p w funkcji warunków meteorologicznych

Najlepszymi z uzyskanych równań opisujących wartość E_p w funkcji warunków meteorologicznych okazały się równania przedstawione w tabeli 2. Obliczenia przeprowadzono dla czterech stanów równowagi atmosferycznej.

Z uzyskanych równań po przeliczeniu E_p obliczono stężenie pyłu dla obu stacji, co przedstawiono na rysunku 3. Uzyskano błąd s_r wynoszący $10,98 \mu g/m^3$, co świadczy o słabym dopasowaniu się uzyskanych wyników obliczeń do danych rzeczywistych (średnia wartości stężenia pyłu dla analizowanych danych obu stacji automatycznego monitoringu wynosiła $28,84 \mu g/m^3$)

3.2. Model sieci neuronowych — E_p w funkcji warunków meteorologicznych

Do obliczeń wprowadzono jako wielkość wyjściową E_p , wielkościami wejściowymi zaś były omawiane wcześniej warunki meteorologiczne oraz dodatkowo stan równowagi atmosfery, co dało w sumie 7 wielkości wejściowych. Z uzyskanych licznych postaci sieci najlepszą okazała się sieć GRNN (Generalized regression neural networks — sieci realizujące

Statystyki opisowe zespołu zmiennych dla ogółu danych oraz względem zmiennej stan równowagi atmosfery

The descriptive statistics of the group of variables for the general data and with regard to the balance state of atmosphere

| Ogół zmiennych | | | | | | | |
|----------------------|-----------|------------|------------|------------|-----------|------------|-----------|
| | n-ważnych | Średnia | P.ufn.-95% | P.ufn.+95% | Minimum | Maksimum | Wariancja |
| R05 | 25 | 78,04 | 71,62365 | 84,45635 | 45 | 95 | 241,6233 |
| R07 | 61 | 997,623 | 994,1983 | 1 001,048 | 945 | 1 011 | 178,8055 |
| v | 61 | 3,854645 | 3,506846 | 4,202443 | 2 | 6,9 | 1,844149 |
| T | 61 | 7,836612 | 6,430417 | 9,242807 | 0,6 | 23,9 | 30,14614 |
| Ep | 61 | 13 424 743 | 9 426 890 | 17 422 596 | 834 093,2 | 86 500 000 | 2,44E+14 |
| Stan równowagi — ABC | | | | | | | |
| R05 | 5 | 65,2 | 38,85448 | 91,54552 | 45 | 95 | 450,2 |
| R07 | 5 | 1 001,8 | 993,639 | 1 009,961 | 991 | 1 007 | 43,2 |
| v | 5 | 2,64 | 1,832441 | 3,447559 | 2,1 | 3,7 | 0,423 |
| T | 5 | 14,12 | 2,515788 | 25,72421 | 2,7 | 23,9 | 87,342 |
| Ep | 5 | 45 397 793 | 10 832 298 | 79 963 287 | 8 832 781 | 86 500 000 | 7,75E+14 |
| Stan równowagi — D | | | | | | | |
| R05 | 9 | 79,66667 | 70,83534 | 88,49799 | 63 | 93 | 132 |
| R07 | 30 | 993,8 | 987,2855 | 1 000,315 | 945 | 1 009 | 304,3724 |
| v | 30 | 4,984444 | 4,656534 | 5,312355 | 2,4 | 6,9 | 0,771167 |
| T | 30 | 7,205556 | 6,075513 | 8,335598 | 2,7 | 20 | 9,15855 |
| Ep | 30 | 17 810 676 | 1 4334 345 | 21 287 007 | 1 115 306 | 32 223 310 | 8,67E+13 |
| Stan równowagi — E | | | | | | | |
| R05 | 8 | 81,125 | 69,25605 | 92,99395 | 61 | 95 | 201,5536 |
| R07 | 16 | 1 001,25 | 998,6504 | 1 003,85 | 992 | 1 011 | 23,8 |
| v | 16 | 2,60625 | 2,308311 | 2,904189 | 2 | 3,7 | 0,312625 |
| T | 16 | 9,31875 | 5,704795 | 12,93271 | 0,6 | 23,7 | 45,99763 |
| Ep | 16 | 2 641 150 | 1 772 967 | 3 509 333 | 834 093,2 | 5 436 291 | 2,65E+12 |
| Stan równowagi — F | | | | | | | |
| R05 | 3 | 86,33333 | 51,17306 | 121,4936 | 70 | 95 | 200,3333 |
| R07 | 10 | 1 001,2 | 995,8277 | 1 006,572 | 990 | 1 008 | 56,4 |
| v | 10 | 3,07 | 2,529339 | 3,610661 | 2,1 | 4,4 | 0,571222 |
| T | 10 | 4,216667 | 1,515745 | 6,917589 | 1,1 | 12,3 | 14,25537 |
| Ep | 10 | 1 534 170 | 1 063 563 | 2 004 777 | 862 879,7 | 3 056 032 | 4,33E+11 |

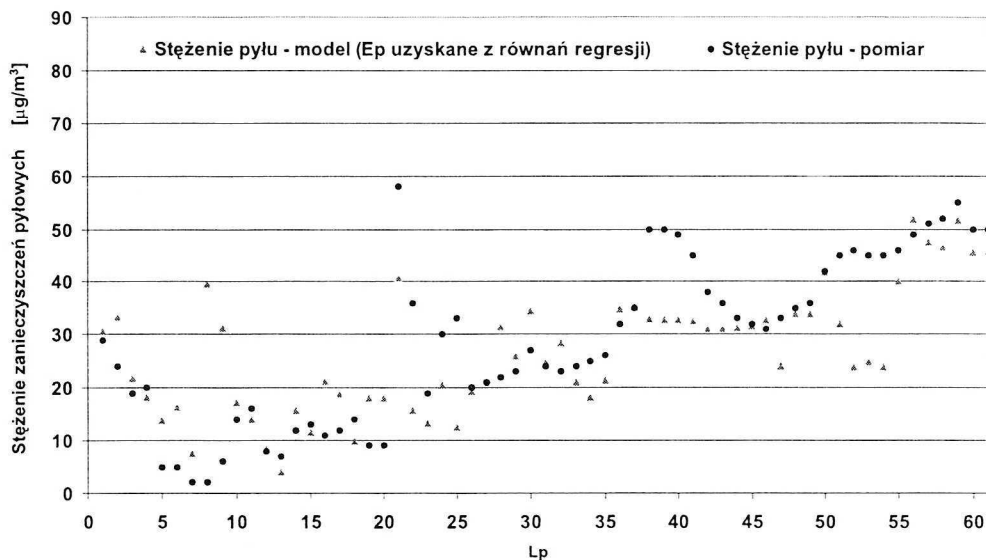
TABELA 2

Wartości współczynników uzyskanych równań opisujących Ep

TABLE 2

The coefficients values of the obtained descriptive equations Ep

| Stan równowagi atmosfery — ABC | | | | |
|--|-----------------------|---------------|--------------|-------------|
| R = 0,7534 R ² = 0,5676 Popraw. R ² = 0,4955 | | | | |
| F(1,6) = 7,8759 p < 0,03090 Błąd std. estymacji: 31 090 000 | | | | |
| | B | Błąd st. B | t(6) | poziom p |
| R07 | 32 880,9976 | 11 716,44598 | 2,806396894 | 0,030902442 |
| Stan równowagi atmosfery — D | | | | |
| R = 0,9346 R ² = 0,8735 Popraw. R ² = 0,8577 | | | | |
| F(4,32) = 55,252 p < 0,00000 Błąd std. estymacji: 6 897 000 | | | | |
| | B | Błąd st. B | t(32) | poziom p |
| v | -6 262 826,376 | 2 477 428,094 | -2,527954854 | 0,016606575 |
| T ² | -259 995,8734 | 44 377,01606 | -5,858795756 | 1,63415E-06 |
| T | 6 303 046,852 | 1 184 177,067 | 5,322723288 | 7,76914E-06 |
| v ² | 744 677,8902 | 310 638,3465 | 2,397250367 | 0,022528626 |
| Stan równowagi atmosfery — E | | | | |
| R = 0,8692 R ² = 0,7555 Popraw. R ² = 0,7411 | | | | |
| F(1,17) = 52,534 p < 0,00000 Błąd std. estymacji: 1 476 000 | | | | |
| | B | Błąd st. B | t(17) | poziom p |
| v ² | 315 558,4157 | 43 537,16662 | 7,248023704 | 1,36215E-06 |
| Stan równowagi atmosfery - F | | | | |
| R = 0,9888 R ² = 0,9777 Popraw. R ² = 0,9592 | | | | |
| F(5,6) = 52,674 p < 0,00007 Błąd std. estymacji: 319 500 | | | | |
| | B | Błąd st. B | t(6) | poziom p |
| v | 3 504 966,639 | 1 263 252,902 | 2,774556571 | 0,032227863 |
| T | 828 286,8002 | 203 166,5811 | 4,076885065 | 0,006524955 |
| T ² | -56 144,42331 | 14 514,17552 | -3,868247511 | 0,008282687 |
| v ² | -599 135,3694 | 194 681,3387 | -3,077518232 | 0,021731908 |
| R07 | -5 064,887735 | 1 920,275632 | -2,637583716 | 0,038665213 |

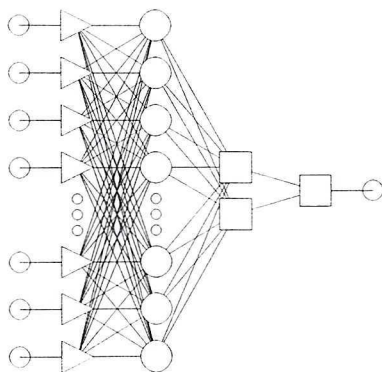


Rys. 3. Porównanie wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych uzyskanych dla E_p obliczonego z równań regresji z wartościami zmierzonymi przez stacje automatycznego monitoringu „Rudna” i „Tarnówek”

Fig. 3. The comparison of the dust pollution density values, obtained for E_p calculated from regressive equations with values from automatic monitoring stations “Rudna” and “Tarnówek”

regresję uogólnioną), której schemat przedstawiono na rysunku 4, a statystyki regresyjne w tabeli 3.

Z uzyskanych za pomocą sieci wartości E_p obliczono stężenie pyłu dla obu stacji, co przedstawiono na rysunku 5. Uzyskano błąd s_f wynoszący $1,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co świadczy o bardzo dobrym dopasowaniu się uzyskanych wyników obliczeń do danych rzeczywistych.



Rys. 4. Schemat uzyskanej sieci GRNN

Fig. 4. The scheme of the obtained network GRNN

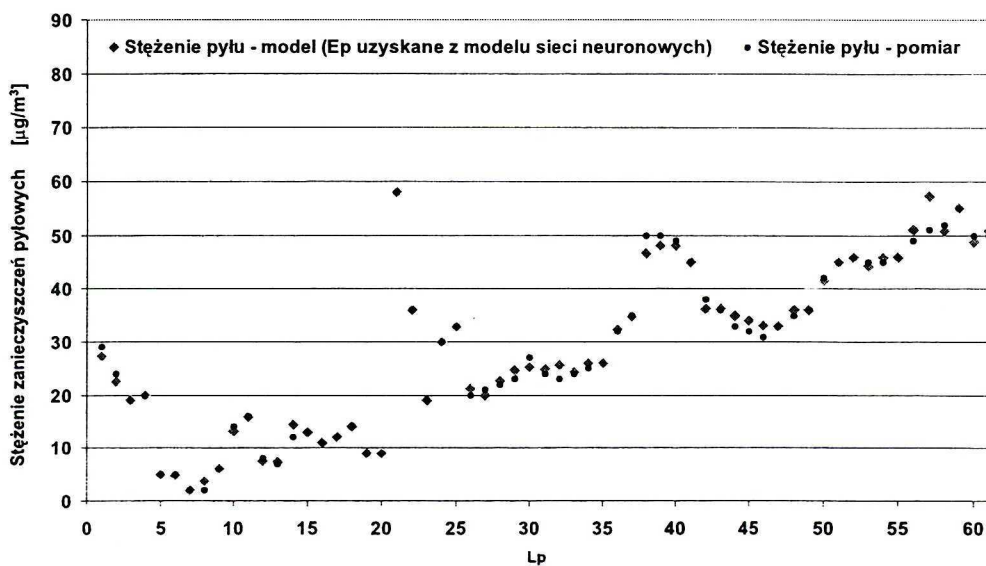
TABELA 3

Statystyki regresyjne uzyskanej sieci GRNN

TABLE 3

The regressive statistics of the obtained network GRNN

| | Zbiór przypadków | | |
|-------------------------|------------------|----------------|------------|
| | Uczący Ep | Walidacyjny Ep | Testowy Ep |
| Średnia | 1,387e+07 | 1,215e+07 | 1,096e+07 |
| Odchylenie standardowe | 1,646e+07 | 1,131e+07 | 1,236e+07 |
| Średni błąd | 13 736,29 | 435 154,5 | 39 390,71 |
| Odchylenie błędu | 456 862,2 | 540 764,5 | 1 529 701 |
| Średni błąd bezwzględny | 246 051,3 | 441 549 | 914 872,8 |
| Iloraz odchyień | 0,02775 | 0,0478068 | 0,123733 |
| Korrelacja | 0,9996202 | 0,9994635 | 0,9923873 |



Rys. 5. Porównanie wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych uzyskanych dla Ep otrzymanego z sieci neuronowych z wartościami zmierzonymi przez stacje automatycznego monitoringu „Rudna” i „Tarnówek”

Fig. 5. The comparison of the dust pollution density values, obtained for Ep, calculated from neural networks with the measured values, from automatic monitoring stations “Rudna” and “Tarnówek”

3.3. Jednostkowe wskaźniki E_p w funkcji prędkości wiatru

Zaproponowane jednostkowe wskaźniki emisji pyłów (E_p) przez Narodowe Centrum Badań Atmosferycznych w Colorado (tab. 4) dotyczy pylenia z gleb ilastych i przy pewnych założeniach może być ona przyjmowana do obliczeń dla niezabezpieczonych przed pyleniem, suchych powierzchni składowisk, na których odłożone odpady nie podlegają procesom cementacji. Dane do obliczeń prezentowanych w tym artykule zostały przygotowane tak, iż można uznać, iż przedstawione warunki zostały spełnione. Dotyczy to głównie prowadzonych na zbiorniku prac zabezpieczających jego plażę przed pyleniem. Z obliczeń wyeliminowano dane, dla których na analizowanych sekcjach prowadzone były prace eksploatacyjne bądź powierzchnia była pokryta substancją zabezpieczającą przed pyleniem, co oznacza, iż pylenie było mało prawdopodobne. Mając to na uwadze można przyjąć prezentowane w niniejszym artykule obliczenia jako wstępne, umożliwiające porównanie różnych metod oceny stanu zapylenia wokół składowiska odpadów drobnouziarnionych.

TABELA 4

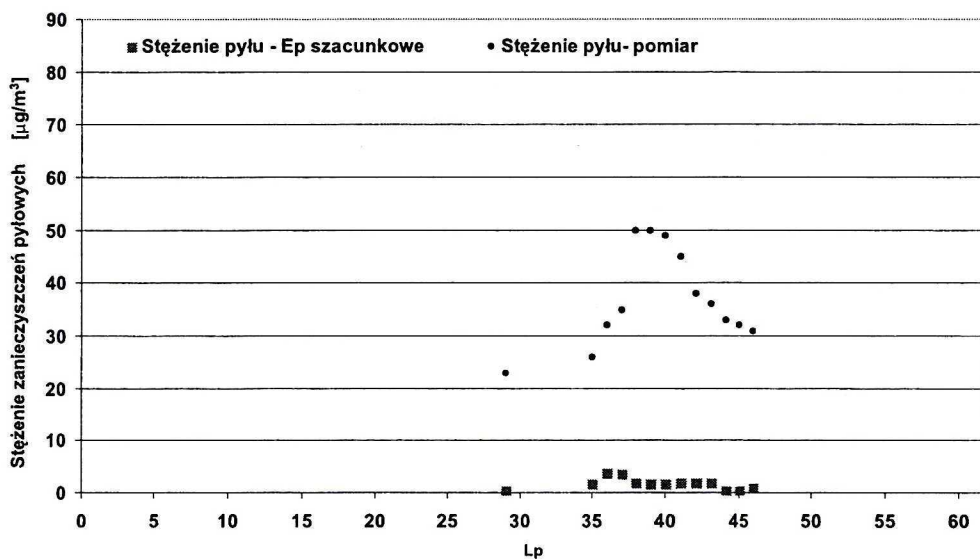
Jednostkowe wskaźniki emisji pyłów E_p [g/ha·s], z gleb ilastych według badań prowadzonych przez Narodowe Centrum Badań Atmosferycznych w Colorado (Kucowski 1997)

TABLE 4

The individual coefficients of dust emission E_p [g/ha·s] from the loamed soils with regard to the researches, leaded by the National Center of Atmospheric Researches in Colorado (Kucowski 1997)

| Rodzaj emisji | Prędkość wiatru, m/s | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------------------|-----|------|------|-------|-------|-------|-------|
| | <5 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| Pył zawieszony $d < 10 \mu\text{m}$ | 0 | 0,4 | 3,0 | 12,0 | 40,0 | 110,0 | 300,0 | 800,0 |
| Pył opadający $d > 10 \mu\text{m}$ | 0 | 8,0 | 35,0 | 78,0 | 143,0 | 233,0 | 352,0 | 500,0 |

Przyjęcie wartości progowej prędkości wiatru, dla której występuje pylenie na poziomie powyżej 5 m/s spowodowało znaczne zmniejszenie liczby danych do obliczeń. W wyniku obliczeń uzyskano błąd s_r wynoszący $39,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co świadczy o bardzo słabym dopasowaniu się uzyskanych wyników obliczeń do danych rzeczywistych (średnia dla analizowanych danych w tym przypadku wynosiła — $36,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jedną z przyczyn jest fakt przyjmowania większych wartości E_p dopiero dla wyższych prędkości. Dla analizowanych danych nie odnotowano prędkości powyżej 7 m/s. Dodatkowo nie należy zapominać, iż mierzone w stacji automatycznego monitoringu wartości stężenia zanieczyszczeń są sumą zanieczyszczeń pochodzących bezpośrednio ze składowiska oraz tła. Na rysunku 6 przedstawiono porównanie wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych uzyskanych dla jednostkowych wskaźników emisji pyłów E_p z wartościami zmierzonymi przez stacje automatycznego monitoringu „Rudna” i „Tarnówek”. W celu ewentualnych porównań pozostawiono układ poszczególnych pomiarów (oś odciętych) zgodny z metodami uzyskania E_p prezentowanymi wcześniej (rys. 4 i 5).



Rys. 6. Porównanie wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych uzyskanych dla jednostkowych wskaźników emisji pyłów E_p z wartościami zmierzonymi przez stacje automatycznego monitoringu „Rudna” i „Tarnówek”

Fig. 6. The comparison of the dust pollution density values, obtained for individual coefficients of dust emission E_p with the measured values from automatic monitoring stations “Rudna” and “Tarnówek”

Uwagi końcowe

Poprawne określenie wskaźnika emisji pyłów E_p jest bardzo ważnym elementem w ocenie stanu zapylenia. Z prezentowanych w niniejszym artykule, najlepszą metodą wyznaczenia E_p okazała się metoda sieci neuronowych. Umożliwiła ona najlepsze dopasowanie uzyskiwanych wartości E_p w funkcji zmiennych niezależnych. Nieco gorsze wyniki daje metoda określenia E_p za pomocą równań regresyjnych. Pozwala ona na ocenę wpływu poszczególnych zmiennych (warunków meteorologicznych) na wartość szacowanej zmiennej E_p , dając pełny obraz na przebieg zmian tej zmiennej. Zgodnie z oczekiwaniami najgorszym podejściem do obliczania wartości stężenia pyłu jest wprowadzanie do obliczeń szacowanych wartości E_p uzależnionych tylko od jednego parametru — prędkości wiatru. Takie podejście nie uwzględnia wielu bardzo istotnych czynników mających wpływ na wartość E_p , jakimi są przede wszystkim temperatura powietrza atmosferycznego, opad deszczu itp.

Podsumowując należy podkreślić, iż prezentowane porównanie zostało przeprowadzone na danych o małej liczebności, co jest wynikiem przyjętych założeń, dlatego należy je traktować jako wstęp do dalszych badań. Kontynuacja prac mających na celu opracowanie metod wyznaczenia emisji ma bardzo duże znaczenie dla prawidłowego określania stopnia uciążliwości działalności przemysłowej na środowisko.

LITERATURA

- Czaban S., Dobrzański Z., Kołacz R., 2000 — Ocena oddziaływania składowiska „Żelazny Most” na środowisko w 1999 r. Przedsiębiorstwo Doradztwa i Wdrożeń ARCANUM Sp. z o.o., Wrocław.
- Juda J., Chróściel S., 1974 — Ochrona powietrza atmosferycznego. WNT, Warszawa.
- Krajewski J., Tasz W., Basińska M., 1998 — Ocena oddziaływania składowiska „Żelazny Most” na środowisko w latach 1996—1997. CBPM CUPRUM, Wrocław.
- Kucowski J., Laudyn D., Przekwas M., 1997 — Energetyka a ochrona środowiska. WNT, Warszawa.
- Mizera A., Butra J., 1996 — Ocena oddziaływania składowiska „Żelazny Most” na środowisko. Zakład Ochrony Środowiska NIS, Wrocław.
- Richter L.A., Wołkow E.P., Pokrowskij W.N., 1981 — Ochrona wodnego i wozdusznego bassejnow ot wybrosov tepłowych elcktrostancij. Energojzdat, Moskwa.
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych (Dz.U. z dnia 28 września 1998 r.), Dz.U. 98.122.805.

DARIUSZ FOSZCZ

THE COMPARISON OF THE DUST POLLUTION DENSITY CALCULATIONS FOR THE DIFFERENT TYPES OF THE MAXIMUM VALUE OF DUST SUSPENDED ESTIMATION — E_p

Key words

Mineral engineering, environmental protection, modeling, propagation of dust pollution, flotation wastes ponds

Abstract

In the paper, there are presented the consequences of incorrect values of estimated maximal dust suspended emission — E_p on the results of dust pollution concentration calculations. Wrongly estimated value of dust concentration in the area of dust pollution emitter — dumping side of fine-grained materials, conveyor belt, waste-tip — cause incorrect estimation of the environmental effects, induced by the activity of such type of structures, which are, for example, the part of the mineral resources processing factory. In the paper there is a comparison of estimated dust concentration values according to the ministerial directives, for determined E_p values in the base of dust concentration measurements and for adopted estimated E_p values. The comparative calculations were done by using, as the real value, the dust concentration measurement in automatic monitoring stations — “Rudna” and “Tarnówck” — of flotation waste dumping-side of copper ores “Iron Bridge” (“Żelazny Most”).