

## Probabilistyczna ocena warunków środowiskowych; zagadnienia metodologii

Janusz Hauryłkiewicz\*



**Probabilistic evaluation of the environment conditions; methodological issues.** Prz. Geol., 516–521.

*S u m m a r y.* A probabilistic approach is gaining popularity in evaluating conditions of the environment. Hence some useful methods of the probabilistic evaluation of the environment conditions have been presented and classified according to the degree of relying upon probabilistic measures and probability theory. Division of the methods has been introduced into frequentist methods and metric ones. The way of global treatment of the three sources of vagueness (randomness, fuzziness, errors) has been proposed. Theoretical and practical kinds of the environment conditions assessments have been distinguished, as well as aims and geometrical interpretation of these assessments have also been presented. Besides, two examples of a probabilistic assessments have been referred.

**Key words:** environment conditions, evaluation, probability

Ocena warunków środowiskowych ma zazwyczaj dwa cele:

1) „teoretyczny” — rozpoznanie poszczególnych składników środowiska, ich właściwości, przestrzennego i czasowego zakresu zmienności,

2) „praktyczny” — zbadanie, co na podstawie powyższego rozpoznania można orzec o środowisku w aspekcie określonego zagadnienia, na przykład, w jakim stopniu środowisko nadaje się do zaspokojenia pewnych potrzeb, jak realne jest zagrożenie środowiska pewnymi katastrofami itp.

Aczkolwiek słusznie się uważa, że najlepszą formą oceny warunków środowiskowych są opracowania kartograficzne (Drażowski, 2004), to jednak w odniesieniu do każdego z powyższych celów coraz częściej wyraża się życzenie, aby warunki środowiskowe określonego obiektu (miasta, osiedla, zakładu produkcyjnego, trasy komunikacyjnej, gospodarstwa, budowli itp.) były oceniane z uwzględnieniem ich niepewności; trudno bowiem obronić stanowisko, według którego taka czy inna ocena jakiegokolwiek warunków środowiskowych ma walor stuprocentowej prawdy; raczej jest ona w pewnym stopniu zbliżona do prawdy, podobna do prawdy — prawdopodobna.

Stąd życzeniom owym wychodzi się naprzeciw, formułując oceny, wyrażające to prawdopodobieństwo w jakiś sposób, i dlatego nazywane ocenami probabilistycznymi, przy czym nierzadko w opinii odbiorców rozmaitych ocen rangą najwyższą i największym zaufaniem obdarza się właśnie oceny probabilistyczne.

Trzeba wszakże zauważyć, że ktoś otrzymując zlecone przez siebie opracowanie oceny probabilistycznej warunków środowiskowych, może sądzić błędnie, że ocena taka daje mu odpowiedź na całokształt nurtujących go wątpliwości, co do tych warunków, może też nie wiedzieć, że jedna ocena probabilistyczna innej ocenie probabilistycznej nie musi być równoważna pod pewnymi względami, i że bezkrytyczne ich porównywanie ma wątpliwą wartość metodyczną.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie znaczących kwestii metodologicznych:

□ podziału metod oceny warunków ze względu na różny stopień nasycenia metody probabilistyką,

□ najczęściej akceptowanych różnych źródeł nieokreśloności (niepewności), które bywają uwzględniane w ocenach warunków środowiskowych,

□ sposobów łączenia nieokreśloności różnej natury w ocenę kompleksową,

□ oceny warunków środowiskowych jako rozpoznania (cel (1) z wymienionych na wstępie),

□ oceny warunków środowiskowych w aspekcie określonego zagadnienia (cel 2),

□ uproszczonych przykładów wyznaczania ocen warunków środowiskowych niektórymi metodami.

### Metody oceny a probabilistyka

Probabilistyka zajmuje się prawdopodobieństwem i jego teoretycznymi prezentacjami, i nie od rzeczy będzie dopowiedzenie, że (Korn & Korn, 1985; WE PWN, 2004):

□ prawdopodobieństwo zdarzenia losowego jest miarą (oceną) możliwości zajścia tego zdarzenia w określonych warunkach,

□ teoria prawdopodobieństwa dostarcza metod wyznaczania takich miar dla zdarzeń losowych, które są logicznie związane z innymi zdarzeniami losowymi o znanych (lub założonych) miarach.

Otóż, zależnie od przyjętej metody oceny warunków środowiskowych, ocena może być lub może nie być wyrażona jako prawdopodobieństwo wystąpienia tych warunków, a także może być lub może nie być wykorzystana teoria prawdopodobieństwa. Z tych dychotomicznych podziałów wynika klasyfikacja metod oceny przedstawiona w tab. 1 (Hauryłkiewicz, 1991).

**Aprobabilistyczny** charakter metody nie oznacza pomijania przez nią losowej natury właściwości środowiska; pracując tą metodą jest się świadomym tej losowości, tylko nie stosuje się teorii prawdopodobieństwa i nie mierzy się oceny prawdopodobieństwem. W metodach tych intuicyjnie szacuje się losowe odchyłki od wartości przeciętnej w sposób ekspercki, korzystając z osobistego doświadczenia lub też częściowo ze zgromadzonych ad

**Tab. 1. Probabilistyczna klasyfikacja metod oceny**

Tab.1. Probabilistic classification of evaluation methods

	Ocena jest wyrażona prawdopodobieństwem <i>evaluation is expressed by means of probability</i>		
	tak <i>yes</i>	nie <i>no</i>	nie <i>no</i>
Stosuje się teorię prawdopodobieństwa <i>theory of probability is used</i>	tak <i>yes</i>	metody probabilistyczne <i>probabilistic methods</i>	metody semiprobabilistyczne <i>semiprobabilistic methods</i>
	nie <i>no</i>	metody kryptoprobabilistyczne <i>cryptoprobabilistic methods</i>	metody aprobabilistyczne <i>aprobabilistic methods</i>

\*Katedra Geotechniki, Politechnika Koszalińska, ul. Raclawicka 15, 75-620 Koszalin; janusz.haurylkiewicz@rzgw.poznan.pl

hoc danych nie nadających się z pewnych powodów do opracowania statystycznego.

W metodach **kryptoprobabilistycznych** podaje się ocenę określonego składnika środowiska wyrażoną przez prawdopodobieństwo subiektywne (WE PWN, 2004) wystąpienia tego składnika w określonym przedziale wartości lub na określonym poziomie; odzwierciedla ono przeświadczenie eksperta o szansach przyjęcia przez dany składnik pewnej charakterystyki liczbowej.

W metodach **semiprobabilistycznych** dysponuje się zasobem danych dostatecznie obszernym do jakiegoś opracowania statystycznego, opartego na teorii prawdopodobieństwa, ale z rozmaitych powodów ocenę wystąpienia określonych warunków środowiska wyraża się nie prawdopodobieństwem (co można by było zrobić mając te dane), ale za pomocą innych pojęć, jak np. współczynnika pewności, marginesu błędu, rozrzutu, odległości od wartości pożądanej lub krytycznej, rangi itp. Zastępowanie prawdopodobieństwa innymi pojęciami wynika zazwyczaj z dążenia do przedstawienia oceny warunków środowiskowych osobom dalekim od probabilistyki, osadzonym w określonej tradycji oceniania właśnie tymi innymi pojęciami, czasem z potrzeby społecznej stworzenia prostej procedury normującej formułowanie ocen warunków środowiska.

Metody **probabilistyczne** są najbardziej konsekwentne i logicznie spójne, wpływ subiektywnych przekonań eksperta na ocenę warunków jest nieznaczny. Dostatecznie obszerny zbiór danych poddaje się odpowiedniemu opracowaniu statystycznemu, uzasadnionemu probabilistycznie (Krumbein & Graybill, 1965), i otrzymuje się ocenę warunków jako prawdopodobieństwo przyjęcia przez składniki określonej kombinacji wartości lub przedziałów wartości. Podstawowym założeniem tych metod jest traktowanie wybranych  $n$  cech środowiska jako składowych wektora losowego. Chociaż każda ze składowych w ogólności może mieć właściwy sobie rozkład gęstości prawdopodobieństwa, nierzadko przyjmuje się model rozkładu  $n$ -wymiarowego. Zbudowany z tych składowych wektor losowy wyraża stan środowiska, a w interpretacji geometrycznej wskazuje otoczony strefą niepewności określony punkt w abstrakcyjnej  $n$ -wymiarowej przestrzeni, zwanej przestrzenią stanów środowiska. Współrzędnymi tego punktu są wartości oczekiwane poszczególnych składowych wektora.

W metodach probabilistycznych jednak też trzeba przyjmować pewne założenia uzasadnione celem późniejszego wykorzystania oceny lub charakterem zgromadzonego materiału statystycznego. Najważniejsze założenia dotyczą trzech aspektów.

Po pierwsze, trzeba rozstrzygnąć, czy w całej przestrzeni stanów środowiska jest taki sam wielowymiarowy rozkład prawdopodobieństwa (przestrzeń stanów probabilistycznie jednorodna), czy też rozkład ten może ulegać zmianie przy przechodzeniu środowiska z jednej części przestrzeni stanów do innej (przestrzeń stanów probabilistycznie niejednorodna). W przypadku przestrzeni jednorodnej odpowiedniejszym jest formułowanie ocen z wykorzystaniem prawdopodobieństwa frekwencyjnego, związanego z pojęciem częstości, zaś w przypadku przestrzeni niejednorodnej — z wykorzystaniem prawdopodobieństwa metrycznego, związanego z pojęciem odległości losowej (Haurylkiewicz, 1996). Otóż dość często brak podstaw racjonalnych do rozstrzygnięcia tej kwestii, a założenie trzeba przyjąć.

Po drugie, trzeba rozstrzygnąć, czy wspomniany wyżej wektor losowy wyrażający stan środowiska, jest funkcją jedynie elementarnego zdarzenia losowego z określonej przestrzeni tych zdarzeń, czy też ponadto zależy od pewnych wielkości deterministycznych. W pierwszym wypadku wybrać należy model zdarzenia losowego (Krumbein & Graybill, 1965), w drugim — model pola losowego (Szczepankiewicz, 1985). I tu też, jak poprzednio, czasem brak podstaw do rozstrzygnięcia, a założenie trzeba przyjąć.

I po trzecie, metody probabilistyczne różnią się stopniem wykorzystania informacji o rozkładach prawdopodobieństwa i o społecznym lub ekonomicznym ryzyku, i pod tym względem rozróżnia się cztery poziomy obliczeniowe: na pierwszym poziomie korzysta się tylko z wartości oczekiwanej wektora losowego, na drugim — z wartości oczekiwanej i z wariancji (lub kowariancji), na trzecim — z dystrybuanty lub funkcji gęstości prawdopodobieństwa, na czwartym — ponadto z oceny społecznego (w tym ekonomicznego) ryzyka przyjęcia wypracowanej oceny warunków środowiskowych lub jej odrzucenia. Tu też czasem brak danych do rozstrzygnięcia racjonalnego i przyjmuje się poziom obliczeń według podpowiedzi intuicji eksperta. Odnośnie do poziomu trzeciego warto zauważyć, że jeszcze jakieś trzydzieści lat temu prawie powszechnie zakładano normalny rozkład prawdopodobieństwa cech składników środowiska, a obecnie zgromadzony materiał doświadczalny pozwala zasadnie przyjmować rozkłady inne, lepiej oddające charakter losowości danej cechy.

#### Źródła nieokreśloności warunków środowiskowych

Obecnie nie ma poważniejszych sporów co do rodzajów nieokreśloności i ich źródeł. Uważa się, że nieokreśloność warunków środowiskowych wynikać może z trzech, przed innymi, źródeł:

- z losowego charakteru składników środowiska
- z nieostrości rozpoznania właściwości tych składników,
- z błędów możliwych do popełnienia, np. przy podejmowaniu decyzji dotyczącej wyboru składników do oceny, przy wyborze modelu probabilistycznego itp.

Nieokreśloności te szacuje się z różnym ładunkiem obiektywizmu. Losowość szacuje się obiektywnie (Krumbein & Graybill, 1965) za pomocą wariancji i kowariancji wektora losowego, wykorzystując teorię prawdopodobieństwa. Nieostrość szacuje się ze znaczącym udziałem założeń subiektywnych za pomocą teorii zbiorów rozmytych (Bolc i in., 1991). Błędy decyzji szacuje się za pomocą teorii ryzyka, też wprowadzającej w grę założenia subiektywne obok obiektywnych (Lindgren, 1977). Te trzy teorie nie są jeszcze dziś gałęziami jakiejś wspólnej teorii-matki, ale mimo to są efektywnym narzędziem szacowania poszczególnych rodzajów nieokreśloności z osobna. Problemem jest, jak łączyć nieokreśloności z odmiennych źródeł w jedną ocenę kompleksową.

#### Łączenie różnych nieokreśloności w ocenę kompleksową

Gdy uwzględnia się wszystkie źródła nieokreśloności danej cechy, wtedy najczęściej zakłada się, że są one nieskorelowane, i kwadrat kompleksowej nieokreśloności cechy (tzw. wariancję uogólnioną) oblicza się jako sumę kwadratów poszczególnych nieokreśloności, mimo iż — jak zaakcentowano powyżej — poszczególne nieokreśloności

ności wywodzą się z różnych koncepcji teoretycznych i są niejednako obciążone założeniami subiektywnymi. Tak obliczona wariancję uogólnioną traktuje się jako kwadrat odchylenia standardowego zastępczej zmiennej losowej (ściślej RFE, *random-fuzzy-error*), zwykle nieinterpretowanej, co umożliwia dalej ocenę prawdopodobnego zakresu wartości, jakie może przyjmować analizowana cecha.

Gdy są podstawy do uznania, iż źródła nieokreśloności danej cechy są skorelowane, wtedy dość prostą procedurę kompleksowego oszacowania „wypadkowej” zmienności cech środowiska proponuje metryczne podejście do oceny probabilistycznej (Haurylkiewicz, 1991). Nieokreśloność stanu środowiska wyrażona jest macierzą  $\mathbf{V}$ , której elementy  $v_{ij}$ ,  $i, j=1, 2, \dots, n$  są „wypadkowymi” kwadratami miar niepewności w określeniu stanu środowiska przy jednoczesnej zmianie cech  $x_i$  i  $x_j$ , tj. przy zachodzącej jednocześnie zmianie  $i$ -tej oraz  $j$ -tej właściwości obiektu. W elementach  $v_{ij}$  zawierają się wpływy losowości, nieostrości i błędów decyzji; oblicza się je z następujących wzorów:

$$v_{ij} = \mathbf{q}_{ij}^T \mathbf{K} \mathbf{q}_{ij} \quad (\text{mnożenie macierzowe}) \quad [1]$$

$$\mathbf{q}_{ij}^T = [q_{ij}^r \quad q_{ij}^f \quad q_{ij}^e] \quad (\text{wektor transponowany}) \quad [2]$$

$$\mathbf{K} = \begin{bmatrix} k_{rr} & k_{rf} & k_{re} \\ k_{fr} & k_{ff} & k_{fe} \\ k_{er} & k_{ef} & k_{ee} \end{bmatrix} = [k_{ij}], \quad i, j = r, f, e \quad [3]$$

przy czym element  $k_{ij}$  ( $i, j = r, f, e$ ) macierzy  $\mathbf{K}$  wyraża siłę związku (korelację) między  $i$ -tym i  $j$ -tym źródłem nieokreśloności, wielkości zaś  $q_{ij}^r$ ,  $q_{ij}^f$ ,  $q_{ij}^e$  są składowymi miarami niepewności w określeniu stanu obiektu (przy jednoczesnej zmianie parametrów  $x_i$  i  $x_j$ ) wynikających odpowiednio z losowości (*randomness*), nieostrości poznania (*fuzziness*) i błędów decyzji (*errors*). Niepewność  $q_{ij}^r$  wyznacza się jako większą półkę jednostkowej elipsy zastępczego (równoważnego) standaryzowanego rozkładu normalnego dwuwymiarowej zmiennej losowej utworzonej z parametrów  $x_i$  i  $x_j$ , niepewność  $q_{ij}^f$  — jako 1/3 eksperckiego oszacowania górnej wartości wypadkowego zakresu jednoczesnej zmienności  $x_i$  i  $x_j$ , niepewność  $q_{ij}^e$  — jako 1/3 eksperckiego oszacowania górnej wartości wypadkowego błędu decyzji, który to błąd roztropnie jest wziąć pod uwagę.

### Ocena „teoretyczna” warunków środowiskowych

Jak zaznaczono na wstępie, celem jest tu rozpoznanie. Zależnie od zgromadzonych danych o środowisku i od możliwości finansowania dalszych badań podejmuje się wprowadzić probabilistykę w rozpoznanie następującymi metodami, w kolejności od najprostszych do najbardziej złożonych: apobabilistycznymi, kryptopobabilistycznymi, semipobabilistycznymi, pobabilistycznymi wg modelu zdarzenia losowego (poziomu 1, poziomu 2, poziomu 3, poziomu 4), pobabilistycznymi wg modelu pola losowego.

Dogodnie będzie teraz przywołać geometryczną interpretację rozpoznania środowiska: środowisko uznaje się za otoczony strefą nieokreśloności punkt E w przestrzeni  $n$ -wymiarowej, której poszczególne wymiary odpowiadają określonym  $n$  właściwościom składników środowiska. Współrzędne punktu E w tej przestrzeni odpowiadają wartościom oczekiwany tych właściwości, uzyskanym w wyniku działań rozpoznawczych. Strefa nieokreśloności otaczająca punkt E wyrażona jest macierzą  $\mathbf{V}$  z elementami  $v_{ij}$ ,  $i, j=1, 2, \dots, n$  według wyżej podanego wzoru [1].

Odległość od punktu E do granicy strefy nieokreśloności, mierzona wzdłuż osi właściwości  $i$ -tej (tzn. jeśli na zbiór współrzędnych punktu E nałoży się zmienność jedynie współrzędnej  $x_i$ ) równa jest pierwiastkowi kwadratowemu z elementu  $v_{ii}$  macierzy nieokreśloności  $\mathbf{V}$ . Gdy jedynym źródłem nieokreśloności jest losowość, pierwiastek ten jest odchyleniem standardowym zmiennej  $x_i$  w punkcie E. Gdy w grę wchodzi inne jeszcze źródła nieokreśloności, ten pierwiastek nie ma tak ściśle obiektywnej interpretacji.

Warto zaznaczyć, że zależnie od możliwości badawczych, oba składniki interpretacji geometrycznej rozpoznania środowiska, tj. zbiór współrzędnych punktu E lub elementy macierzy  $\mathbf{V}$  (strefa nieokreśloności), mogą być wyrażane liczbami lub funkcjami określonych parametrów, na przykład czasu.

### Ocena „praktyczna” warunków środowiskowych

Celem jest tu odniesienie się do rozpoznania (jak wyżej) pod względem narzuconym potrzebami korzystania ze środowiska, jego zagrożenia, jego ewolucji do określonego stadium itd. Badanie w aspekcie określonego zagadnienia można prowadzić mniej lub bardziej kompleksowo.

Posługując się wprowadzoną wyżej interpretacją geometryczną środowiska, można wskazać, że najprostszą formą oceny polega na analizowaniu, jak zmienia się środowisko w danym aspekcie, jeśli zmieniać się będzie najpierw jedna jego właściwość, np.  $x_i$  przy utrzymaniu pozostałych niezmiennych; punkt E przedstawiający środowisko przemieszcza się wtedy wzdłuż osi  $i$ -tej, zachowując pozostałe współrzędne bez zmiany. Analiza skupia się na uzyskaniu poglądu na relację między wartością  $x_{iE}$  w stanie E i wartością  $x_{iB}$  w pewnym stanie granicznym, jak stan pożądany zgodnie z jakąś potrzebą, stan zagrożenia określoną awarią lub katastrofą, stan środowiska w pewnym stadium ewolucji itd. Deterministyczna analiza prowadzona dla  $i$ -tej właściwości środowiska kończy się na ustaleniu relacji między wartościami  $x_{iE}$  i  $x_{iB}$ , po czym przechodzi się po kolei do podobnie realizowanej analizy wobec właściwości pozostałych. Ryc. 1 ilustruje ten rodzaj oceny warunków środowiskowych  $x$  i  $y$ , przy którym określony deterministycznie stan graniczny  $g(x, y)$  środowiska zostaje „odsłonięty” (Janossy, 1965) tylko w dwóch punktach  $B_x$  i  $B_y$ . Probabilistyczna analiza prowadzona dla  $i$ -tej właściwości kończy się na określeniu prawdopodobieństwa dojścia stanu E do stanu B lub przejścia poza stan B przy traktowaniu  $i$ -tej właściwości środowiska jako jednowymiarowej zmiennej losowej. Taka najprostszą formą oceny może być pożyteczna w przypadkach oceny warunków środowiskowych, gdy właściwości składników środowiska nie są skorelowane, ani zależne.

Znacznie bardziej kompleksowo opracowana ocena warunków środowiskowych, uwzględniająca korelacje i zależności między właściwościami składników środowiska, nie ogranicza — używając interpretacji geometrycznej — hipotetycznego przemieszczania się punktu E do kierunków równoległych do poszczególnych osi, lecz uwzględnia możliwość przemieszczania się tego punktu po dowolnej trasie w przestrzeni stanów, tj. jednoczesnej zmiany wielu właściwości środowiska, ze zwróceniem uwagi na odnalezienie najbliższych punktów granicznych (w określonym aspekcie). Analizując kompleksowo w ujęciu probabilistycznym możliwość osiągnięcia najbliższego stanu granicznego B przez wędrujący w przestrzeni stanów punkt E, dogodnie jest przyjąć podejście metryczne, w któ-



rym wyznacza się długość łuku EB zakreślonego w przestrzeni tą wędrówką wzdłuż najbardziej prawdopodobnej linii zmiany stanu, długość mierzoną liczbą uogólnionych odchyłeń jednostkowych, uwzględniających wpływ wielu źródeł nieokreśloności.

Metryczna technika obliczeniowa przedstawia się w zarysie następująco (Hauryłkiewicz, 1991). Stan środowiska przedstawiony jest wektorem

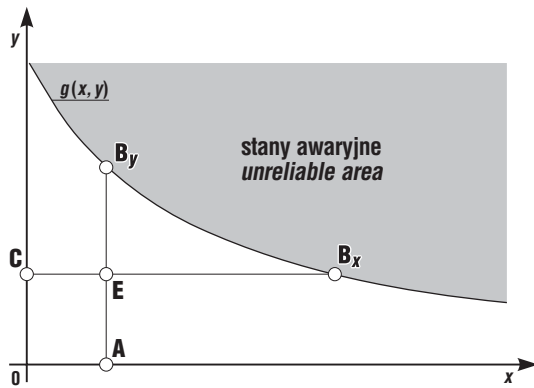
$$\mathbf{x} = [x^1, \dots, x^n]^T \quad [4]$$

gdzie:  $x^1, \dots, x^n$  — parametry stanu środowiska (wartości uwzględnianych właściwości),

$[ ]^T$  — oznacza transpozycję wektora lub macierzy  $[ ]$ . Długość łuku EB oblicza się w ogólności jako całkę:

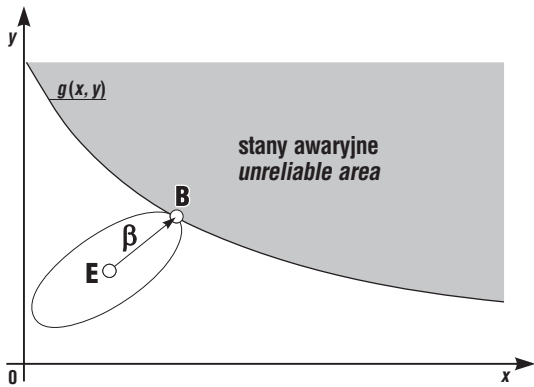
$$l_{EB} = \int_E^B dl \quad [5]$$

przy czym  $(dl)^2 = d\mathbf{x}^T \mathbf{V}^{-1} d\mathbf{x}$  [6]



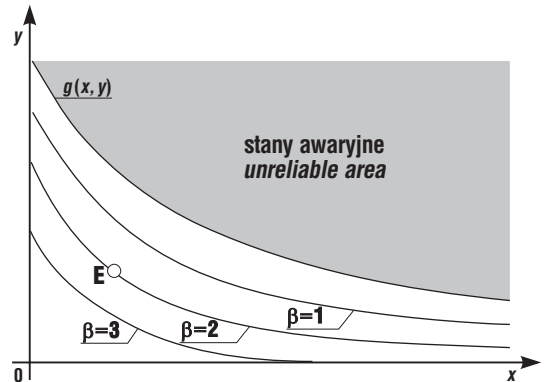
**Ryc. 1.** Deterministyczna linia graniczna  $g(x, y)$  rozdzielająca stany  $(x, y)$  środowiska na bezawaryjne i awaryjne (zaciemnione); E — stan oceniany,  $B_x, B_y$  — stany graniczne przy zmianie — odpowiednio — parametru  $x$  i parametru  $y$

**Fig. 1.** Deterministic boundary line  $g(x, y)$  dividing environment states  $(x, y)$  into reliable and unreliable (shaded) ones; E — evaluated state,  $B_x, B_y$  — boundary states when parameter  $x$  or parameter  $y$  changes, respectively



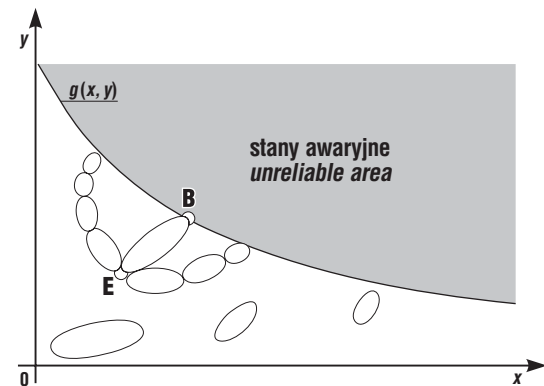
**Ryc. 2.** Uwzględnianie nieokreśloności stanu E środowiska przy ocenie jego zagrożenia przejściem w obszar awaryjny; ocenę tę wyraża wskaźnik  $\beta$  oddalenia stanu ocenianego E od najbliższego stanu granicznego B, który jest punktem styczności linii granicznej i eliptycznej izoliny (w przypadku dwuwymiarowym) gęstości prawdopodobieństwa; wartości  $\beta = 2$  odpowiada zagrożenie o prawdopodobieństwie 0,0228

**Fig. 2.** Taking vagueness of the environment state E into account when risk of the environment shift into unreliable area is evaluated; the evaluation is defined by means of index  $\beta$  measuring the distance between the evaluated state E and the nearest boundary state B, at which boundary line and elliptic isoline (in the two-dimensional case) of probability density touch;  $\beta = 2$  corresponds to probability of 0.0228 of the risk



**Ryc. 3.** Uwzględnianie nieokreśloności stanów granicznych środowiska przy ocenie jego zagrożenia przejściem ze stanu E w obszar awaryjny; ocenę tę wyraża wskaźnik  $\beta$ , odpowiadający tej izoliny oddalenia od linii granicznej  $g(x, y)$ , która przechodzi przez punkt E, i prawdopodobieństwo odpowiadające temu wskaźnikowi  $\beta$

**Fig. 3.** Taking vagueness of the boundary states of the environment into account when risk of the environment shift from E into unreliable area is evaluated; the evaluation is defined by means of index  $\beta$  corresponding to that isoline of the distance from the boundary line  $g(x, y)$  which passes by the point E and by means of probability corresponding to this index  $\beta$



**Ryc. 4.** Uwzględnianie nieokreśloności wszystkich stanów środowiska przy ocenie jego zagrożenia przejściem ze stanu E w obszar awaryjny. Ocenę tę wyraża najmniejszy wskaźnik  $\beta$  definiowany tu jako liczba zmiennych odchyłeń standardowych oddzielających stan E od punktu granicznego lub — równoważnie — podwojona liczba jednostkowych elips rozkładu normalnego mieszczących się „na trasie ewentualnej wędrówki” punktu E do linii granicznej, oraz odpowiadające temu wskaźnikowi prawdopodobieństwo; pokazanym tu trzem trasom odpowiadają wskaźniki  $\beta$  równe 8, 2 i 6. Każdy stan środowiska może mieć właściwą sobie elipsę jednostkową

**Fig. 4.** Taking vagueness of all the boundary states of the environment into account when risk of the environment shift from E into unreliable area is evaluated; the evaluation is defined by means of the least value of the index  $\beta$  which is defined as the number of varying standard deviations distancing the point E from a boundary point, or — effectively the same — by means of the doubled number of unit normal distribution ellipses included in the path of the „walk” of the point E up to the boundary line, and by means of probability corresponding to this index  $\beta$ ; the values  $\beta$  of 8, 2 and 6 correspond to the three paths showed in the figure. Every environment state may have its own unit ellipse

gdzie:  $dx$  — różniczka wektora  $x$ . Często analizę prowadzi się, zakładając wędrówkę punktu E po linii prostej EB i macierz  $V$  stałą na całej długości łuku EB, wtedy

$$l_{EB}^2 = \mathbf{x}_{EB}^T \mathbf{V}^{-1} \mathbf{x}_{EB} \quad [7]$$

gdzie

$$\mathbf{x}_{EB} = \mathbf{x}_B - \mathbf{x}_E \quad [8]$$

a macierz nieokreśloności  $V$  budowana jest z elementów  $v_{ij}$  wyznaczanych wg wzoru [1].

W ten sposób w odległości  $l$  mogą być uwzględnione zarówno obiektywne ( $q_{ij}^f$ ), jak i subiektywne ( $q_{ij}^f, q_{ij}^e$ ) źródła nieokreśloności. Dzięki temu metryczna ocena warunków środowiskowych jest bardziej spójna metodologicznie od oceny frekwencyjstycznej, gdzie składowa obiektywna jest uwzględniana zgodnie z techniką klasycznego rachunku prawdopodobieństwa, składowa subiektywna natomiast — zgodnie z techniką inną, na przykład techniką fuzji.

Liczba  $l_{EB}$  według wzoru [5] lub [7] wyraża długość łuku EB mierzoną w niemianowanych jednostkach nieokreśloności, będących uogólnieniem odchylenia standardowego jednowymiarowej zmiennej losowej. Poszukiwanie takiego punktu granicznego B, dla którego  $l_{EB}$  jest najmniejsze odbywa się rozmaitymi technikami optymalizacji, ale aktualnie, gdy można posłużyć się wzorem [7], najefektywniejsza wydaje się technika korzystająca z narzędzia SOLVER w programie MS EXCEL (Low & Tang, 1997; Hauryłkiewicz, 2003).

Znaczne oszczędności w kosztach analizy kompleksowej może dać wykorzystanie ustalonych już uprzednio (przy wcześniejszych badaniach) deterministycznych zależności wyznaczających zbiór stanów granicznych  $g(x_1, \dots, x_n)$ , przy czym uwzględnia się nieokreśloność stanu środowiska w rozmaity sposób, na przykład (Hauryłkiewicz, 2004) przez:

- uwzględnianie nieokreśloności jedynie stanu E środowiska (ryc. 2),
- uwzględnianie nieokreśloności jedynie stanów granicznych środowiska (ryc. 3),
- uwzględnianie nieokreśloności wszystkich stanów środowiska w obszarze nieawaryjnym (ryc. 4).

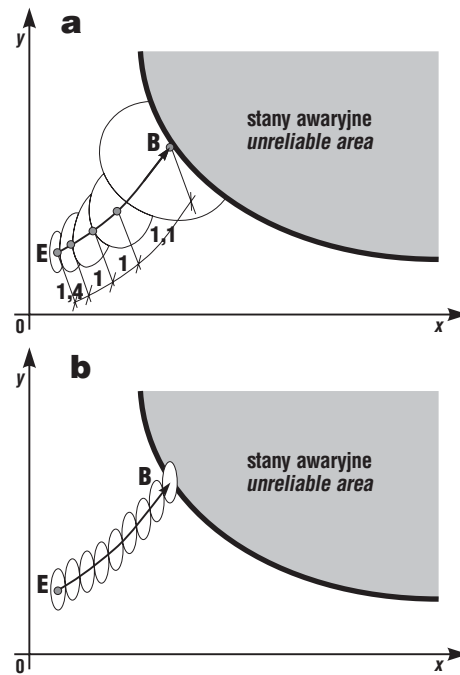
Pokazane: na ryc. 2 elipsa i na ryc. 3 izolinie wyznacza się dogodnie wspomnianą wyżej metodą Lowa i Tanga.

Warto zwrócić uwagę, że referowane tu podejście metryczne uwzględnia zmienność macierzy nieokreśloności  $V$  (m.in. elips jednostkowych odchyłeń) w przestrzeni stanów, powszechna praktyka oceniania w podejściu frekwencyjstycznym tej zmienności nie uwzględnia, co niekiedy prowadzić może do radykalnych rozbieżności w ocenach, jak to zilustrowano na ryc. 5 (Racinowski & Hauryłkiewicz, 2001).

### Uprozczone przykłady wyznaczania ocen warunków środowiskowych

Podano tu dwa przykłady wyznaczania oceny metodą aprobabilistyczną. W pierwszym uwzględnia się losowość i nieostrość, w drugim — tylko losowość.

**Przykład 1.** Zadaniem jest wybór jednej z dwóch lokalizacji osiedla mieszkaniowego w warunkach środowiskowych określonych w tab. 2 (Hauryłkiewicz & Racinowski, 1991). W wariantie 1 osiedle byłoby zlokalizowane na wysoczyźnie moreny dennej, w wariantie 2 — na tarasie nadzalewowym; każda z tych lokalizacji ma swoje zalety i wady. Wyróżniono 10 parametrów stanu (kol. 2), których



**Ryc. 5.** Porównanie dwóch metod oceny zagrożenia środowiska przejściem ze stanu E w obszar awaryjny; a — z uwzględnieniem zmienności elips jednostkowych,  $\beta = 4,5$ , prawdopodobieństwo metryczne =  $3 \times 10^{-6}$ ; b — bez uwzględnienia zmienności elips jednostkowych,  $\beta = 16$ , prawdopodobieństwo frekwencyjstyczne =  $6 \times 10^{-58}$

**Fig. 5.** Comparison between two assessment methods when risk of the environment shift from E into unreliable area is evaluated; a — variability of unit ellipses is taken into account,  $\beta = 4.5$ , metric probability =  $3 \times 10^{-6}$ ; b — variability of unit ellipses is neglected,  $\beta = 16$ , frequentionistic probability =  $6 \times 10^{-58}$

wartości w obu wariantach podano w kol. 3 i 9 (odpowiednio), przy czym parametry jakościowe (wiersze 4–10) wartościowano w dziesięciostopniowej skali ocen (0 — najgorsza); na przykład, w wierszu 8 wpływ lokalizacji na rzeźbę terenu oceniono jako korzystniejszy (mniejszy zakres robót ziemnych) na tarasie nadzalewowym (ranga 8) niż na wysoczyźnie (ranga 5). Dla uproszczenia założono brak korelacji między parametrami ( $v_{ij} = 0$  dla  $i \neq j$ ). Dla  $i = j$  podano nieokreśloności powodowane losowością ( $q_{ii}^f$  — kol. 4 i 10) i nieostrością poznania ( $q_{ii}^e$  — kol. 5 i 11). Pominięto wpływ błędów decyzji, więc macierz  $K$  wg wzoru [3] przyjmuje postać:

$$K = \begin{bmatrix} 1 & k \\ k & 1 \end{bmatrix}$$

gdzie  $k$  — wskaźnik siły wpływu między losowością i nieostrością poznania dla poszczególnych parametrów (kol. 6 i 12). Wartości parametrów w jednym stanie granicznym B podano w kol. 15. Elementy  $v_{ii}$  macierzy nieokreśloności obliczono według wzoru [1], na przykład w wariancie 1 dla  $i = j = 1$ :

$$v_{11} = [2 \quad 1] \begin{bmatrix} 1 & 0,5 \\ 0,5 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 2 \\ 1 \end{bmatrix} = 7$$

Wartości  $v_{ii}$  podano w kol. 7 i 13. Są to równocześnie elementy diagonalne macierzy  $V$  obu wariantów. Ze względu na brak korelacji macierze  $V^{-1}$  są też diagonalne i elementy diagonalne tych macierzy podano w kol. 8 i 14. Wektory  $\mathbf{x}_{EB} = \mathbf{x}_E - \mathbf{x}_B$  obliczono jako różnice odpowia-

Tab. 2. Dane wyjściowe do wyboru lokalizacji osiedla mieszkaniowego

Table 2. Input data for choosing of placing of a rural living area

L.p. No.	Parametr Parameter	Wariant 1 Variant 1						Wariant 2 Variant 2						$x_B$
		$x_i$	$q_{ii}^r$	$q_{ii}^f$	$k$	$v_{ii}$	$v_{ii}^{-1}$	$x_i$	$q_{ii}^r$	$q_{ii}^f$	$k$	$v_{ii}$	$v_{ii}^{-1}$	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	Spadek terenu %, <i>ground inclination %</i>	6	2	1	0,5	7	0,143	2	1	1	0,5	3	0,33	10
2	Obciąż. bezp. kPa, <i>safe load kPa</i>	120	30	30	0,8	3240	0,0003	200	40	40	0,8	5760	0,0002	80
3	Miaższość w-wy suchej, m <i>unsaturated zone thickness, m</i>	4	2	1	0,2	5,8	0,172	3	2	1	0,2	5,8	0,172	2
4	Obecność procesów geodynamicznych <i>geodynamic processes occurrence</i>	8	1	1	0,2	3	0,333	5	1	1	0,5	3	0,333	4
5	Wyrównanie terenu, <i>ground leveling</i>	5	1	1	0,5	3	0,333	8	1	1	0,5	3	0,333	4
6	Zagęszczanie gruntu, <i>soil compaction</i>	8	1	1	0,2	2,4	0,417	5	1	1	0,2	2,4	0,417	4
7	Wymiana gruntu, <i>soil exchange</i>	5	1	2	0,5	7	0,143	5	2	2	0,5	12	0,083	4
8	Wpływ na rzeźbę terenu, <i>influence on the surface sculpture</i>	5	1	1	0,5	3	0,333	8	1	1	0,5	3	0,333	4
9	Wpływ na procesy geodynamiczne, <i>influence on the geodynamic processes</i>	8	1	1	0,0	2	0,500	5	2	1	0,2	5,8	0,172	4
10	Wpływ na przewietrzanie, <i>influence on the aeration</i>	2	1	1	0,2	2,4	0,417	2	1	1	0,2	3	0,333	1

dających sobie wartości z kol. 3 i 15 dla wariantu 1 i z kol. 9 i 15 dla wariantu 2:

$$\mathbf{x}_1 = [-4 \quad 40 \quad 2 \quad 4 \quad 1 \quad 4 \quad 1 \quad 1 \quad 4 \quad 1]$$

$$\mathbf{x}_2 = [-8 \quad 120 \quad 1 \quad 1 \quad 4 \quad 1 \quad 1 \quad 4 \quad 1 \quad 1]$$

Odległość stanu osiedla w obu wariantach planistycznych od stanu granicznego, obliczona wzorem [7] wynosi  $l_1 = 4,97$ ,  $l_2 = 6,0$ . Należy wybrać wariant bardziej oddalony od stanu granicznego, tj. wariant 2, czyli należy zlokalizować osiedle na tarasie nadzalewowym.

W przykładzie tym ocena końcowa uwzględnia zarówno obiektywne, jak i subiektywne źródła nieokreśloności.

**Przykład 2.** Zadanie oceny jak w przykładzie 1, ale uwzględnia się nieokreśloność powodowaną jedynie losowością właściwości środowiska. Z tab. 2 korzysta się z kolumn 1, 2, 3, 4, 9, 10, 15. Wektory  $\mathbf{x}_1$  i  $\mathbf{x}_2$  pozostają takie jak w przykładzie 1, ale wielkości  $v_{ii}$  są równe  $q_{ii}^r$ , dlatego teraz  $l^2 = \sum (x_i / q_{ii}^r)^2$ , co po obliczeniach dla obu wariantów daje  $l_1 = 7,7$  i  $l_2 = 10,4$ . Ocena lokalizacyjna warunków środowiskowych pozostaje jak w przykładzie 1. Zwrócić warto uwagę, że eliminacja jednego źródła nieokreśloności zwiększyła oddalenie środowiska od stanu granicznego.

### Wnioski

1. Różne metody oceny warunków środowiskowych nasycone są probabilistyką w stopniu bardzo zróżnicowanym, co należy uwzględnić przy porównywaniu probabilistycznych ocen tego samego środowiska, dokonywanych przez różne zespoły ekspertów.

2. Ocena warunków środowiskowych z reguły obciążona jest nieokreślonością wypływającą z trzech źródeł: z losowości, z nieostrości poznania, z błędów decyzji. Jednolite podejście do kompleksowego uwzględniania tych nieokreśloności proponuje metryczna wersja oceny probabilistycznej.

3. Rozróżnić trzeba oceny warunków dokonywane w celu poznania środowiska od ocen dokonywanych w aspekcie jakiegoś zagadnienia praktycznego: wykorzystania środowiska do określonych potrzeb, ochrony środowiska przed katastrofą ekologiczną, prognozy jego ewolucji do określonego stadium itd.

### Literatura

- BOLC L., BORODZIEWICZ W. & WÓJCIK M. 1991 — Podstawy przetwarzania informacji niepewnej i niepełnej. PWN.
- DRĄGOWSKI A. 2004 — Znaczenie badań geologiczno-inżynierskich w ocenach oddziaływania na środowisko. *Prz. Geol.*, 52: 138–140.
- HAURYŁKIEWICZ J. 1991 — Metryczna metoda oceny bezpieczeństwa podłoża budowl. *Wyd. Uczel. Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Koszalinie*. Koszalin.
- HAURYŁKIEWICZ J. 1996 — Metryzm; idea i praktyka. *Zesz. Nauk. Wydz. Bud. Inż. Środ. Polit. Kosz.*, 12, *Budownictwo*, Koszalin: 163–181.
- HAURYŁKIEWICZ J. 2003 — Szybka technika LT oceny bezpieczeństwa budowli. *Inżynieria i Budownictwo*, 7: 386–389.
- HAURYŁKIEWICZ J. 2004 — O wykorzystaniu deterministycznych rozwiązań z zakresu ochrony środowiska w probabilistycznych ocenach jego zagrożenia. *Mat. XII Sem. Nauk. z cyklu Regionalne problemy ochrony środowiska. Środowisko w świetle dyrektywy Unii Europejskiej*. Kołobrzeg: 23–28.
- HAURYŁKIEWICZ J. & RACINOWSKI R. 1991 — Wprowadzenie do geologii inżynierskiej terenów niżowych. *Wyd. Uczel. Polit. Szcz.*, Szczecin.
- JANOSSY L. 1965 — Theory and practice of the evaluation of measurements. Oxford University Press (przekład rosyjski Janoszi L. 1968 — Teoria i praktyka obróbki rezultatów izmerek. Mir, Moskwa).
- KORN G. A. & KORN T. M. 1985 — Matematyka dla pracowników naukowych i inżynierów. PWN.
- KRUMBEIN W. C. & GRAYBILL F. A. 1965 — An introduction to statistical models in geology. McGraw-Hill, New York.
- LINDGREN B. W. 1977 — Elementy teorii decyzji. WNT, Warszawa.
- LOW B. K. & TANG W. G. 1997 — Efficient reliability evaluation using spreadsheet. *Journal of Engineering Mechanics ASCE*, 123: 749–751.
- RACINOWSKI R. & HAURYŁKIEWICZ J. 2001 — Badania geosystemu w strefie oddziaływania urbanistycznego do potrzeb oceny jego stanu. [W:] *Funkcjonowanie geosystemów w zróżnicowanych warunkach morfoklimatycznych — monitoring, ochrona, edukacja*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 453–465.
- SZCZEPANKIEWICZ E. 1985 — Zastosowania pól losowych. PWN.
- WE PWN 2004 — Wielka Encyklopedia PWN, tom 22, PWN.