

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA

PRACE GEOGRAFICZNE NR 156

ANDRZEJ SAMUEL KOSTROWICKI

SYSTEM
„CZŁOWIEK – ŚRODOWISKO”
W ŚWIETLE TEORII OCEN

WROCŁAW · WARSZAWA · KRAKÓW
ZAKŁAD NARODOWY IMIENIA OSSOLIŃSKICH
WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA

•

PRACE GEOGRAFICZNE NR 156

GEOGRAPHICAL STUDIES

No 156

ANDRZEJ SAMUEL KOSTROWICKI

**THE "MEN-ENVIRONMENT" SYSTEM
IN THE LIGHT OF THE THEORY OF EVALUATION**

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA

PRACE GEOGRAFICZNE NR 156

ANDRZEJ SAMUEL KOSTROWICKI

SYSTEM
„CZŁOWIEK – ŚRODOWISKO”
W ŚWIETLE TEORII OCEN

WROCŁAW · WARSZAWA · KRAKÓW
ZAKŁAD NARODOWY IMIENIA OSSOLIŃSKICH
WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK
1992

Komitet redakcyjny

REDAKTOR NACZELNY: ROMAN SZCZĘSNY
ZASTĘPCA REDAKTORA NACZELNEGO: ZBIGNIEW TAYLOR
CZŁONKOWIE: ANDRZEJ S. KOSTROWICKI, LESZEK STARKEL, ANDRZEJ STASIAK,
JAN SZUPRYCZYŃSKI
SEKRETARZ: IRENA STAŃCZAK

Recenzent:

Prof. dr Jerzy Kondracki

Redaktor Wydawnictwa Hanna Jurek
Redaktor techniczny Anna Sławińska-Olek

© Copyright by Zakład Narodowy im. Ossolińskich — Wydawnictwo. Wrocław 1992
Printed in Poland

PL ISSN 0373-6547
ISBN 83-04-03976-1

Zakład Narodowy im. Ossolińskich. Wydawnictwo. Wrocław 1992.
Objętość ark. wyd. 7,20, ark. druk. 7,25. Zam. nr 35/215
Drukarnia Uniwersytetu im. A. Mickiewicza, Poznań, Hewellusza 40.

SPIS TREŚCI

Przedmowa	7
1. Zarys teorii ocen środowiska geograficznego	9
1.1. Podstawowe założenia teorii ocen	9
1.2. Próba klasyfikacji i typologii metod oceny relacji „człowiek—środowisko”	17
1.2.1. Wprowadzenie	17
1.2.2. Próba klasyfikacji systemów ocen	18
1.2.2.1. Schemat zbioru ocen	18
1.2.2.2. Omówienie poszczególnych elementów schematu	20
1.2.3. Próba typologii standardów ewaluatywnych układu „człowiek—środowisko”	27
2. System „człowiek—środowisko” w ujęciu aksjologicznym	30
2.1. Relacje „człowiek—środowisko” w ujęciu systemowym	30
2.1.1. Ujęcie redukcjonistyczne i holistyczne w badaniach interakcji „człowiek—środowisko”	30
2.1.2. Wybrane zagadnienia z teorii systemów	34
2.1.3. Relacje „człowiek—środowisko” jako system	35
2.1.4. Struktura systemu „człowiek—środowisko”	40
2.1.5. Typologia i klasyfikacja systemów „człowiek—środowisko”	42
2.1.6. Interakcje „człowiek—środowisko” w ujęciu geograficznym	44
2.2. Systemy przestrzenne „człowiek—gospodarka—przyroda” jako przedmiot badań geograficznych	49
2.2.1. Teoretyczno-metodyczne podstawy konstrukcji systemów przestrzennych „człowiek—gospodarka—przyroda”	50
2.2.2. Struktura systemu przestrzennego „człowiek—gospodarka—przyroda”	53
2.2.2.1. Morfologia układu	53
2.2.2.2. Kryteria produktywności	53
2.2.2.3. Kryteria powiązań („otwartości” MENTS)	55
2.2.3. Ogólne założenia (program) badań systemów przestrzennych „człowiek—gospodarka—przyroda”	57
2.2.3.1. System geoekologiczny	58
2.2.3.2. System socjoekologiczny i gospodarczy	59
2.2.3.3. System prognostyczny	59
2.2.4. Metodyka ocen systemów przestrzennych „człowiek—gospodarka—przyroda”	61
2.2.4.2. Analiza i ocena podsystemu geoekologicznego	62
2.2.4.2. Analiza i ocena podsystemu socjoekologicznego	66
2.2.4.3. Analiza i ocena podsystemu gospodarczego	69
2.2.4.4. Założenia systemu prognostycznego	73

Literatura 74

Załącznik: Wybór przykładowych metod oceny interakcji w systemie „człowiek—środowisko” 79

The „Men—Environment” System in the Light of the Theory of Evaluation (Summary) 114

PRZEDMOWA

Specyficzną cechą umysłowości ludzkiej jest to, iż każdemu obserwowanemu zjawisku, każdej badanej rzeczywistości przydaje się pewną wartość, nawet wówczas, gdy wobec analizowanego przedmiotu chcemy zachować pełną neutralność. Oczywiście, teoretycznie możliwe jest stworzenie konstrukcji poznawczych w pełni obiektywnych, lecz tylko wówczas, gdy przedmiot badań „nie obchodzi” nas w sensie emocjonalnego zaangażowania. Ponieważ jednak każde działanie ludzkie, obojętnie jaki ma ono charakter, nie jest wolne od moralnej czy uczuciowej oceny, całkowity obiektywizm nie jest możliwy.

Istnieją dziedziny poznania, w których procesy oceniania i wartościowania mają szczególne znaczenie. Należą do nich między innymi badania wzajemnych związków między człowiekiem a otaczającym go środowiskiem — społecznym, przyrodniczym, gospodarczym. W tym przypadku ocena jest niejako wpisana w sam proces badawczy. Od sposobu, w jakim została dokonana, od technik ocennych, jakie zastosowano, zależy w dużej mierze wynik badań, ich znaczenie wyjaśniające oraz wartość praktyczna. Dlatego też szczególnie istotnym jest rozpoznanie stosowanych na świecie standardów ewaluacyjnych, ich ścisłości, użyteczności i wartości poznawczych.

Tym celom służy pierwsza część niniejszej pracy. Przedstawiono w niej zarys teorii ocen środowiska geograficznego, obejmujący zarówno podstawowe założenia teorii ocen, jak też próbę klasyfikacji i typologizacji metod oceniania, opartą na szczegółowej analizie ponad czterystu prac naukowych, zawierających oceny interakcji „człowiek—środowisko”.

Część druga pracy ma odmienny charakter. Prezentuje ona koncepcję systemowego ujmowania relacji „człowiek—środowisko” w ujęciu aksjologicznym. Wychodząc z założenia, że system „człowiek—środowisko”, a ściślej biorąc — różne systemy „człowiek—gospodarka—przyroda” są konstrukcjami myślowymi, pozwalającymi na poznanie zależności między ich składowymi, a nie bytami per se, winny być one traktowane jako celowe systemy rozwoju. W takim ujęciu są to systemy aksjologiczne, gdyż zarówno cele, jak i kryteria systemowe zawierają w sobie elementy

oceny, wartościowania rzeczy, zjawisk i zależności z określonego a priori punktu widzenia (poznawczego, utylitarnego, prognostycznego itp.).

Na końcu pracy przedstawiono wybór dwudziestu przykładowych metod oceny wzajemnych związków między człowiekiem a środowiskiem. W wyborze tym kierowano się poznawczym lub też praktycznym znaczeniem tych metod oraz możliwościami ich stosowania w warunkach polskich. Celowo pominięto w nim prace polskie, wychodząc z założenia, iż są one u nas łatwo dostępne.

Pracę niniejszą rozpoczęto w roku 1983 w ramach programu MR-I-28 pn. „Podstawy przestrzennego zagospodarowania kraju” pod wpływem sugestii prof. dra hab. Z. Chojnickiego, któremu w tym miejscu składam wyrazy podziękowania za inspirację i rady, a ukończono w roku 1990 w ramach CPBP 03.13 pn. „Przemiany środowiska geograficznego Polski”. Była ona również przedmiotem dyskusji na międzynarodowym forum geografów skupionych wokół tematu naukowego RWPG I.3. pn. „Ocena i prognoza stanu środowiska jako czynnika rozwoju regionalnego”.

Andrzej Samuel Kostrowicki

1. ZARYS TEORII OCEN ŚRODOWISKA GEOGRAFICZNEGO

1.1. PODSTAWOWE ZAŁOŻENIA TEORII OCEN

Epokę naszą cechuje mylenie informacji z wiedzą i tej ostatniej z mądrością; lepiej wiemy „know-how” niż „know-what”.

Aurelio Peccei

Ocenianie i jego efekt końcowy, czyli ocena, jest jednym z podstawowych atrybutów procesu myślenia. Wszelkie sądy wartościujące są wynikiem zachodzących w mózgu procesów porównania postrzeganych obiektów, bądź też sytuacji, z określonym wzorcem zakodowanym w pamięci i określenia stopnia ich podobieństwa czy zgodności. Tworzenie sądów wartościujących jest znamieniem inteligencji i jako takie decyduje o powodzeniu przeżycia organizmów (nie tylko ludzkich) w otaczającym je świecie. Ocenianie jest zatem subiektywną relacją między podmiotem oceniającym a przedmiotem ocenianym. Jest to proces, polegający na przydawaniu wartości przedmiotowi przez podmiot, przy zastosowaniu określonego wzorca ocenego (systemu wartościowania), związanego z określonym a priori kryterium celu. Ocenianie (ewaluację) można zatem przedstawić w postaci formalnego zapisu (Wawrzyńczak 1981, 1983)

$$W_o: Ob \times (Kr, "W_o") - - - - Oc,$$

gdzie: W_o oznacza proces oceniania; Ob — zbiór obiektów (przedmiotów ocenianych przez oceniającego (O)); Kr — kryteria i techniki oceny; „ W_o ” — osoba dokonująca oceny, jej poglądy, wiedza itp., będące swoiście rozumianym kryterium oceny; Oc — wynik procesu oceniania, czyli ocena.

Inaczej mówiąc, ocenianie jest to proces odwzorowania cechy (lub zbioru cech) ocenianego obiektu na określoną pozycję w systemie wartości, przy czym pozycja ta może być wyrażana w układzie dychotomicznym (np. „dobre — złe”), stopniowalnym lub hierarchicznym. To ostatnie ujęcie pozwala określić porównawczo wartość poszczególnych przedmiotów oceny. Sądy wartościujące opierają się na indywidualnych

wzorcach ocennych (standardach ewaluatywnych, np. Gołąb, Reykowski 1985), wyrażanych w postaci symbolicznej, werbalnej, cyfrowej itp. Są zatem wypowiedziami oceniającymi, umożliwiającymi świadomy wybór.

Ocenianie jest zawsze związane z określonym celem. Tym samym zaś przedmiot, czy też obiekt (znak, rzecz, cecha, sytuacja, norma itp.) może być wartościowany pod różnym względem. Powstaje wówczas zespół jednostkowych ocen, pozwalających — poprzez odpowiednie przekształcenia matematyczne — na określenie oceny globalnej, będącej uporządkowanym, zhierarchizowanym zbiorem ocen szczegółowych z wyznaczonym punktem ciężkości.

Istotnym zagadnieniem w procesie oceniania jest subiektywizm wzorców ocennych (standardów ewaluatywnych). Składają się one z dwóch odrębnych genetycznie systemów: wartościowań, których źródła leżą w dziedzicznej naturze organizmu ludzkiego, wspólnych z jego zwierzęcymi przodkami i wartościowań powstałych w trakcie rozwoju biologiczno-społecznego osobnika ludzkiego. Pierwsze mają charakter wartościowań instynktownych, głównie o charakterze hedonistycznym (np. system: „przykre — przyjemne”), drugie zaś — rozumowych, modyfikowanych przez aktualny stan fizjologiczny podmiotu oceniającego. Ogólnie biorąc, na indywidualne systemy wartości (systemy ocen) składają się:

- preferencje uwarunkowane genetycznie,
- zmienne stanu fizjologicznego, związane na przykład z wiekiem, stanem zdrowia itp.,
- zmienne związane z wpływem otoczenia społecznego, na przykład „imprintingu”, kształcenia formalnego, tradycji kulturowych, miejsca w strukturze społecznej itp.,
- zmienne wynikające z immanentnych naturze ludzkiej potrzeb poznawczych.

Preferencje uwarunkowane genetycznie są w zasadzie niezmiennie w całym okresie życia człowieka. Mogą być jedynie tłumione, spychane w podświadomość w wyniku oddziaływań społecznych, zwłaszcza wychowania. Są to swoiste typy reakcji na bodźce oddziaływające z zewnątrz, w zasadzie instynktowne, wspólne dla całej populacji ludzkiej, których korzenie sięgają głęboko w ewolucyjną przeszłość człowieka. Mają one charakter hedonistyczny, a ich skala rozciąga się w obie strony od punktu obojętności, to jest zarówno ku bardzo przykrym, jak i ku bardzo przyjemnym. Preferencje te dotyczą głównie dwóch grup potrzeb: egzystencjalnych i prokreacyjnych. Są one niezmiennym tłem, na którym powstają wyznawane systemy wartości. Znaczenie uwarunkowań genetycznych jest zwykle w badaniach aksjologicznych pomniejszane, co utrudnia zrozumienie przyczyn takiego, czy innego wyboru.

Zmienne ontogenetyczne, wynikające ze stanu fizjologicznego pod-

miotu oceniającego, mają w procesie wartościowania duże znaczenie. Jest zrozumiale i wielokrotnie udowodnione, iż ten sam obiekt jest inaczej oceniany przez człowieka młodego, a inaczej przez starego. Inną skalę wartości ma człowiek zdrowy i człowiek chory. Nie wynika to — jak twierdzą niektórzy — wyłącznie z nabytego doświadczenia, pogłębiającej się z wiekiem wiedzy o istocie zjawisk. Poglądy ewaluatywne ludzi w podeszłym wieku nie zawsze są lepsze, pełniejsze niż osób młodszych. Są one po prostu inne, bez względu na wiedzę czy wykształcenie obu tych grup. Fizjologiczną determinantę należy zawsze uwzględniać przy agregacji ocen indywidualnych w zbiorowe.

Podstawowe znaczenie mają jednak zmienne społeczne. Składają się na nie oddziaływania różnego charakteru, kształtujące indywidualne i grupowe systemy wartości. Od najbardziej pierwotnej techniki wpajania (imprintingu) określonych zachowań społecznych i skal wartości, dominującej we wczesnych fazach wychowania dzieci (choć stosowanych również w stosunku do dorosłych, np. w ustrojach totalitarnych), poprzez kształcenie formalne, aż do nieformalnego oddziaływania otoczenia społecznego. Są to, oczywiście, techniki kształtowania systemów wartości, natomiast przekazywanie treści, jak też i skuteczność procesu kształtowania tych systemów, zależą przede wszystkim od czynników kulturowych.

Od charakteru kultury, rozumianej tutaj jako historycznie ukształtowany system poglądów, zachowań i dążeń, oparty na wspólnie wyznawanym w danym kręgu kulturowym wzorcu, zależy sposób oceniania rzeczywistości. Przy czym termin „krąg kulturowy” może być rozumiany, zarówno szeroko — na przykład „judeochrześcijańska kultura europejska”, czy też „kultura Indian Pueblo”, a więc obejmująca całość kształt życia populacji związanej z danym kręgiem — jak też i wąsko, na przykład kręgi kulturowe poszczególnych klas czy warstw społecznych, związanych wspólną pracą bądź pochodzeniem. Już R. Benedict (1966) udowodniła, że systemy wartości anglosaskiej biedoty w Ameryce i stojących z nią na mniej więcej równym poziomie Indian Hopi są całkowicie różne i w zasadzie nieporównywalne. Natomiast system wartości na przykład robotników i warstwy inteligenckiej w Polsce, choć różnią się nieraz znacznie, wyrastają z tego samego pnia tradycyjnokulturowego, dzięki czemu istnieje między tymi systemami otwartość, umożliwiająca przynajmniej częściową ich agregację.

Wyznawany przez daną społeczność wzorzec ocenny stanowi zbiór preferencji ujawnionych. Każda osoba i każda społeczność ma również odrębny zbiór preferencji ukrytych, ujawniających się w szczególnych okolicznościach. Dlatego też nieraz zachowania społeczne są sprzeczne z oficjalnie wyznawanymi wzorcami. Te ukryte preferencje (których ujawnienie za pomocą dobrze opracowanych ankiet jest możliwe) winny być przez aksjologa brane pod uwagę, gdyż w przeciwnym razie opracowane przezeń wnioski, zwłaszcza o charakterze decyzyjnym, mogą

okazać się całkowicie błędne. Dotyczy to nie tylko kwestii ogólnospołecznych, ustrojowych, polityki ekonomicznej itp., lecz również stosunku do środowiska, do przyrody.

Ostatnia grupa zmiennych wynika z immanentnych naturze ludzkiej potrzeb poznawczych. Genetycznie są one sublimacją pewnych zachowań biologicznych (ciekawość i poznawanie otoczenia itp.) przetworzonych przez kulturę. O biologicznym podłożu świadczy ich hedonistyczny charakter; przyjemne jest bezinteresowne poznawanie rzeczywistości, przyjemne jest bezinteresowne myślenie, odczuwanie piękna itp. Wbrew utartym, merkantylno-użytecznościowym poglądom, potrzeby poznawcze grają w realnych systemach wartości znaczącą rolę.

Omówione zmienne tworzą łącznie określony światopogląd ewaluacyjny, odrębny dla każdej jednostki ludzkiej, a ściślej biorąc — dla każdego okresu jej życia.

Biorąc pod uwagę subiektywizm samej istoty oceniania można postawić pytanie, czy istnieją możliwości generowania indywidualnych systemów ocen w systemy zbiorowe, a nawet powszechne? Praktyka życia społecznego i gospodarowania zasobami środowiska wskazują, że tak, że do pewnych granic jest to możliwe. Oczywiście, sądy wartościujące nie mogą być rozpatrywane w ramach kryteriów prawdy obiektywnej jako prawdziwe, bądź fałszywe, zawsze i wszędzie. Są one zrelatywizowane w stosunku do podmiotu (obiekt *X* ma wartość dla podmiotu *Y* w czasie i miejscu *Z*). Nie wynikają też z właściwości ocenianego obiektu, które mają zawsze walor obiektywny (np. liczba cząstek spalwialnych w glebie jest jej właściwością mierzalną i obiektywną, nie jest ona jednak wartością samą przez się, wartość tę dopiero się jej przydaje).

Jeśli jednak, jako kryterium generowania przyjmiemy zgodę powszechną, to biorąc pod uwagę dość znaczną jednolitość struktury biologicznej populacji ludzkich (przynajmniej w ujęciu regionalnym), jak też i kulturowo uwarunkowany system potrzeb pozabiologicznych, to wówczas można zobiektywizować systemy ocen w taki sposób, aby służyły one realizacji potrzeb ludzkich, zarówno biologicznych, jak i pozabiologicznych w różnych kręgach kulturowych. Jak wykazały bowiem liczne badania (Arrow 1951; Margenau 1959; Kozielski 1975; Mika 1987; Brozi 1989) wpływy kultury mają podstawowe znaczenie w kształtowaniu systemów wartości, a status społeczny i związana z nim sytuacja ekonomiczna transformują jedynie te systemy. Można więc uogólnić sądy ekspertów, pamiętając, iż to co jest dobre i pożądane na przykład dla Polaka nie musi być dobre i pożądane dla Chińczyka, jak też o tym, że nawet w zwartym etnicznie społeczeństwie systemy wartości robotnika, rolnika, czy inteligenta mogą się różnić.

Każda ocena ma charakter względny. Wynika to z oczywistego faktu, iż przedmiotu oceny nie można oddzielić od podmiotu oceniającego, gdyż

tworzą one całość. Jak to trafnie sformułowała A. Pawełczyńska (Nowak 1984): „Czym innym będzie niebo dla astronoma, lotnika i agrotechnika. W wizji każdego z nich występuje deformacja związana z zakresem wiedzy, a tym samym z polem koncentracji uwagi. Te zdeformowane specjalistycznym widzeniem przekroje wizji świata mają jedną cechę wspólną — stanowią one taki typ deformacji, która jest dogodnym punktem wyjścia dla działań praktycznych...” (str. 288). Różne są zatem kryteria wartościowania i niesłuszne jest przyporządkowywanie tych kryteriów jedynie teorii użyteczności, zgodnie z sugestią zaproponowaną chociażby przez A. H. Masłowa (1959). W takim ujęciu, tzw. imponderabilia, jako nie przedstawiające żadnej użyteczności, byłyby pozbawione również znamion wartości, co jest oczywistą nieprawdą.

Ekonomizowanie pojęcia wartości, traktowanie jej jako wielkości nakładów, czy niezbędnych społecznie kosztów dla uzyskania określonej korzyści, jest również znacznym uproszczeniem zagadnienia, gdyż jak to celnie napisał J. Kolipiński (1980) — „Wiemy ile kosztuje Uniwersytet, ale to nic nie mówi o tym ile on jest wart” (str. 87).

Należy również pamiętać, że nawet zobiektywizowane sądy wartościujące mają charakter względny, gdyż są podporządkowane ogólnej sytuacji zewnętrznej, na przykład typu „podaż — popyt”. Częstokroć odgórne ograniczenie dostępności do jakiegoś dobra, uprzednio nisko ocenianego, powoduje nagły wzrost jego wartości w oczach podmiotu oceniającego. W innych przypadkach wystąpić może zjawisko substytucji wartości, przeniesienia pozytywnej oceny z obiektu, którego aktualnie zabrakło, na obiekt istniejący, dotąd lekceważony.

Należy więc pogodzić się z subiektywizmem wszelkich ocen, co nie oznacza, że nie poddają się one procedurze badań naukowych, a tym samym powinny być z nauki wyeliminowane. Być może, iż źródłem negatywnego stosunku do wprowadzania sądów wartościujących było to, iż samą wartość traktowano jako pojęcie wyłącznie z dziedziny humanistyki, w kategoriach głównie „dobra i zła”. Tymczasem wartością per se może być na przykład sprawność funkcjonowania systemu, wówczas ocena, choć nadal subiektywna, ma wyraźną empiryczną podbudowę.

Z punktu widzenia typologicznego wszelkie oceny dzielą się na dwie grupy: absolutne i zrelatywizowane (standaryzowane).

Pierwsze typu: „Tatry są piękne” są właściwie aksjomatami nie wymagającymi żadnego uzasadnienia. Mimo że są one prostym odbiciem indywidualnych, czy grupowych poglądów wyrażanych w sposób aprioryczny w istocie kryją w sobie proces porównywania i wyboru („Tatry są piękne w porównaniu z...”). Z tego rodzaju sądami kategorycznymi mamy bardzo często do czynienia w badaniach aksjologicznych, dotyczących na przykład percepcji środowiska.

Drugą grupę stanowią oceny zrelatywizowane, wymagające uzasad-

nienia poprzez określenia czynnika relatywizującego lub też celu (X ma wartość Y ze względu na czynnik relatywizujący $R_1, R_2, R_3 \dots R_n$ lub cel $C_1, C_2, C_3 \dots C_n$). Czynnikiem tym mogą być, na przykład w rolnictwie nakłady pracy żywej czy uprzedmiotowionej, celem zaś — maksymalizacja produkcji lub też — ochrona zasobów glebowych, zdrowia konsumentów itp.

Podstawowym zadaniem w procesie oceniania jest dokładne określenie celu oceny (wartościowania). Cele te dzielą się z grubsza na autoteliczne typu „piękno”, „dobro” itp.; poznawcze — wartościujące sam obiekt jako taki; utylitarne — wskazujące na użyteczność, przydatność obiektu do określonych zadań i decyzyjne — ułatwiające podejmowanie decyzji.

Oceny autoteliczne są, w zasadzie, poza zasięgiem penetracji naukowej i stanowią raczej domenę filozofii oraz sztuki. Natomiast pozostałe podejścia są przedmiotem żywego zainteresowania naukowego, ze względu na ich znaczenie instrumentalne.

Pojęcie instrumentalnych (poznawczych i utylitarnych) celów oceniania jest wieloznaczne nie tylko ze względu na ogromną różnorodność i niespójność wewnętrzną, lecz również dlatego, że nieraz trudno oddzielić je od grupy kryteriów autotelicznych. Czy na przykład kryterium „jakości życia” jest autoteliczne czy instrumentalne? Z jednej strony jest ono autoteliczne, gdyż określa idealny stan finalny, z drugiej zaś — jeśli przyjąć, że „jakość życia” jest funkcją możliwości wyboru, to okazuje się, że kryterium to ma charakter instrumentalny.

Cele instrumentalne dzieli się ogólnie według ich zakresów na strukturalne i funkcjonalne. Pierwsze z nich łączą wszelkiego rodzaju oceny struktur: biologicznych, społecznych, ekonomicznych, technicznych, przestrzennych, bądź jakichkolwiek innych, przeprowadzane z punktu widzenia ich wartości i możliwości optymalizacji. Do drugich zaś należą oceny sprawności, niezawodności, drożności sieci itp., konstruowane z określonego, zwykle wąskiego, punktu widzenia. Między tymi typami ocen nie ma wyraźnej granicy. Podział ten wynika raczej z praktyki badawczej, gdyż zwykle najpierw określamy jakość czy wartość struktury, a potem dopiero jej sprawność lub przydatność do określonego celu. Na przykład, najpierw określamy „wartość” danego typu gleby, oceniając jej potencjalną żyzność, a potem — stosując już inny wzorzec oceny — jej rzeczywistą przydatność dla określonej uprawy, biorąc pod uwagę parametry uboczne (agrotechniczne, potrzeby rynku itd.).

Każdy przedmiot oceny, jego strukturę i funkcję można oceniać z różnych punktów widzenia. Powstaje w ten sposób nieograniczona liczba ocen jednostkowych, tworzących niejednokrotnie zbiory wewnętrznie sprzeczne. Rzeczą istotną jest w tym przypadku przekształcenie tych zbiorów w uporządkowane systemy ocen, uwzględniające hierarchię celów. Wymaga to nie tyle wiedzy, co mądrości. Stosowane nieraz

procedury minimalizacji kryteriów i generalizacji celów prowadzą bowiem do konstruowania ocen „pustych”, typu: „przydatność środowiska dla potrzeb rolnictwa”, których rzeczywista wartość jest znikoma.

Oceny są jedną z podstawowych przesłanek podejmowania decyzji i w gruncie rzeczy, jedynie w tym kontekście mają one sens. Każda ocena jest właściwie propozycją decyzyjną, a ściślej biorąc — propozycją działania będącego funkcją decyzji, która — w zależności od celu — może być przyjęta lub odrzucona. Nie dotyczy to, oczywiście, ocen absolutnych oraz autotelicznych, waloryzujących głównie wartości nadrzędne.

Wiarygodność procesu oceniania i użyteczność prezentowanych ocen zależą nie tylko od właściwego doboru celów, lecz również od wartości założonych kryteriów (standardów ewaluatywnych) i od stosowanych technik oceniania.

Ogólnie biorąc, techniki te podzielić można na ilościowe i jakościowe. Pierwsze są transpozycją ilościowych pomiarów cech lub właściwości ocenianego przedmiotu (obiektu) w zbiór ocen, dokonywaną przy zastosowaniu różnego rodzaju zabiegów formalnych, takich jak: rangowanie, standaryzowanie, normowanie itp. Ich zaletą jest nie tyle może ścisłość ile możliwość retranspozycji, to jest przekształcenia zbioru ocen ponownie w zbiór bezwzględnych wartości pomiaru, co nie jest możliwe w odniesieniu do technik kwalitatywnych.

Techniki jakościowe są natomiast przekształceniem intuicji i wiedzy społecznej w zbiory ocen. Intuicja społeczna jest w tym przypadku rozumiana jako aktualnie obowiązujący (a więc zmienny w czasie) pogląd na jakość, wartość, użyteczność i ważność określonego dobra, wyznawany przez określoną grupę społeczną. Kryteria ocen kwalitatywnych mogą być różne: „demokratyczne”, oparte na znajomości dominujących w społeczeństwie poglądów (kryterium „zgody powszechnej”), „autorytarne”, opierające się na opinii autorytetów w danej dziedzinie, narzucających swój sąd jako jedynie słuszny (co występuje np. w metodzie „ekspertów”) lub „indywidualistyczne”, kwalifikujące dany obiekt oceny zgodnie z własnym systemem wartości. Techniki jakościowe są oczywiście mniej ścisłe niż ilościowe i nie dają się retransponować. Niemniej one właśnie mają zasadnicze znaczenie w ocenianiu relacji „społeczeństwo—społeczeństwo” czy „społeczeństwo—przyroda”.

Wynik procesu oceniania — ocena — jest zwykle przedstawiany w postaci symbolicznej, werbalnej, cyfrowej lub graficznej. Translacja rzeczywistości na język symboli następuje już w trakcie oceny. Należy zwrócić uwagę na niebezpieczeństwa kryjące się w zastosowanej symbolice. Relacje między ocenianym obiektem a jego „kopią werbalną” nie są proste, zależą od struktury języka, wieloznaczności słów, „gramatyki” zarówno ocenianego obiektu, jak i samej oceny itp. Dlatego też oceny werbalne są z natury nieprecyzyjne. Zastosowanie symboliki cyfrowej

kryje w sobie inne niebezpieczeństwa. Wartości wyrażane za pomocą ciągu liczb (tak jak np. w bonitacji cyfrowej, szeroko u nas stosowanej) stwarzają pozory ścisłości, a co gorsza, wyzwalają chęć przeprowadzania na nich operacji matematycznych tak, jakby były to ciągi liczb uzyskanych z pomiarów, co jest absolutnie niedopuszczalne i prowadzi do absurdalnych wniosków.

Odrębnym zagadnieniem, na które należy zwrócić uwagę jest relacja między oceną i pomiarem. Pomiar jest podstawową bazą informacyjną dla większości ocen (z wyjątkiem — i to tylko częściowo — autotelelicznych). Ocena i pomiar wiążą się tak ściśle, że obie te procedury należałoby traktować łącznie. Ocena opiera się zawsze na jakimś pomiarze, a każdy w zasadzie pomiar jest waloryzowany, jeśli nie *expressis verbis*, to w domyśle. Zarówno przy doborze technik pomiaru, jak i przekształcania danych w skale, należy zachować duży stopień krytycyzmu, gdyż błędu popełnionego we wstępnej fazie badań nie da się w ogóle wyeliminować w okresie późniejszym. Trzeba więc mieć od początku na uwadze, że istnieją następujące „przykazania”, które należy respektować:

- nie wszystko co można zmierzyć — należy mierzyć,
- dokładność pomiaru jest odwrotnie proporcjonalna do możliwości jego wykorzystania,
- interpretacja pomiaru musi być adekwatna do sposobu jego przeprowadzenia,
- spośród mnogości technik pomiaru i interpretacji danych należy wybrać najprostsze,
- jeśli pomiar zostanie od początku źle wykonany, to wszelkie próby jego poprawienia jeszcze go pogorszą.

Pierwsze z „przykazań” wynika ze skłonności niektórych przynajmniej badaczy do mierzenia wszystkiego co się da, gdyż „a może to się na coś przyda”? Drugie wskazuje na konieczność dostosowania szczególności pomiaru do celu, jaki przed sobą postawiliśmy. Trzecie, obrazuje dość często spotykane zjawisko mierzenia jakiegoś faktu na oko, porządkowania go w dowolną, kilkustopniową skalę, a następnie stosowanie nad wyraz subtelnych metod statystycznych czy matematycznych (grzech większości fitosocjologów, a i socjologów również). Czwarte odnosi się do coraz szerzej rozpleniającego się poglądu, w myśl którego środek (pomiar) staje się celem samym w sobie i świadczy o „naukowości” badającego. Nasuwa się tu sformułowanie W. Leontiefa (1970) „zamiłowanie do formuł matematycznych, któremu nie towarzyszy ostry zmysł krytyczny, maskuje często za fasadą wspaniałych znaków algebraicznych rezonerstwo, mające nikłe pozytywne znaczenie” (str. 28). Wreszcie ostatnie przykazanie wskazuje, że wszelkie techniki i wybiegi, służące „poprawianiu” źle zebranych danych, są mało warte i prowadzą w prostej linii do zafałszowania wyników.

Istnieje wiele możliwości doboru odpowiednich skal, wzdłuż których

można ułożyć empiryczne dane pomiaru (normatywne, rangowane, standaryzowane, unitaryzowane, mianowane, bezwzględne, równomierne, relatywne, agregacyjne itp., itp.), niestety, są one mało znane, tak że w praktyce stosuje się jedynie dwie—trzy spośród nich. Najczęściej: równomierną lub logarytmiczną czy rangowaną. Nie są one może w gruncie rzeczy złe, lecz pierwsza z nich jest nadmiernie prymitywna (nie na darmo zwana popularnie „skalą idiotów”), druga falsyfikuje rzeczywistość (jak wiadomo, za pomocą skali logarytmiczno-logarytmicznej można dowolnie wyprostować każdą krzywą), a trzecia zawiera w sobie duży ładunek subiektywizmu. Jeśli się o tych ograniczeniach pamięta, to uniknięcie niebezpieczeństw trywializmu, falsyfikacji i subiektywizmu jest w pełni możliwe.

Wyrażone poprzednio uwagi znajdują swój wyraz w procedurze badań aksjologicznych. W ogólnych zarysach przedstawia się ona następująco:

- a) szczegółowe określenie celu,
- b) identyfikacja zarówno ocenianego przedmiotu jak oceniającego podmiotu,
- c) sposób wykorzystania zasobów wiedzy i sposób posługiwania się nią,
- d) wybór kryteriów oceny i adekwatnych do nich wzorców ocennych,
- e) proces oceniania,
- f) wybór technik i metod prezentacji wyników,
- g) weryfikacja wyników z punktu widzenia ich wartości poznawczych (zakresu wiarygodności, możliwości transpozycji przestrzennych, granic tolerancji na dekompozycyjne oddziaływania itp.),
- h) weryfikacja wyników z punktu widzenia użyteczności (decyzyjnych, realizacyjnych itp.).

1.2. PRÓBA KLASYFIKACJI I TYPOLOGII METOD OCENY RELACJI „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO”

Każdy system klasyfikacyjny, który ma uporządkować naturę, mówi więcej o jego autorze niż o naturze.

Tibor Gánti

1.2.1. WPROWADZENIE

W ostatnim dwudziestolecu w literaturze światowej opisano bardzo wiele różnych metod i technik oceny środowiska, zarówno o charakterze poznawczym, jak i praktycznym. Było to spowodowane ogromnym zapotrzebowaniem na tego rodzaju oceny, bez których niemożliwe jest nie tylko racjonalne gospodarowanie środowiskiem, lecz i zrozumienie pod-

stawowych prawidłowości, określających wzajemne związki między społeczeństwem a jego materialnym otoczeniem.

Przedstawiony w niniejszej pracy wielokryterialny system klasyfikacji metod oceny wzajemnych oddziaływań w układzie „człowiek—środowisko” został oparty na analizie zbioru metod zawartych w 311 pracach, pochodzących z różnych krajów świata.

Struktura tematyczna tych metod przedstawia się następująco:

a) Metody oceniające wpływ człowieka na środowisko przyrodnicze i jego elementy — ogółem 178, w tym: wpływ na środowisko i krajobraz traktowane jako całość — 61; wpływ na wody — 31; na roślinność — 24; na gleby — 16; na powietrze i klimat — 15; na ekosystemy — 12; na zwierzęta — 11 i na rzeźbę terenu — 8.

b) Metody oceniające wpływ środowiska na człowieka — ogółem 90, w tym: wpływ na warunki wypoczynku — 44; na stan zdrowia — 18; relacje między środowiskiem a jego postrzeganiem (percepcja środowiska) — 18 i relacje między środowiskiem a kulturą — 10.

c) Metody oceniające wpływ zmieniających się warunków środowiska na gospodarkę ludzką — ogółem 167, w tym: wpływ środowiska na gospodarkę rolną — 33; środowisko w planowaniu przestrzennym i gospodarce regionalnej — 26; wpływ na użytkowanie ziemi — 25; wpływ na urządzenia techniczne — 17; wpływ na gospodarkę leśną — 17; wpływ środowiska przyrodniczego na miasta — 11; wpływ na przemysł — 10; na warunki budowlane — 10; na transport — 9 i na górnictwo — 6.

d) Metody oceniające skutki interakcji „człowiek—środowisko” w postaci całościowych modeli ekonomiczno-ekologicznych i systemów przyrodniczo-gospodarczych — ogółem 13.

Wśród prac, z których wybrano analizowane metody, najwięcej było prac autorów polskich (109), na drugim miejscu znalazły się prace niemieckojęzyczne (z Niemiec, Austrii i Szwajcarii) — łącznie 78 publikacji; następnie amerykańskie (66), rosyjskie (48) i angielskie (31); powyżej 10 prac było z Francji (18), Włoch (14), Kanady (11) i Czechosłowacji (10). Ponadto pojedyncze prace pochodziły z Japonii, Hiszpanii, Australii, Węgier, Holandii, Szwecji, Finlandii, Chin, Bułgarii i Jugosławii. W zbiorze znalazło się również 20 prac wydanych przez agendy ONZ (UNESCO-MAB, UNEP) oraz SCOPE.

1.2.2. PRÓBA KLASYFIKACJI SYSTEMÓW OCEN

1.2.2.1. Schemat zbioru ocen

Oceny zawarte w analizowanym zbiorze można sklasyfikować według następującego schematu:

I. Intencja oceny.

A. Cel oceny:

1. Poznawczy.
2. Utylitarny (Instrumentalny);
 - 2.1. Geoeologiczny,
 - 2.2. Społeczny,
 - 2.3. Gospodarczo-ekonomiczny,
 - 2.4. Techniczny.

B. Kierunek oceny:

1. Aktualistyczny,
2. Historyczny,
3. Progностyczny.

II. Pole oceny.**C. Przedmiot oceny:**

1. Rzeczywistość,
2. Modele,
3. Informacje;

D. Obiekt oceny:

1. Całokształt elementów lub cech,
2. Zespół elementów lub cech,
3. Pojedynczy element lub cecha;

E. Zakres oceny:

1. Właściwości morfologiczno-strukturalne,
2. Właściwości morfologiczno-funkcjonalne,
3. Właściwości funkcjonalne,
4. Właściwości systemowe;

F. Zasięg przedmiotu oceny:

1. Lokalny,
2. Regionalny,
3. Ponadregionalny,
4. Niezależny od skali,
5. Aprzestrzenny.

III. Sposób oceniania.**G. Kryteria ocen:**

1. Absolutne,
2. Zrelatywizowane,
 - 2.1. Hedonistyczne,
 - 2.2. Altruistyczno-afektywne,
 - 2.3. Pragmatyczne;

H. Techniki oceniania:

1. Bonitacja jakościowa,
 - 1.1. Intuicyjno-aprioryczna,
 - 1.2. Afektywna,
 - 1.3. Ekspertalna,
 - 1.2.1. Opisowo-werbalna,

- 1.3.2. Punktowa,
- 1.3.3. Cyfrowo-sumacyjna.

- 2. Bonitacja ilościowa:
 - 2.1. Wartościowanie ciągłych skal pomiarowych,
 - 2.2. Wartościowanie dyskretnych skal pomiarowych,
 - 2.3. Wartościowanie norm i normatywów.

I. Prezentacja ocen:

- 1. Opisowa,
- 2. Graficzna.
 - 2.1. Kartograficzna.
 - 2.2. Obrazowa.
- 3. Symboliczna (matematyczna lub logiczna).

1.2.2.2. Omówienie poszczególnych elementów schematu

A. Cel oceny

Podstawowym elementem zaproponowanego podziału klasyfikacyjnego jest określenie celu oceny. Wszelkie badania wartościujące, których wynikiem jest ocena, prowadzi się w jakimś celu, choć nieraz jest on trudny do zdefiniowania. Ogólnie biorąc, w zbiorze analizowanych metod można wyodrębnić dwie podstawowe grupy: oceny o charakterze wyłącznie poznawczym i oceny ukierunkowane ku potrzebom praktycznym. Różnicują je, przede wszystkim, przyjmowane a priori kryteria ocen. W pierwszym przypadku są to kryteria afektywne bądź altruistyczne, w drugim — użytecznościowe lub decyzyjne.

Oceny o charakterze poznawczym można podzielić na: całościowe, wartościujące całość relacji „człowiek—środowisko”; całościowo—częstkowe, w których jeden człon relacji jest ujmowany całościowo, a drugi — fragmentarycznie (na przykład „oddziaływanie człowieka na rzeźbę terenu”, przy czym „człowiek” jest w tym przypadku rozumiany jako zbiór wszelkich oddziaływań: społecznych, gospodarczych, technicznych itp.); i częstkowe, oceniające skutki oddziaływania wybranych elementów podsystemu „człowiek” na wybrane elementy podsystemu „środowisko”.

Przykładem pierwszego ujęcia mogą być propozycje Brubakera (1972), czy Chmielewskiego (1980); drugiego — chociażby koncepcje Bylińskiej et al (1980), czy Falińskiego (1975); trzeciego zaś, najliczniejszego w tej grupie, większość ujęć metodycznych, zawartych w fundamentalnej pracy Cantera i Hilla (1979).

Oceny o charakterze użytkowym są wyraźnie skierowane ku potrzebom praktyki. Ich celem jest określenie przydatności, wartości lub użyteczności środowiska (albo jego składowych) dla wyraźnie zdefiniowanych potrzeb społecznych, gospodarczych, decyzyjnych itp., które to potrzeby stanowią podstawę wewnętrznego podziału.

Cele utylitarne (instrumentalne) podzielić można na cztery grupy:

1. Geoekologiczną, łączącą oceny ukierunkowane ku ochronie środowiska przyrodniczego, zachowaniu sprawności jego funkcjonowania, stabilności, restytucji jego walorów i rekultywacji układów zdegradowanych.

2. Społeczną, łączącą oceny ukierunkowane ku potrzebom biosocjalnym społeczności ludzkich, takich jak ochrona zdrowia, możliwości wypoczynku, czy — szerzej ujmując — jakości życia.

3. Gospodarczo-ekonomiczną, obejmującą oceny przydatności funkcjonalnej środowiska dla różnych form gospodarowania (rolnictwa, gospodarki leśnej, wodnej itp.), z uwzględnieniem jego efektów.

4. Techniczną, obejmującą oceny środowiska z punktu widzenia jego przydatności, lub odporności, w odniesieniu do działań o charakterze techniczno-inwestycyjnym, poczynając od najprostszych, takich jak na przykład wprowadzenie ciężkiego sprzętu w rolnictwie czy leśnictwie, poprzez bardziej skomplikowane, takie jak między innymi oceny gruntowne dla budownictwa, aż do wielostronnych ocen przyrodniczych konsekwencji wielkich inwestycji przemysłowych.

Między wymienionymi celami utylitarnymi często nie ma ścisłego rozgraniczenia. Istnieją bowiem oceny mieszane: geoekologiczno-społeczne (np. Muchina 1973; Kostrowicki 1981; Kuramszin 1888; Solińska-Górnicka 1973); geoekologiczno-gospodarcze (np. Achaminow 1980; Niewiadomski 1979; Runowa 1988; Ryszkowski, Luty 1983) itp. Znaczna jednak większość ocen utylitarnych jest ukierunkowana jednostronnie.

Specyficzny charakter poznawczo-uitylitarno-mieszany mają modele całościowe o charakterze systemowym (na przykład model EIA — Environmental Impact Assessment — vide: Erickson 1979; Nijkamp 1984; Mojsiejew et al 1985; Kacprzyński 1979, Findeisen 1985 lub Bojarski 1988), jak i ekonomicznym wprowadzającym tak zwany rachunek ekonomiczno-ekologiczny (np. znane ujęcia Cumberlanda 1966; Daly'ego 1968; Leontiefa 1970; Isarda 1972, czy też Burmatowej 1983, a u nas: Prandekiej 1983; Leszczyńskiego 1985, czy Symonowicza 1985).

B. Kierunek oceny

W niniejszej propozycji klasyfikacyjnej wyróżniono trzy kierunki ocen: aktualistyczny, dotyczący zjawisk i zależności istniejących w chwili wykonywania oceny; historyczny — oceniający przeszłość lub teraźniejszość w nawiązaniu do przeszłości oraz prognostyczny (predykcyjny), waloryzujący stany przyszłe, jakie prawdopodobnie zaistnieją w wyniku przemian zachodzących obecnie. Istnieją również liczne prace obejmujące wszystkie trzy poziomy: przeszłość — teraźniejszość — przyszłość, że wymienię tylko klasyczne opracowanie Kowdy (1975), Gribina (1978, 1979), Lamba (1977).

C. Przedmiot oceny

Przedmiotem oceny, a więc tym, co wchodzi w bezpośredni kontakt

z podmiotem oceniającym jest — ogólnie biorąc — albo rzeczywistość, albo modele tej rzeczywistości, albo też informacje o niej. Rozróżnienie tych podstawowych typów przedmiotu ocen jest konieczne ze względu na odmienne metody stosowane w ich badaniach.

Badanie rzeczywistości wymaga na ogół studiów terenowych, wykonywanych bądź to przez osobę oceniającą, bądź też przez inne osoby, zbierające konkretne dane w terenie; dane te są dopiero później systematyzowane, agregowane i oceniane.

Często, zwłaszcza w naukach geograficznych, lecz nie tylko, przedmiotem oceny nie jest bezpośrednio rzeczywistość, lecz jej modele, głównie mapy; jest to więc ocena pośrednia. Przedmiotem oceniania mogą być również ilościowe modele przepływów materii czy energii, jak też modele zależności strukturalno-funkcjonalnej między danymi układami.

Ocenie podlegają także informacje już w jakiś sposób zagregowane i przetworzone, na przykład informacje statystyczne. Ocenia się wówczas rzeczywistość poprzez te informacje.

Oczywiście, że jakość ocen jest niższa w przypadku posługiwania się jako podstawą modelami, a jeszcze niższa, gdy jest nią statystyka.

D. i E. Obiekt i zakres oceny

Obie te grupy są właściwie uszczegółowieniem przedmiotu oceny i powinny być traktowane łącznie. Pierwsza z nich precyzuje dokładnie, co jest przedmiotem oceny, a druga — jakie cechy, właściwości przedmiotu są oceniane.

Podgrupa D.1. łączy te oceny, których przedmiotem jest cały system „człowiek—środowisko”, bądź też jeden z podsystemów tego systemu jest oceniany całościowo (np. ocena wpływu zanieczyszczeń powietrza na środowisko). W podgrupie drugiej (D.2.) przedmiotem oceny jest zespół elementów lub cech, tworzących łącznie określoną całość (np. wpływ zanieczyszczeń na rolnictwo czy wpływ rolnictwa na szatę roślinną). Wreszcie w podgrupie D.3. znajdują się oceny dotyczące pojedynczych zjawisk czy cech (np. analogicznie do poprzedniego: wpływ zanieczyszczeń na plonowanie pszenicy, czy wpływ rolnictwa na pogłowie saren).

Grupa E uszczegóławia oceniane właściwości przedmiotu.

W podgrupie E.1. przedmiotem oceny jest struktura i jej zróżnicowanie przestrzenne. Dotyczy ona właściwie tylko rzeczywistości, gdyż struktury modeli i informacji dotyczą zagadnień w małym stopniu wiążących się z tematyką ocen relacji „człowiek—środowisko”.

W następnej podgrupie (E.2.) przedmiotem oceny jest również struktura, lecz ujmowana w kategoriach funkcjonalnych. Przykładowo: las jest określoną strukturą w przestrzeni geograficznej, ale zarazem jest swoistym transformatorem zmiennych klimatu. Może być on więc oceniany jako wyłącznie element struktury na przykład krajobrazu lub też

jako element strukturalny, wprowadzający określone zmiany w środowisku. Analogicznie jeśli przedmiotem oceny jest wpływ środowiska na użytkowanie ziemi, to możemy go ujmować wyłącznie strukturalnie, badając jak oddziałują zmienne środowiska na rozkład przestrzenny użytkowników, lub strukturalno-funkcjonalnie, gdy interesują nas zależności między tym rozkładem a na przykład wielkością produkcji.

Podgrupa E.3. łączy oceny, których przedmiotem nie jest struktura, lecz wyłącznie zmienne funkcjonalne (mimo że u źródeł swych są one uzależnione od struktur), na przykład produkcji pierwotnej i wtórnej, produktywności ziemi, przepływów materii i energii itp.

Wreszcie ostatnia podgrupa E.4. łączy oceny, których przedmiotem jest całokształt zmiennych strukturalnych, funkcjonalnych i informacyjnych, czyli system z charakterystycznymi dlań integronami, hierarchiczną strukturą itd. W tym przypadku ocenia się przede wszystkim sprawność i niezawodność układu, wyrażające się w określonych relacjach wejść i wyjść (input — output) lub dawców — biorców. Właściwości systemowe, choć charakterystyczne dla rzeczywistości, najczęściej są powiązane z ocenami modeli.

F. Zasięg przedmiotu oceny

Zasięg ten jest z jednej strony funkcją celu, z drugiej zaś przyjmowanych kryteriów i technik.

Przedmiotem oceny może być zjawisko lokalne, niepowtarzalne w przestrzeni i w czasie oraz zjawiska powtarzalne, występujące na większych przestrzeniach. Te ostatnie stanowią podstawę wnioskowań wielkoprzestrzennych, będących generalizacją ocen lokalnych, wyróżnia się przy tym trzy poziomy uproszczenia (gubienia informacji): poziom regionalny, ponadregionalny i globalny. Dotyczy to zarówno przedmiotów oceny związanych z rzeczywistością, jak też związanych z modelami i informacjami.

Istnieją również takie obiekty oceny, które są niezależne od skali przestrzennej. Opierają się one na zróżnicowaniu stałych fizycznych, bądź chemicznych, na przykład temperatury, dopływu energii promiennej, struktury chemicznej mas powietrznych itp. I jedynie w tych przypadkach oceny (będące transpozycją pomiarów) mogą mieć charakter globalny.

Występują ponadto grupy ocen relacji „człowiek—środowisko” nie związane z przestrzenią. Są to nie tylko modele, lecz również i przedmioty ocen dotyczące rzeczywistości traktowanej jednak aprzestrzennie. Cechę tę wykazują niektóre badania ekologiczne i socjologiczne, zajmujące się ocenami związków międzyosobniczych, czy międzypopulacyjnych, w oderwaniu od kontekstu przestrzennego.

G. Kryteria ocen

Przyjmowane przez osobę oceniającą są wraz z technikami, stosowanymi w procesie oceniania, podstawowym elementem typologicznej kla-

syfikacji systemów ocen. Definiują one charakter efektu końcowego, pośrednio zaś — cel oceny, z którym są ściśle związane.

Podział wewnętrzny (logiczny) kryteriów ocennych jest ujmowany różnie. Niektórzy, jak na przykład Borys (1980) łączą je z technikami, inni wiążą je z osobowością (Oleś 1989; Epstein 1990), a jeszcze inni z użytecznością (Łustacz 1981) czy też procesem poznania (Gołąb, Reykowski 1985).

Przyjęty w niniejszej propozycji podział kryteriów został oparty na podstawach genetyczno-funkcjonalnych. Wyróżnia się w nim dwie podstawowe grupy kryteriów: absolutne, nie wymagające uzasadnienia, i zrelatywizowane, których uzasadnienie jest konieczne.

Do pierwszej należą przede wszystkim aprioryczne sądy ocenne, zakładając z góry, że coś jest „dobre” lub „złe”, „piękne” lub „brzydkie”. Do grupy tej należą również sądy normatywne, dla których punktem odniesienia, wzorcem są a priori przyjęte normy religijne, społeczne itp. Kryteria absolutne są właściwie poza zasięgiem penetracji naukowej, niemniej przy ocenach środowiska są niekiedy stosowane, na przykład w badaniach percepcyjnych estetyki krajobrazu, czy też ocenach działalności człowieka w kategoriach moralnych.

Drugą grupę tworzą kryteria zrelatywizowane. Dzielią się one na trzy podgrupy: kryteriów hedonistycznych, altruistycznych i pragmatycznych.

Kryteria hedonistyczne (organizmalne) są ściśle związane ze stanem organizmu ludzkiego. Powstają one jako rezultat przetworzenia bodźców zmysłowych, potrzeb i zachowań organizmalnych w reakcje afektywne w odniesieniu do otoczenia, takie jak: „przykre — przyjemne”, „nudne — ciekawe”, „smutne — wesołe” itp. Uzasadnienie ocen, pozornie subiektywnych, ma w rzeczywistości podłoże obiektywne, gdyż jest odpowiedzią organizmu na bodźce zarówno wewnętrzne, jak i zewnętrzne.

Kryteria altruistyczne są efektem przetworzenia sądów o charakterze moralnym, etycznym, czy estetycznym — a więc uwarunkowanych kulturowo — w sądy ocenne. Wyrażają się one, podobnie jak hedonistyczne, poprzez reakcje afektywne. Należą tu kryteria „dobra — zła”, „piękna — brzydota” itp., oceniające wartości per se, a więc pozbawione konotacji użytecznościowych (choć nieraz konotacje te mogą być ukryte — piękno czy dobro mają również swoją cenę). Oceny altruistyczne mają charakter subiektywny. Jako pochodne uwarunkowań kulturowych są one powtarzalne i przynajmniej w danym kręgu społecznym można je nie tyle zobiektywizować, co uogólnić.

Kryteria pragmatyczne są właściwe wszelkim celom utylitarnym i znacznej większości celów poznawczych. Za ich pomocą poszukuje się bowiem odpowiedzi nie tylko na pytania: jaką wartość użytkową ma przedmiot oceny, czemu może służyć, lecz i jak on funkcjonuje i jakimi walorami wyróżnia się w stosunku do innych przedmiotów z tej samej rodziny? Kryteria te dzielią się na: zachowawcze, użytecznościowe, opty-

malizacyjne i decyzyjne. Pierwsze oceniają rzeczywistość taką, jaka ona jest z punktu widzenia zachowania (i pomnożenia) jej struktury i systemu funkcjonowania, drugie — waloryzują jej bezpośrednią użyteczność, trzecie — oceniają możliwości poprawy stanu ocenianych obiektów, a czwarte — traktują te obiekty jako elementy podejmowania decyzji.

H. Techniki oceniania

Ogólnie biorąc można wyróżnić dwie podstawowe grupy technik oceniania: bonitację jakościową i bonitację ilościową. Różnica między tymi grupami polega przede wszystkim na tym, że o ile wyniki wartościowania przy zastosowaniu technik bonitacji ilościowej można przekształcić niejako z powrotem w zbiór informacji wyjściowych, to efekty bonitacji jakościowej jedynie w niewielkim stopniu mogą być retransformowane.

Techniki bonitacji jakościowej można z grubsza podzielić na: intuicyjno-aprioryczne, afektywne i eksperalne.

Bonitacja intuicyjno-aprioryczna polega na odgórnym przypisywaniu wartości przedmiotom oceny, bez jakichkolwiek prób jej uzasadnienia. Jest ona odwzorowaniem osądu indywidualnego, traktowanego jako obowiązujący standard. Autor występuje zwykle w postaci jednoosobowego eksperta, zarówno przy kwalifikowaniu przedmiotu oceny, jak i przy doborze skal. Ten typ bonitacji jest, niestety, dość częsty, zwłaszcza w ocenach estetyki krajobrazu, czy też jego fragmentów.

Bonitacja afektywna polega na przyjmowaniu jako wzorców ocennych określonych stanów emocjonalnych (typu: „przywabiające — odstręcające” czy „wzniosły — przyziemny”), rzutuujących na sposób wyrażania oceny. W odróżnieniu od poprzedniej mamy w tym przypadku do czynienia nie z sądem indywidualnym, lecz grupowym; przy czym ekspertami mogą być bądź to specjaliści z danej dziedziny, bądź też dowolne osoby zapytywane lub ankietowane. Techniki afektywne są dość często stosowane w badaniach stojących na pograniczu nauk o ziemi i psychologii czy estetyki.

Bonitacja eksperalna obejmuje wiele odmian podejścia i opisu jakościowego. Cechą charakterystyczną tej grupy technik ocennych jest to, że osoba, czy też osoby oceniające, przetwarzają informacje specjalistów o przedmiocie badań we własne, indywidualne systemy wartościowania, zwykle na drodze ich generalizacji.

Istnieją trzy główne techniki waloryzacji stosowane w ujęciach jakościowo-ekspertalnych: opisowo-wербalna, punktowo-rangowa i cyfrowo-sumacyjna. Pierwsza polega na słownym scharakteryzowaniu wartości, czy też jakości przedmiotu ocenianego („przydatne — nieprzydatne”, „bardzo dobre — dobre — złe” itp.). W drugiej słowa zastępuje się symbolami, określającymi rangę i miejsce ocenianego obiektu w szeregu ocenym. Symbolami tymi mogą być cyfry, litery, dowolne znaki

umowne, na przykład gwiazdki, a na mapach — kolory lub szarfy, przy czym poszczególne rangi są od siebie oddzielone (dyskretne). Technika cyfrowo-sumacyjna ma charakter pseudoilościowy. Poszczególne wartości są w niej oznaczone cyframi, tworzącymi ciągłą skalę wielostopniową. W dalszym etapie postępowania poszczególne elementarne wartości przedmiotu oceny (oznaczone cyfrą) są poddawane różnym działaniom arytmetycznym (dodawaniu, mnożeniu, potęgowaniu itp.) tak że w rezultacie otrzymuje się jedną wartość będącą sumą wartości elementarnych. Ujęcie to, choć formalnie błędne, jest bardzo rozpowszechnione, zwłaszcza w Polsce i krajach ościennych, ze względu na jego łatwość i pozorną wiarygodność.

Podstawą informacyjną bonitacji jakościowej mogą być zarówno elementarne cechy, czy właściwości środowiska (rzeźba, gleba, roślinność, formy gospodarowania itp.), jak i różnego rodzaju wskaźniki, modele, bilanse itp., agregujące te jednostkowe cechy w układy poddawane bonitowaniu. Najczęściej są to wskaźniki lub zespoły wskaźników, charakteryzujące więcej niż jeden element środowiska, a więc dające w efekcie pogląd na kompleks cech tworzących dany układ — przedmiot oceny. Przykładem mogą być koncepcje Dee (1973), Bućka i Laciny (1981), Pickeringa (1978), Kostrowickiego et al (1988).

Równie często przedmiotem bonitacji jakościowej są modele, zwłaszcza kartograficzne (różnego typu mapy, kartogramy itp.) oraz kompleksowe modele typu systemowego (np. Kneese'go 1977; Isarda 1972; Gurmana i Moskalenki 1980 i in.); różnego rodzaju bilanse ekoenergetyczne (np. Bian Youshanga 1987; Biswasa i Biswasa 1979), ekologiczne (np. Oduma i Reichhofs 1980; Bicka et al 1984; Furley'a et al 1983) oraz ekonomiczno-ekologiczne (np. Burmatowej 1983), a u nas — Górki i Poskrobki (1987), Piontka (1988) i wspomnianych uprzednio Leszczyńskiego (1985) i Symonowicza (1985).

Techniki bonitacji ilościowej polegają na przydawaniu wartości pomiarom w taki sposób, aby skalę ocen bonitacyjnych można było transformować z powrotem na skalę pomiaru.

Zróznicowanie wewnętrzne bonitacji ilościowych zależy od charakteru waloryzowanych skal pomiarów. Te ostatnie mogą mieć formę skal ciągłych lub dyskretnych, którym przydaje się określone wartości, dzieląc je w ten sposób na klasy bonitacyjne.

Odrębnym typem bonitacji ilościowej jest tzw. bonitacja normatywna, w której punktem odniesienia jest stosunek do obowiązujących norm i normatywów. Skala ocen ma w tym przypadku charakter dwubiegunowy, której punktem centralnym (zerowym) jest wielkość określona normą.

Bonitacje ilościowe mogą dotyczyć pomiarów prostych, bezpośrednich, na przykład skali temperatury, lub złożonych, w których ocenia się bądź to wskaźniki (na przykład tzw. BZT, powszechnie stosowany

u nas w ocenach jakości wody), bądź też krzywe zależności funkcjonalnych między określonymi zmiennymi (vide: Kostrowicki 1981).

I. Prezentacja ocen

Najczęstszą formą prezentacji w analizowanym zbiorze jest forma mieszana opisowo-kartograficzna, przy czym syntezy mają głównie charakter map, kartogramów lub diagramów.

Prezentacja wyników w postaci symboli, formuł matematycznych lub logicznych dominuje w ocenach ekonomiczno-ekologicznych i systemowych. Natomiast prezentacja w postaci modeli obrazowych, krzywych zależności funkcjonalnych, czy też fotografii krajobrazów lub dzieł sztuki i architektury spotyka się we wszystkich tematycznych grupach ocen, choć przeważa ona w ocenach percepcyjno-wizualnych.

1.2.3. PRÓBA TYPOLOGII STANDARDÓW EWALUATYWNYCH UKŁADU „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO”

Biorąc pod uwagę liczbę cech przedstawionych w schemacie klasyfikacyjnym można obliczyć, że istnieje potencjalnie około 50 tys. różnych kombinacji systemów ocen. W rzeczywistości jednak liczba tych kombinacji jest znacznie mniejsza, co wynika z faktu istnienia określonych typów ocenowych, tak zwanych standardów ewaluatywnych (ocennych), łączących większość faktycznie dokonywanych ocen.

Standardy ewaluatywne są kombinacją cech intencji oceny i sposobu oceniania (cechy pola oceny i prezentacji wyników są w standaryzacji ocen pomijane, ze względu na to, że nie wpływają one bezpośrednio na sam proces oceniania), potwierdzających się w praktyce badawczej; można więc je traktować jako swoiste typy ewaluacji. W przedstawionym schemacie klasyfikacyjnym może być ich potencjalnie 480 ($5 \times 3 \times 4 \times 8$), w rzeczywistości liczba ta jest wielokrotnie niższa.

Podejścia ewaluatywne zawarte w analizowanym zbiorze 448 metod można pogrupować w 38 typów standardów ocennych, w których ilościowo dominuje 10 typów. Do tej dziesiątki należy 76% ocen zbioru; są to standardy ewaluatywne, najpowszechniejsze w ocenach omawianych relacji.

Standardy te dzielą się wyraźnie na dwie podgrupy: dominującą, obejmującą jedynie trzy typy (36% zbioru) i subdominującą, na którą składa się siedem typów (40% zbioru). Pierwszą i drugą grupę tworzą następujące standardy ewaluatywne:

1. Typ $A_{2.3} (B_1/G_{2.3})H_{1.3.2}$. — oceny ukierunkowane ku potrzebom gospodarczym, dotyczące stanu aktualnego, w których przyjęto kryteria zrelatywizowane typu pragmatycznego, z zastosowaniem techniki jakościowej bonitacji punktowej. Ten typ jest najczęstszy i obejmuje 14% ocen analizowanego zbioru.

2. Typ $A_{2.1.}(B_1/G_{2.3})H_{2.2.2}$. — oceny typu poznawczego, dotyczące stanu aktualnego. Zastosowane kryteria mają charakter zrelatywizowano-pragmatyczny, natomiast technika opiera się na ocenie danych ilościowych, ujmowanych w przedziały rozłączne (dyskretne) typu wskaźników. Typ ten obejmuje około 12% zbioru.

3. Typ $A_{2.3.}(B_1/G_{2.3})H_{1.3.3}$. — oceny utylitarne, o charakterze gospodarczym, odnoszące się do stanu aktualnego. Przyjęte kryteria mają charakter zrelatywizowanych i pragmatycznych, techniką jest natomiast jakościowa bonitacja cyfrowo-sumacyjna. Typ ten obejmuje około 10% ocen analizowanego zbioru.

4. Typ $A_{2.2.}(B_1/G_{2.3})H_{1.3.2}$. — oceny ukierunkowane ku potrzebom społecznym, dotyczące stanu aktualnego. Kryteria mają charakter pragmatyczny, a technika — jakościowej bonitacji punktowej. Ten typ obejmuje około 8% ocen analizowanego zbioru.

5. Typ $A_{2.1.}(B_1/G_{2.3})H_{1.3.2}$. — oceny o charakterze głównie poznawczym, dotyczące stanu aktualnego, w których zastosowano kryterium pragmatyczne i technikę punktowej bonitacji jakościowej. Typ ten łączy około 7% ocen zbioru.

6. Typ $A_{2.3.}(B_1/G_{2.3})H_{2.2.2}$. — oceny o charakterze utylitarnym, skierowane ku gospodarce, aktualistyczne, o kryteriach pragmatycznych i technice ilościowej wartościowania dyskretnych skal pomiarowych. Do tego typu należy 6% ocen zbioru.

7. Typ $T_{2.3.}(B_1/G_{2.3})H_{2.2.3}$. — oceny utylitarno-gospodarcze, dotyczące stanu aktualnego, w których zastosowano kryteria pragmatyczne oraz technikę wartościowania odchyień od obowiązujących norm. Typ ten obejmuje około 6% ocen zbioru.

8. Typ $A_{2.1.}(B_1/G_{2.2.})H_{1.3.2}$. — oceny o charakterze poznawczym, dotyczące aktualnego stanu pola badań, o kryteriach altruistycznych i technice punktowej bonitacji jakościowej. Typ ten łączy około 5% ocen analizowanego zbioru.

9. Typ $A_{2.4.}(B_1G_{2.3})H_{2.2.3}$. — oceny utylitarno-techniczne, odnoszące się do aktualnego stanu pola ocenowego. Zastosowane kryteria mają charakter utylitarny. Przyjęto w nich ilościowe techniki wartościowania odchyień od norm i normatywów. Do typu tego należy nieco więcej niż 4% ocen zbioru.

10. Typ $A_{2.1.}(B_1/G_{2.3})H_{1.3.1}$. — oceny poznawcze, dotyczące stanu aktualnego, o kryteriach pragmatycznych i technice jakościowego opisu werbalnego. Do tego typu należy nieco mniej niż 4% ocen zawartych w zbiorze.

Pozostałe 28 typów standardów ewaluatywnych obejmuje łącznie około 14% ocen analizowanego zbioru (średnio na jeden typ przypada więc zaledwie około 2% ocen).

Analiza struktury wewnętrznej wymienionych 10 standardów ewaluatywnych wskazuje, że mają one głównie charakter użytecznościowy.

Zwraca uwagę fakt, że nie ma wśród nich ocen historycznych, ani też prognostycznych (w niewielkiej liczbie, znajdują się one w pozostałych standardach ocenowych). Brak też w tej grupie ocen o charakterze „organizmalnym” oraz ujęć ilościowych, typu wartościowania ciągłych skal pomiarowych, choć w całym zbiorze nie są one rzadkie.

Przykłady poszczególnych standardów ewaluatywnych są przedstawione w załączniku do niniejszej pracy.

2. SYSTEM „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO” W UJĘCIU AKSJOLOGICZNYM

2.1. RELACJE „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO” W UJĘCIU SYSTEMOWYM

Istotą ujęcia systemowego jest wprowadzenie zarówno zamętu, jak i postępu w rozumieniu otaczającego nas świata

C. W. Churchman

Niniejszy rozdział jest poświęcony omówieniu podstawowych założeń systemowego ujmowania interakcji „człowiek—środowisko”, będących przedmiotem ocen i wartościowania.

Analiza metod oceny relacji „człowiek—środowisko” przedstawiona w poprzednim rozdziale wykazała, że w przeważającej liczbie przypadków ocenia się zjawiska jednostkowe, elementarne, natomiast wnioski z tych ocen rozszerza się niejednokrotnie na całokształt badanych relacji. W rezultacie rzeczywiste efekty oceniania gubią się w pseudo-generalizacyjnych, uzyskiwanych metodą *pars pro toto*.

W omawianym zbiorze jedynie kilkanaście zawierało oceny całościowe i to głównie o charakterze rachunków ekonomiczno-ekologicznych, siłą rzeczy wąsko ukierunkowanych ku efektywności ekonomicznej. Jedynie w kilku pracach zaprezentowane zostały oceny typu systemowego lub pseudosystemowego, dlatego też wydawało się istotne szersze omówienie systemu „człowiek—środowisko” jako przedmiotu badań geograficznych.

2.1.1. UJĘCIE REDUKCJONISTYCZNE I HOLISTYCZNE W BADANIACH INTERAKCJI „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO”

W dotychczasowej praktyce badawczej interakcji „człowiek—środowisko” wyróżniają się dwa sposoby podejścia do istoty zagadnienia: redukcjonistyczny i holistyczny. Są one wzajemnie komplementarne i jako takie nie mogą być ujmowane łącznie. Oba mają swoje zalety i wady.

Ujęcie redukcjonistyczne, najpopularniejsze w dotychczasowych studiach środowiskowo-aksjologicznych, jest niejako odwzorowaniem dy-

ferencji nauk, zarówno podstawowych, jak i stosowanych, powstałej w wyniku przyjęcia jako dyrektywy założeń neopozytywizmu i scjentyzmu.

Strategia naukowa redukcjonizmu zakłada możliwość opisania i wyjaśnienia całości poprzez sprowadzenie jej, jako sumy części składowych, do maksymalnie prostych praw i mechanizmów sterujących tymi częściami. Badania wyizolowanych problemów i prostych interakcji mają duże znaczenie praktyczne. Metody stosowane w ujęciu redukcjonistycznym, od dawna opracowane, ulegają stałemu unowocześnieniu i rozbudowie. Ścisłość metod, często niestety pozorna, mierzalność danych oraz precyzja wyników tworzą określony ład logiczny, urzekający swą elegancją i brakiem wewnętrznych sprzeczności. Niekiedy można odnieść wrażenie, że ścisłość metod jest wartością samą w sobie, niezależną ani od celu, ani od danych wyjściowych.

Zasadniczym mankamentem redukcjonizmu jest to, że nie przystaje on do rzeczywistości. Można w pełni zgodzić się z twierdzeniem W. Kunickiego-Goldfingera (1984, s. 226), że: „redukcjonizm w najlepszym razie jest programem opierającym się na pewnych a priori i bez dowodu przyjętych założeniach. W filozofii wydaje się trudny do obrony, w nauce jest w istocie czymś obcym, nie wpływającym w rzeczywisty sposób na praktykę naukową”. Ma on ponadto różne ograniczenia praktyczne, pomija bowiem mechanizmy i prawa ujawniające się dopiero na określonych poziomach organizacji, czyli tak zwane integrony poziome, falsyfikując tym samym obraz całości, o której już od czasów Arystotelesa wiemy, że jest czymś więcej niż sumą części.

W badaniach, zwłaszcza aksjologicznych, ma redukcjonizm jeszcze jedną wadę, stymuluje mianowicie zjawisko deformacji zawodowej. Jest rzeczą oczywistą, że na przykład oceniając środowisko gleboznawca zwróci szczególną uwagę na wartość i zróżnicowanie gleb, geobotanik — na roślinność, geomorfolog — na rzeźbę i procesy litologiczne itd., przypisując im szczególne, nadrzędne znaczenie. Nie wynika to bynajmniej ze złej woli, czy zawodowej zarozumiałości, lecz ze znanego w psychologii zjawiska, zamykającego się w lapidarnym stwierdzeniu: „to, czego nazwa nie jest mi znana, nie istnieje”. Deformacja zawodowa powoduje, że ten sam obiekt, mimo stosowania tych samych kryteriów i celów, może być oceniany inaczej. Patrząc na przykład na opracowania fizjograficzne, czyli par excellence ocenowe, można od razu określić, jakie zainteresowanie zawodowe mają ich autorzy, co — mimo istnienia szczegółowych instrukcji — wybija się na plan pierwszy. Utrudnia to prowadzenie wszelkiego rodzaju wielkoobszarowych studiów porównawczych.

Ujęcie holistyczne (ściślej biorąc — ujęcia, gdyż jest ich wiele) opiera się na z gruntu odmiennych przesłankach filozoficznych i metodycznych. Część z nich została wielokrotnie empirycznie potwierdzona, część zaś znaj-

duje się jeszcze w sferze hipotez. U podstaw ujęcia holistycznego legło oczywiście zdawaloby się stwierdzenie, iż wszelkie zjawiska, „rzeczy” i obiekty są wzajemnie powiązane i w mniejszym lub większym stopniu od siebie uzależnione. Logiczną konsekwencją tego stwierdzenia jest głoszony pogląd, że wyrazem tego uzależnienia jest organizacja. Wszelkie zatem zjawiska czy obiekty nie są „wolne”, lecz stanowią części (składowe) całości wyższego rzędu, przy czym „całości” te są uporządkowane w sposób hierarchiczny. Hierarchiczność ta polega na istnieniu różnych poziomów organizacji, sterowanych przez im tylko właściwe mechanizmy integrujące. Dlatego badanie struktury, funkcji, czy też zachowania się jakiegoś elementu w warunkach izolacji, siłą rzeczy zdeformuje obraz jego rzeczywistej roli we właściwym otoczeniu, „całości”. Nie należy oczywiście obserwować jedynie „całości”, można schodzić aż do najdrobniejszych nawet części, nie zapominając jednak, że są one składnikami całości.

Ujęcie holistyczne, obecnie głównie tzw. systemowe, nie stanowi jednakże panaceum na wszelkie dolegliwości wywołane redukcyjno-analitycznym podejściem do rzeczywistości. Jest to przede wszystkim sposób myślenia, dyrektywa w większym stopniu intelektualna niż metodologiczna. Stosowanie ujęć holistycznych (systemowych) wymaga głównie rozwagi. Łatwo bowiem ulec pokusie systematyzowania wszystkiego, tworzenia poprzez poszukiwanie izomorfizmu, analogii, homologii itp. „jednolitej” teorii systemowej, wszechogarniającej universum rzeczywistości. Poza tym podejście holistyczne wymaga umiejętności doboru i selekcji informacji oraz wiedzy o zasadach jej przetwarzania. W przeciwnym razie cała inwencja wyczerpuje się na konstruowaniu modeli zależności, najczęściej graficznych, rzadziej matematycznych, niemożliwych do zastosowania w praktyce, czy to ze względu na ich oczywisty charakter, czy też po prostu na brak odpowiednich danych. Modele takie rozpleniły się ostatnio w literaturze naukowej wszelkich dziedzin, stanowiąc wątpliwej jakości „ozdobę”.

Co gorsze, termin „system”, „systemowy” wszedł do języka potocznego, tracąc swój właściwy sens. Systemowy holizm stał się w ten sposób *idée fixe* naszych czasów. Winą za ten stan rzeczy nie można obarczać samej istoty ujęć holistycznych. Winni są jej niefortunni apologetyci.

Innym zarzutem stawianym wszelkim podejściom całościowym jest posądzanie ich autorów o teleonomiczne widzenie świata, poszukiwanie „sensu”, „celu”, podczas gdy rzeczywistością steruje gra sił konieczności i przypadku. Zarzut ten, odnoszący się wyłącznie do układów tzw. naturalnych, polega również na nierozumieniu istoty ujęć holistycznych, wcale nie zakładających istnienia „celu”, stwierdzających natomiast istnienie określonych mechanizmów (systemowych, cybernetycznych itp.), immanentnie związanych z układami, różnymi dla poszczególnych poziomów organizacji rzeczywistości. Prawa te i mechanizmy są we wspom-

nianej grze sił determinantami konieczności (Kunicki-Goldfinger 1989).

Różnice między ujęciem redukcjonistycznym a holistycznym w sposób poglądowy przedstawia J. de Rosnay (1982). Zestawienie tych różnic (w postaci nieco zmienionej ze względu na kontekst niniejszego opracowania) prezentuje się następująco:

Ujęcie redukcyjno-analityczne

Wyodrębnia, koncentruje się na elementach.

Bada charakter oddziaływań.

Opiera się na precyzji szczegółów.

Modyfikuje pojedyncze zmienne.

Niezależnie od trwania; rozpatrywane zjawiska są odwracalne.

Całość jest sumą części, wyjaśnienie całości poprzez sprowadzenie jej do praw elementarnych.

Sprawdzanie faktów w drodze eksperymentu.

Modele precyzyjne, szczegółowe, ale trudne do zastosowania w działaniu.

Ujęcie skuteczne w przypadku oddziaływań liniowych i słabych.

Ujęcie skuteczne w ocenach szczegółowych dla celów szczegółowych.

Oceny są zaprogramowane w szczegółach.

Oceny są prowadzone w ramach dyscyplin wzajemnie niezależnie.

Synteza ocen poprzez sumowanie ocen szczegółowych; cel słabo sprecyzowany, szczegóły dobrze rozpoznane.

Postępowanie aksjologiczne „od dołu”.

Ujęcie holistyczno-systemowe

Łączy, koncentruje się na oddziaływaniach między elementami.

Bada efekty oddziaływań.

Opiera się na percepcji ogólnej.

Modyfikuje równocześnie grupy zmiennych.

Obejmuje trwanie i nieodwracalności.

Całość jest czymś więcej niż sumą części; wyjaśnienie całości poprzez tworzenie i weryfikację modeli.

Sprawdzanie faktów przez porównanie funkcjonowania modelu z rzeczywistością.

Modele niedostatecznie precyzyjne jako podstawa wiedzy, lecz dające się wykorzystać w działaniu.

Ujęcie skuteczne w przypadku oddziaływań nieliniowych i silnych.

Ujęcie skuteczne w ocenach całościowych dla celów ogólnych.

Oceny są nastawione na cel.

Oceny są prowadzone wielodyscyplinarnie.

Synteza ocen poprzez weryfikację rzeczywistości z celem; cel jasno sprecyzowany, szczegóły płynne.

Postępowanie aksjologiczne „od góry”.

Przedstawione wyżej porównanie obu ujęć jasno wskazuje na ich zalety i wady oraz na ich komplementarność w praktyce badań relacji „człowiek—środowisko”.

Zasadnicze założenia ogólnej teorii systemów są obecnie w Polsce dostatecznie znane (vide: Habr, Veprek 1973; Klir 1972; Weinberg 1975; Bertalanffy 1984; Findeisen 1985), nie wydaje się więc konieczne bliższe omawianie zasady tej teorii i w ogóle tzw. „myślenia systemowego”. Niemniej na niektóre zagadnienia teorii systemów należy zwrócić uwagę ze względu na to, że pozwoli to na lepsze zrozumienie istoty systemu „człowiek—środowisko”, jak też ze względu na potrzebę wyjaśnienia wielu niejasności i nieporozumień, jakie powstały wokół pojęcia systemu.

Wszelkie systemy dzielą się — ogólnie biorąc — na naturalne (autoteliczne) i utylitarne. Pierwsze z nich, na przykład komórka, osobnik, biocenoza są obiektywnymi bytami indywidualnymi, czy też zbiorowymi, powstałymi w wyniku ewolucji. Są one powiązane z podmiotem (obserwatorem) jedynie poprzez proces badania, a ich wartościowanie opiera się na ocenie sprawności funkcjonowania cech wewnętrznych, utrzymujących system we względnej równowadze z sobą i otoczeniem. Oceny te nie mają charakteru aksjologicznego w ogólnie przyjętym znaczeniu, gdyż są naturalne względem przydatności i użyteczności dla człowieka.

Systemy utylitarne są tworem człowieka stworzonymi przezeń do realizacji określonych celów. Mogą to być rzeczy (np. samochód) lub ich uogólnienia (np. krajobraz), lub też wręcz idee. Jako takie są one powiązane z podmiotem różnorodnymi więzami, a tym samym od tego podmiotu w jakimś stopniu zależne. Ocena tych systemów opiera się na wielu, częstokroć sprzecznych, kryteriach: użyteczności, wartości, woli, etycznych, estetycznych itp. Są one zawsze „dla kogoś” lub „dla czegoś”, a więc deformują przedmiot oceniany.

Należy podkreślić, że naturalność czy utylitarność systemu nie zależy od obiektu jako takiego, lecz od wyboru punktu patrzenia. Człowiek na przykład, będący obiektywnie istniejącym systemem naturalnym, może być rozpatrywany również jako system utylitarne, oceniany według dowolnych kryteriów (użyteczności, wartości, estetyki itp.). Nie umniejsza to znaczenia epistemologicznego podstawowego podziału.

Innym kryterium podziału systemów jest ich podatność na wpływy zewnętrzne. Najczęściej dzieli się je na systemy zamknięte i otwarte. Jest to oczywiście znaczne uproszczenie, gdyż wszystkie realnie istniejące układy nie są ani całkowicie zamknięte (jeśli są, to nic o nich nie wiemy i wiedzieć nie możemy, ponieważ żadna informacja od nich do nas przeniknąć nie może), ani całkowicie otwarte (wówczas nie byłyby systemami). Są one w rzeczywistości w mniejszym lub większym stopniu domknięte. Odgraniczają je od otoczenia swoiste, różnie ukształtowane przegrody, selekcjonujące przepływ materii, energii lub informacji, zarówno z, jak i do systemu. Przegrody te, inaczej zwane membranami, mogą mieć różny charakter: biologiczny, fizyczny, psychiczny,

geograficzny itp. Ich rola polega na utrzymywaniu różnicy potencjałów na określonym poziomie, warunkującym zachowanie systemu, czyli jego względnej autarkii. Ma to duże znaczenie, gdyż jedynie dzięki selektywnej działalności membran system może osiągnąć sukces, to jest stan najmniejszego termodynamicznego prawdopodobieństwa. Rozpatrując systemy z omawianego punktu widzenia można podzielić je na cztery grupy:

— przyjmujące (receptyjne), w których istnieje stała przewaga przyjmowania informacji z zewnątrz nad jej przekazywanie do otoczenia,

— przekazujące (emisyjne), z przewagą przekazywania informacji nad jej gromadzeniem,

— zrównoważone, w których przepływ informacji do systemu jest bliski lub równy jego odpływowi z systemu,

— transferowe, gdy system służy jako przekaźnik informacji między innymi układami, sam nie uczestnicząc w jej „konsumowaniu”.

Do pierwszej grupy należą między innymi systemy poznawcze, w tym i aksjologiczne, do drugiej — systemy decyzyjne, do trzeciej tzw. systemy działania, a do czwartej niektóre systemy techniczne.

Istnieją, oczywiście, i inne ujęcia klasyfikacji systemów, opierające się na ich złożoności, trwałości, sterowalności, niezawodności, zróżnicowaniu strukturalnym i przestrzennym, czy też na kryteriach energetycznych. Ujęcia te są opisane w dostępnej literaturze, nie ma więc potrzeby ich szczegółowego charakteryzowania.

2.1.3. RELACJE „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO” JAKO SYSTEM

System „człowiek—środowisko” jest tzw. „wielkim systemem rozwoju”, na który składają się dwa względnie autonomiczne, złożone, systemy drugiego rzędu: system społeczno-gospodarczy i system przyrodniczy, między którymi występują rozliczne interakcje. Z grubsza biorąc istnieją cztery podstawowe warianty interakcji między człowiekiem a środowiskiem, w których:

a) przepływ materii i energii ze środowiska przyrodniczego do społeczno-gospodarczego jest dodatni, co powoduje stopniową degradację zasobów przyrody,

b) przepływ materii i energii między oboma systemami jest mniej więcej równy, wówczas systemy te zachowują względną stacjonarność,

c) przepływ materii i energii ze środowiska przyrodniczego do społeczno-gospodarczego ma znak ujemny, w wyniku czego wzbogaca się przyroda kosztem społeczeństwa,

d) przepływ materii i energii między omawianymi systemami ma wartość zbliżoną do zera, a więc oba systemy są w zasadzie od siebie niezależne, a interakcje między nimi mają, co najwyżej, sporadyczny charakter.

Pierwszy typ interakcji opisuje rozwój oparty na wyzysku (odnosi się on do każdego wyzysku, również i wewnątrz omawianych systemów), drugi — charakteryzuje rozwój partnerski, trzeci — złożone stany działań w sytuacjach wyższej konieczności, działania tzw. „altruistyczne”, to jest świadomą rezygnację z określonych korzyści z przyczyn wyższego rzędu oraz tzw. „działania dla przyszłości”. Wreszcie typ czwarty opisuje stan braku interakcji, spowodowany bądź to brakiem zainteresowania jednej strony drugą, bądź też innymi przyczynami, takimi jak: niedoskonałość techniki, względy polityczne, militarne itp. Do tego typu należą również „interakcje zamierające” charakterystyczne dla obszarów przekształcających się w trwale nieużytki.

Inaczej będą kształtować się interakcje „człowiek—środowisko” wówczas, gdy system ten będzie się rozpatrywał jako aksjologiczno-utilitytarny o zachowaniu celowym, a więc ze społecznego, gospodarczego, czy też ekologicznego punktu widzenia. W tym przypadku wyróżnić można trzy następujące warianty:

— przepływ informacji ze środowiska przyrodniczego przez system decyzyjny przekracza pojemność systemu działania,

— przepływ informacji ze środowiska przyrodniczego przez system decyzyjny mniej więcej równa się pojemności systemu działania,

— przepływ informacji ze środowiska przyrodniczego przez system decyzyjny jest mniejszy niż pojemność systemu działania.

W pierwszym przypadku system decyzyjny uzyskuje nadmiar informacji szczegółowych (w tym dużo „szumu informacyjnego”), których nie jest w stanie przetworzyć i przekazać jako dyrektywy systemowi działania, bądź też — ten ostatni — technicznie nie jest w stanie uwzględnić dyrektyw przekazanych przez centrum decyzyjne. Działanie zwrotne systemu na środowisko jest wówczas takie, jak przy niedoborze informacji. W drugim przypadku istnieje względna zgodność między dopływem informacji a możliwością jej utylizowania i wprowadzenia do systemu działania, w wyniku czego oddziaływania zwrotne na środowisko mogą być w pełni racjonalne, gwarantujące trwałość użyteczności układu (o ile uzyskanej równowagi nie zaburzą czynniki pozasystemowe). W trzecim zaś — system działania pracuje w warunkach niepełnej informacji, co, siłą rzeczy, może prowadzić do powstania napięć typu katastrof dla jednego lub obu oddziałujących na siebie układów.

Skutki interakcji w obrębie systemu „człowiek—środowisko” mogą być, ogólnie biorąc, następujące:

a) supletywne, to jest wzbogacające jeden lub oba układy o nowe wartości lub podnoszące ich organizację wewnętrzną na wyższy poziom,

b) kumulacyjne, gdy oba współdziałające systemy wymieniają niejako „dobra” (materię czy energię) dla wyrównania ubytku jednej ze stron, tak aby cały układ pozostawał we względnej równowadze,

c) destrukcyjne, gdy w wyniku interakcji któraś ze stron ponosi trudne do odrobienia straty.

Skutki destrukcyjne, najbardziej interesujące z punktu widzenia celów niniejszej pracy, są w swej istocie różnorodne. Można wśród nich wyodrębnić co najmniej cztery podtypy: degradację, degenerację, dysfunkcję i dekompozycję.

Degradacja, czyli przesunięcie danego układu na niższy poziom termodynamiczno-organizacyjny, ma charakter odwracalny. Wystarczy niekiedy zmodyfikować mechanizmy działania, aby przywrócić układ do stanu poprzedniego, czy też pożądanego.

Degeneracja, czyli „wyrodzenie się” systemu jest już czymś jakościowo odmiennym. Wynika ona ze zniszczenia lub trwałego uszkodzenia mechanizmów stabilizujących dany układ, przez co staje się on niesprawny, kaleki, a w skrajnych przypadkach ulega unicestwieniu. Regeneracja zniszczonego układu wymaga właściwie tworzenia go na nowo.

Dysfunkcja systemu polega na odkształceniu sieci przepływów, zarówno wewnątrz systemów, jak i między nimi, w wyniku czego układ traci właściwości samoregulujące, następuje hipertrofia lub odwrotnie — atrofia sieci przekazu, powstają redundancje i szумы informacyjne blokujące sieć, co w konsekwencji doprowadza również do „śmierci” systemu.

Wreszcie dekompozycja systemu. Jest ona rozumiana dwojako: jako normalny zabieg proceduralny stosowany w badaniach systemowych, polegający na podziale systemu na układy coraz to niższej rangi, aż do elementów podstawowych, których dalszy podział jest z punktu widzenia danego systemu niemożliwy (ten sposób rozumienia dekompozycji nie dotyczy niniejszego tematu), oraz, w innym znaczeniu, jako naruszenie struktury systemu, jego architektury, proporcji między poszczególnymi podsystemami, na skutek czego układ ulega dezintegracji (Tuan Yi-Fu 1987).

Omówione typy przepływów oraz skutki interakcji dotyczą nie tylko systemu „człowiek—środowisko” jako całości, lecz i relacji zachodzących wewnątrz, a więc na poziomach podsystemów pierwszego, drugiego, n -tego stopnia, aż do interakcji między elementami podstawowymi. Przy czym zarówno typy, jak i skutki interakcji są nieprzechodne z poziomu na poziom, to znaczy że na przykład na poziomie N_{+1} interakcje między a i b mogą mieć charakter wyzysku a przez b powodującego degradację pierwszego z nich, natomiast na poziomie wyższym N_{+2} sytuacja może być odwrotna: a_{N+2} może wyzyskiwać b_{N+2} , powodując dla odmiany degradację tego ostatniego. Wynika to ze szczególnej roli integronów, czyli mechanizmów sterujących każdym poziomem organizacji systemu. Przy ocenianiu zatem konsekwencji oddziaływań między systemem „człowiek” a systemem „środowisko” trzeba mieć na uwadze relacje, jakie zachodzą na poziomach niższych, podporządkowanych.

Odrębnym zagadnieniem istotnym z punktu widzenia oceniania skutków interakcji „człowiek—środowisko” jest określenie roli przestrzeni i czasu. Ponieważ omawiany system jest — jak wspomniano uprzednio — systemem rozwoju, podlega on jako całość przemianom w czasie. Analogicznej ewolucji ulegają też kryteria ocen, zwłaszcza wartości i użyteczności. Innymi słowy, zmieniają się kryteria, gdyż zmienia się zarówno przedmiot, jak i podmiot oceny.

Ewolucja systemu „człowiek—środowisko” jest tematem pasjonującym, nie wiąże się on jednak bezpośrednio z problemami poruszonymi w tej pracy, dlatego też nie będzie on tutaj szerzej rozwijany. Należy jednak mieć zawsze na uwadze, iż wszelkiego rodzaju oceny mają wartość chwilową i zmieniają się w miarę rozwoju potrzeb ludzkich i kurczenia się zasobów przyrody.

Inaczej przedstawia się sprawa przestrzeni. Zwykle utożsamia się ją wyłącznie z przestrzenią geodezyjną, mierzoną koordynatami długości i szerokości geograficznej oraz standardowymi miarami długości oraz powierzchni. Przestrzeń geodezyjna ma rzeczywiście bardzo duże znaczenie, pozwala bowiem zlokalizować dane zjawisko, zmierzyć jego powierzchnię i przedstawić wyniki w postaci kartograficznej. Nie jest ona jednak jedyną „przestrzenią”, lecz hierarchicznym układem podprzestrzeni pierwszego, drugiego i n-tego rzędu, charakteryzujących się im tylko właściwymi relacjami czasoprzestrzennymi. Istnieje zatem, jak gdyby niezależnie od siebie, wielość przestrzeni, takich jak: przyrodnicza, społeczna, gospodarcza, kulturowa itd. Można je dzielić dalej, aż do granic tak zwanych przestrzeni unitarnych, czyli jednostkowych.

Można postawić pytanie, czy przestrzeń jako taka (np. przestrzeń geodezyjna) ma wartość czy też nie? Zdania na ten temat są podzielone (Nowicki 1985; Gołaszewska 1990). Wydaje się jednak, iż nie ma ona wartości sama w sobie, wartość natomiast mają relacje istniejące między poszczególnymi elementami wypełniającymi przestrzeń. W stosunku do tych relacji obowiązują specyficzne prawa, wynikające z samej istoty przestrzeni. Są to, oprócz praw fizycznych powszechnie znanych, takie jak: prawo wypełnienia przestrzeni, prawo optymalizacji przepływów, prawo eliminacji przypadkowości przestrzennej, prawo rozkładu zjawisk i inne. Prawa te sformułowane na gruncie przyrodoznawstwa mają, jak się wydaje, szerszy zasięg.

Pierwsze z nich, wyrażone w znanym sformułowaniu: „natura horret vacuum” wynika z samej istoty biosystemów, których cechą jest dążność do rozprzestrzeniania się, a tym samym opanowania każdego skrawka powierzchni Ziemi.

Drugie prawo stwierdza, że przepływ informacji między układami przebiega drogami wyznaczonymi najmniejszym nakładem energetycznym. Innymi słowy, sieć kanałów informacji jest skonstruowana tak, aby przekaz był najtańszy z możliwych.

Trzecie prawo — eliminacji przypadkowości — stwierdza, że w warunkach naturalnych wszelkie zjawiska przypadkowe naruszające strukturę przestrzeni są automatycznie eliminowane. Mogą się one utrwać jedynie poprzez pokonanie progów obronnych, co wymaga uzyskania z zewnątrz dodatkowych porcji energii.

Wreszcie ostatnie z wymienionych praw głosi, że przestrzeń jest uporządkowana, zarówno z punktu widzenia struktury, jak i funkcjonowania. Rozkład przestrzenny zjawisk nie jest więc przypadkowy.

Prawa te, na pierwszy rzut oka oczywiste, są często lekceważone, zwłaszcza w tak zwanym gospodarowaniu przestrzenią. Prowadzi to do jej degradacji, powstawania kolizji między wprowadzаныmi funkcjami oraz utrzymania siłą form z natury sprzecznych z recepcyjnymi możliwościami przestrzeni.

Każdy dowolny fragment przestrzeni ma określoną pojemność recepcyjną względem form wypełniających dany obszar. Pojemność ta jest inna na przykład dla zabudowy mieszkalnej, dla transportu, gospodarki rolnej, czy leśnej, przy czym suma powierzchni recepcyjnych nie jest zwykle równa powierzchni geodezyjnej (jest ona równa jedynie w układach pierwotnych, nie naruszonych przez człowieka). Dlatego też przekroczenie pojemności recepcyjnej przez daną formę użytkowania degradowuje przestrzeń jako całość, a tym samym zmniejsza jej możliwości służenia potrzebom ludzkim.

Wskaźnikiem stopnia uporządkowania przestrzeni jest stan krajobrazu i jego architektura. Pozwalają one wizualnie, bezpośrednio ocenić, czy obszar jest zagospodarowany prawidłowo, czy też nie, czy potencjał użytkowy środowiska jest racjonalnie, czy też nieracjonalnie wykorzystywane. Wskaźnik ten ma jeszcze i tę wartość, że nie daje się zafałszować. Krajobraz bowiem powie zawsze prawdę o nas samych i o tym jak gospodarzemy.

W odróżnieniu od przestrzeni geodezyjnej, przestrzeń informacyjna jest zasobem o wyraźnie określonych wartościach. Ponieważ wyznacznikami tej przestrzeni jest sprawność sieci obiegu informacji (informacjami są w tym przypadku przepływy materii i energii, zarówno przetworzonych, jak i nie przetworzonych przez człowieka oraz przekazy sygnałów, czyli informacji niematerialnej), przeto wymierna wartość tej przestrzeni zależy od struktury i drożności kanałów przepływu. Wadliwa struktura sieci, powolność przekazu, przegęszczenie kanałów itp. prowadzi do dysfunkcji przestrzeni informacyjnej.

Relacje między przestrzenią geodezyjną a przestrzeniami parcjalnymi oraz przestrzenią informacyjną są raczej nikłe, dotyczą one bowiem różnych aspektów tej samej rzeczywistości geograficznej i są wzajemnie komplementarne.

Struktura wewnętrzna systemu „człowiek—środowisko” jest skomplikowana. Składa się on, co jest oczywiste, z dwóch podsystemów, czy też rodzin systemów drugiej rangi, to jest systemu „człowiek” i systemu „środowisko” oraz z ich otoczenia.

Na rodzinę systemów „człowiek” składają się różne systemy, których podmiotem jest człowiek w ścisłym tego słowa znaczeniu (np. systemy: egzystencjalny, prokreacyjny, socjalny, kulturowy) lub też różnego typu działalność ludzka w przyrodzie na przykład: techniczna, gospodarcza, rekreacyjna itp. Systemy te mogą być traktowane jako naturalne lub utylitarne (poznawcze, decyzyjne, sytuacyjne, działania itp.). Mogą też być one „dawcami” oddziaływań wpływających na zachowanie się systemu przyrodniczego lub „biorcami” przyjmującymi oddziaływanie ze strony przyrody. W ujęciu aksjologicznym dwoistość ta każe rozpatrywać oba systemy, to jest „człowiek” i „środowisko” jako dawców lub biorców wartości i szkód (wartości negatywnych). Wartości te mogą dotyczyć całych systemów, ich części składowych bądź też właściwości typu funkcjonalnego. Można je podzielić na:

— biologiczne, warunkujące prawidłowe funkcjonowanie organizmu ludzkiego, a w systemie przyrodniczym — organizmów zwierzęcych i roślinnych, jak też abiotycznej komponenty środowiska,

— społeczne, determinujące prawidłowe funkcjonowanie organizacji ponadosobniczych różnej rangi; dotyczy to zarówno ludzkich układów socjalnych (rodzina, grupy społeczne, populacje lokalne, naród), jak i przyrodniczych (biocenoza, ekosystem, fizjocenoza, biom),

— instrumentalne, odnoszące się do form i technik działań, mających na celu zapewnienie sukcesu biologicznego, ekonomicznego, kulturowego społecznościom ludzkim, a w odniesieniu do przyrody — sukcesu ekologicznego,

— oraz dwie grupy wartości nie mające odpowiedników w przyrodzie, a mianowicie: kulturowe i subiektywne.

Wartości te ujmowane łącznie określają jakość życia jednostek i społeczności ludzkich, a w odniesieniu do środowiska przyrodniczego — stan jego równowagi ekologicznej.

Ocena stopnia realizacji wymienionych wartości napotyka w konkretnej rzeczywistości bariery powstałe na skutek rozbieżności między tym, co — obiektywnie rzecz biorąc — jest „dobre”, a tym, co jest pożądane lub aprobowane (Miształ 1980). Wiadomo, że palenie papierosów i picie alkoholu jest obiektywnie szkodliwe, niemniej jest ono nie tylko przez poszczególne jednostki, lecz i grupy społecznie pożądane, a co najmniej — aprobowane. Dlatego też w praktycznej działalności należy wartości obiektywnie pozytywne lub negatywne odróżnić od wartości uznawanych czy też nie uznawanych. W przeciwnym razie opracowany system ocen spotkać się może z dezaprobatą społecz-

ną, a tym samym zawarte w nim propozycje zostaną odrzucone. Nie można bowiem uszczęśliwiać ludzi na siłę.

System środowiska przyrodniczego jest również wewnątrznie skomplikowany. Nie wdając się w dyskusję na temat istoty „środowiska”, należy wspomnieć, że jest ono ujmowane dwojako.

W pierwszym przypadku termin ten jest rozumiany jako zbiór wszystkich elementów i powiązań między nimi, wypełniających określoną przestrzeń; odpowiada to autotelicznemu pojmowaniu środowiska.

W drugim przypadku przy definiowaniu znaczenia terminu „środowisko” zadaniem pierwszoplanowym jest precyzyjne określenie o „czyje” środowisko chodzi. Może to być środowisko danej społeczności ludzkiej, jakiegoś gatunku zwierzęcia czy rośliny, zakładu przemysłowego itp., a więc odnosi się do jakiegoś bytu indywidualnego czy zbiorowego.

Różnice te są istotne. O ile bowiem badając środowisko „jako takie” dążymy wyłącznie do stwierdzenia obiektywnych faktów, w stosunku do których jesteśmy naturalni, to w drugim — przede wszystkim oceniamy rzeczywistość ze ściśle określonego punktu widzenia. Wyniki badań środowiska „jako takiego” są weryfikowalne, tak jak weryfikowalna jest na przykład mapa topograficzna. Badając natomiast środowisko „czyjeś” wnosimy zawsze element subiektywizmu, weryfikowalność wyników jest więc raczej względna.

Przyjmując *a priori*, że chodzi o środowisko społeczności ludzkich, nie uzyskujemy od razu jednoznacznego poglądu na jego istotę, gdyż nawet wówczas może termin ten być różnie rozumiany.

W ujęciu geograficznym szczególnie nacisk kładzie się na poznanie organizacji przestrzeni, wychodząc ze słusznego założenia, że styl wypełnienia przestrzeni jest odbiciem charakteru więzów funkcjonalnych, łączących w system poszczególne części składowe. Wyrazem geografizmu jest traktowanie systemu środowiska jako systemu przestrzennego, poszukiwanie różnic i podobieństw w rozmieszczeniu zjawisk, a tym samym — tworzenie podstaw regionalizacji i typologii geograficznej.

Ujęcie ekologiczne traktuje środowisko jako kompleks hierarchicznie ułożonych poziomów organizacji przyrody, kładzie się przy tym główny nacisk na poznanie systemotwórczej roli integronów na wszystkich poziomach organizacji układu. Pozwala to na całościowy ogląd badanego systemu. Należy przy tym zaznaczyć, że wbrew powszechnemu mniemaniu, podejście ekologiczne nie ogranicza się wyłącznie do przyrody żywej, ochrony środowiska itp., obejmuje ono bowiem całokształt problemów związanych z „otokos” określonego poziomu organizacji przyrody (populacji, biocenozy, ekosystemu itp.).

Ujęcie planistyczno-organizacyjne traktuje środowisko przyrodnicze jako tak zwane „pole względnie swobodne”, którego walory można przyporządkować określonym z góry celom, wynikającym z aktualnych i przyszłych potrzeb, określonych w planach rozwoju społeczno-gospo-

darczego, a bezpośrednio w planach przestrzennych. Aktywne organizowanie przestrzeni jest koniecznością, wymaga ono jednak nie tylko wiedzy faktograficznej, lecz nade wszystko — umiejętności całościowego ujmowania problemu, do czego — jak na razie — nie jesteśmy dostatecznie przygotowani.

Ujęcie ekonomiczne traktuje środowisko jako zbiór walorów użytkowych, które można i należy wykorzystywać w sposób zapowiadający maksymalną efektywność ekonomiczną. Temu zadaniu podporządkowuje się zarówno sposób traktowania przyrody, jak i cały zespół możliwości technicznych, organizacyjnych i społecznych. Poszczególne elementy układu: „zasoby przyrody—ludność—kapitał—umiejętności” są w omawianym ujęciu traktowane nierównomiernie, główny bowiem nacisk kładzie się na poznanie relacji „kapitał—umiejętności”, a i to w wąskim, pragmatycznym znaczeniu. Zasoby przyrody są na ogół nie doceniane (do dziś jeszcze pokutuje w naukach ekonomicznych całkowicie już nieaktualne pojęcie „dóbr wolnych”), a ludność jest traktowana instrumentalnie, głównie jako tak zwana „siła robocza” i „siła nabywcza”.

Każde z wymienionych ujęć stosuje odmienne metody i techniki oceniania.

Ogólnie przyjmuje się, że na środowisko przyrodnicze rozumiane jako system utylitarny składają się walory jego części składowych, na przykład subsystemów: atmosfery, hydrosfery, litosfery, pedosfery, biosfery, na które znów składają się wartości podsystemów drugiego, trzeciego, *n*-tego rzędu. Suma tych walorów cząstkowych daje w rezultacie walor ogólny. Że jest to pogląd błędny, wspomniano już uprzednio (wie o tym zresztą każdy rolnik, który użytkuje i ocenia całość środowiska, a nie zasoby wody, gleby, klimatu itp.). W rzeczywistości przydatność systemu środowiska przyrodniczego nie jest sumą przydatności jego elementów, lecz pochodną współzależności systemowych, takich jak: rola integronów, koherencja potencjału użytkowego i form gospodarowania, opór systemu, wykluczanie się określonych interakcji w przestrzeni lub czasie (allopatryczność i allochroniczność interakcji) itp., nie mówiąc już o oddziaływaniu potrzeb społecznych, których rola w procesie wartościowania jest pierwszoplanowa. Dlatego też oceny aksjologiczne mają bardzo ograniczoną użyteczność.

2.1.5. TYPOLOGIA I KLASYFIKACJA SYSTEMÓW „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO”

Typologiczno-klasyfikacyjne ujmowanie systemów „człowiek—środowisko” ma podstawowe znaczenie dla wszelkich działań decyzyjnych, optymalizujących funkcjonowanie całości systemu, jak i jego części składowych. Dotyczy to zwłaszcza gospodarki przestrzennej.

Złożoność systemów „człowiek—środowisko”, ich zmienność w czasie, znaczna liczba możliwości różnorodnych ujęć wartościujących itd.

może stwarzać wrażenie, że próby aksjologicznego typologizowania, czy też klasyfikowania interakcji są z góry skazane na niepowodzenie. Rzeczywiście, złożoność obu współdziałających systemów jest faktem, z którym należy się liczyć. Gdybyśmy chcieli uwzględnić i ocenić wszystkie właściwości środowiska, czy to przyrodniczego, czy też społeczno-gospodarczego i wszelkie zachodzące między nimi powiązania, wówczas każde pole interakcji okazałoby się zjawiskiem niepowtarzalnym w czasie i przestrzeni. Jednakże obok różnic obserwujemy znaczne podobieństwa. Przejawiają się one nie tylko w tym, że poszczególne pola interakcji mają wiele właściwości wspólnych (zarówno prawa rządzące przyrodą, jak i podstawowe potrzeby ludzkie są na całej ziemi jednakowe), lecz i w tym, że charakter tych interakcji jest również zbliżony. Na przykład, wymagania gospodarki rolnej czy leśnej są wobec przyrody prawie identyczne, bez względu na to, gdzie występują interakcje między tymi układami. Pozwala to na stosowanie syntez porównawczych, zarówno w ujęciu rzeczowym, jak i przestrzennym.

Teoretycznie możliwa olbrzymia ilość typów wzajemnych oddziaływań między człowiekiem a jego materialnym otoczeniem realizuje się zatem w ograniczonej liczbie kombinacji. One to właśnie winny być obiektem szczegółowych badań aksjologicznych. Sporadycznie pojawiające się efemery mają jednak dużą wartość poznawczą, gdyż są one bądź to wskaźnikami kierunków przyszłego rozwoju, bądź też relikdami przeszłości, istotnymi dla zrozumienia teraźniejszości. Dlatego też, mimo że w ocenach są one często pomijane, nie powinno się tracić ich z pola widzenia.

Godząc się z możliwością istnienia wielu aksjologicznych klasyfikacji systemu „człowiek—środowisko” należy uwypuklić ich cechy wspólne.

Pierwsza odnosi się do podstawowej w tym przypadku kwestii, jaką jest kryterium prawdy. O ile w badaniach poznawczych obowiązuje nas kryterium prawdy obiektywnej, wyrażającej się przez sądy naukowe, to w badaniach aksjologicznych należy oprzeć się na kryteriach pragmatycznych, których odbiciem są sądy wartościujące. Pozornie jest to truizm, jednakże w praktyce nie zawsze zdajemy sobie sprawę z tego, że najlepszymi klasyfikacjami omawianych interakcji nie są te, które zostały skonstruowane pod kątem maksymalnej zgodności z obiektywną rzeczywistością, lecz te które są najbardziej „usługowe” zarówno w wartościowaniu, jak i zarządzaniu systemem, czyli mają — jak pisze R. Wawrzyńczak (1983) — największą „dostępność operacyjną”.

Następna cecha dotyczy celów tworzenia systemów oceniających, jak też zastosowanych kryteriów. Zostały one omówione w poprzednim rozdziale (1.2.2.).

Zarówno cele, jak i kryteria ocenne nie są rozłączne, można je bowiem kompleksować, tworząc na przykład system dla optymalizacji użyteczności ekonomicznej, albo też system zachowawczy użyteczności spo-

lecznej, którego przykładem może być między innymi system rekreacyjny, lub system obszarów chronionych.

Istotnym czynnikiem typologiczno-klasyfikacyjnym interakcyjnym systemów „człowiek—środowisko” jest ich objętość. System może uwzględniać wszystkie istotne więzy łączące obie strony, a więc być całościowy, może też koncentrować się na jakimś węższym, wycinkowym problemie. W tym ostatnim przypadku istnieją trzy warianty:

— cząstkowy w stosunku zarówno do „środowiska”, jak i do „człowieka”,

— całościowy w stosunku do „środowiska”, a częściowy w odniesieniu do „człowieka”,

— częściowy w stosunku do „środowiska”, a całościowy w odniesieniu do „człowieka”.

Najczęściej stosowany jest wariant pierwszy, rzadziej drugi i trzeci.

2.1.6. INTERAKCJE „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO” W UJĘCIU GEOGRAFICZNYM

Jak wiadomo przedmiotem badań nauk geograficznych jest organizacja zjawisk materialnych (rzeczy) i niematerialnych (energii, informacji) w przestrzeni ziemskiej, a ściślej mówiąc — organizacja przestrzeni w teraźniejszości, przeszłości i przyszłości (Hagget 1975).

W badaniach geograficznych stosuje się różne ujęcia metodyczne, od najprostszych opisowo-werbalnych, opisowo-statystycznych, czy też opisowo-kartograficznych, które mimo wielowiekowej tradycji zachowały do dziś swą wartość informacyjną, poprzez wywodzące się z nauk ścisłych ujęcia analityczno-redukcyjne, aż do ujęć systemowych. Każde z tych sposobów interpretacji zjawisk przestrzennych ma swoje zalety i wady. Pierwsze — opisowe, jest szczególnie przydatne w procesie kształcenia, drugie — daje możliwość poznania najdrobniejszych szczegółów rzeczywistości przestrzennej, trzecie zaś stwarza podstawy całościowego ujmowania związków i zależności strukturalno-funkcjonalnych.

Wyniki badań geograficznych są zazwyczaj prezentowane na mapach i służą trzem podstawowym celom: regionalizacji, typologii przestrzennej oraz przestrzennej analizie porównawczej.

Należy przy tym zaznaczyć, że nie każda organizacja przestrzeni jest przedmiotem zainteresowań geograficznych. I tak, geografia nie wkracza w problemy organizacji mikroprzestrzeni i makroprzestrzeni (przestrzeni kosmicznej), nie zajmuje się również tzw. „przestrzeniami jednostkowymi”, na przykład przestrzenią życiową pojedynczego człowieka czy innego organizmu. Interesuje ją wyłącznie organizacja mezoprzestrzeni (przestrzeni ziemskiej), stanowiąca wąski przedział w ogólnym zróżnicowaniu przestrzeni, mieszczący się, mniej więcej, w granicach 10^5 — 10^{18} mm².

Jak wynika z przytoczonej definicji geografii w kręgu zainteresowań

tej nauki znajdują się również interakcje „człowiek—środowisko”, ponieważ mają one zawsze określony wymiar przestrzenny. Dlatego też podchodząc do zagadnienia w sposób geograficzny wprowadzamy do systemu „człowiek—środowisko” parametry przestrzeni. W rezultacie mamy do czynienia nie z omawianymi systemami jako takimi, lecz z terytorialnymi systemami „człowiek—środowisko”. Systemy te, bez względu na rangę i miejsce jakie zajmują w ogólnej klasyfikacji przestrzeni, składają się zawsze z czterech podstawowych członów:

- przestrzeni fizycznej (abiotycznej),
- przestrzeni biologicznej (biotycznej),
- przestrzeni techniczno-organizacyjnej (gospodarczej),
- przestrzeni społecznej.

Ponieważ przedmiotem geografii nie jest przestrzeń sama w sobie, lecz organizacja rzeczy i zjawisk, przeto i w tym przypadku przestrzeń winna być rozumiana jako: organizacja rzeczy i zjawisk natury fizycznej (abiotycznej), biologicznej, gospodarczej i społecznej w konkretnej przestrzeni geodezyjnej, jeśli kładziemy nacisk na poznanie lub ocenę „rzeczy”, lub informacyjnej, gdy chodzi nam o organizację sieci. W pierwszym przypadku stosujemy morfologiczny, a w drugim — funkcjonalny zakres ocen.

Analiza i ocena terytorialnych systemów „człowiek—środowisko” z punktu widzenia ich morfologicznego zróżnicowania nie następuje większych trudności metodycznych.

Obiektem identyfikacji morfologicznej systemu są jednostki przestrzenne jednorodne, nie dające się podzielić na mniejsze, przy założonej a priori skali opracowania. Odpowiadają one, mniej więcej, pojęciu facji w ujęciu fizycznogeograficznym lub ekosystemu (biogeocoenozie) w sensie ekologicznym (dotyczy to skali podstawowej, albowiem w skalach mniejszych, na przykład ponadregionalnych czy ogólnokrajowych, jednostkami podstawowymi mogą być na przykład krajobrazy, regiony lub inne). Wyróżnienie tych jednostek opiera się na stwierdzeniu strukturalnej identyczności elementów endogenicznych, pierwotnych i wtórnych, takich jak: podłoże litologiczne, rzeźba, gleby, szata roślinna, zabudowa i inne trwałe urządzenia techniczne itp. Elementy te potraktowano łącznie, tworząc określony potencjał użytkowy danej facji, czy też ekosystemu. W przypadku studiów porównawczych nad terytorialnymi systemami, znajdującymi się w różnych strefach klimatycznych, celowe jest włączenie do zestawu wskaźników podstawowych wybranych elementów klimatu, szczególnie tych, które charakteryzują dopływ energii promienistej ze słońca do powierzchni czynnej.

Wymienione elementy opisują w sposób dostatecznie szczegółowy morfologiczne zróżnicowanie poszczególnych facji czy ekosystemów, wypełniających przestrzeń systemu i stanowiących pole powiązań funkcjonalnych.

W ujęciu funkcjonalnym obiektem oceny są związki, jakie istnieją między wyróżnionymi na podstawach morfologicznych jednostkami przestrzennymi. Charakter tych więzów jest różnorodny, a ich podział znacznie bardziej skomplikowany.

Ogólnie biorąc, powiązania sieciowe mogą mieć następujący charakter:

— sieci wewnętrznych, w ramach poszczególnych przestrzeni czy też podprzestrzeni badanego terytorium (przestrzeni fizycznej, biologicznej, gospodarczej, społecznej i ich składowych),

— sieci systemowych, integrujących poszczególne przestrzenie czy też podprzestrzenie w jedną całość (system),

— sieci międzysystemowych, określających powiązania między różnymi terytorialnymi systemami „człowiek—środowisko”, zarówno sąsiadującymi, jak i niesąsiadującymi ze sobą,

— sieci ponadsystemowych, łączących dany terytorialny system „człowiek—środowisko” z systemami o innym charakterze (np. organizacyjno-prawnym, edukacyjnym, politycznym itp.).

Klasyfikacja morfostruktury powiązań opiera się na następujących kryteriach:

- przestrzennym charakterze przepływu,
- zasięgu powiązań wewnątrzsystemowych,
- kierunku powiązań wewnątrzsystemowych,
- natężeniu powiązań wewnątrzsystemowych,
- charakterze powiązań systemu z jego otoczeniem.

W pierwszym przypadku chodzi o to, czy przepływ informacji (materii, energii lub informacji sensu stricto) zachodzi powierzchniowo czy też liniowo, a więc poprzez swoiście ukształtowaną sieć.

W drugim przypadku chodzi o stwierdzenie, jakie elementy struktury morfologicznej łączą te przepływy. Czy mają one zasięg ogólnosystemowych elementów tworzących te podsystemy?

Trzecie kryterium charakteryzuje kierunki przepływu informacji. Jak wiemy, przepływ ten może być jednostronny, typu: $a \rightarrow b$, czy $a \rightarrow b \rightarrow c$, zgodny lub niezgodny z prawem grawitacji, lub dwustronny (albo wielostronny) typu $a \rightleftharpoons b$, lub mieszany: $a \rightarrow b \rightleftharpoons c \rightarrow d$.

Następne kryterium dotyczy mocy powiązań i jej zmienności w czasie. Moc tę określa się trzema różnymi miarami:

- względną lub bezwzględną wielkością przepływu,
- relacją między zdolnością emisyjną dawcy a pojemnością recepcyjną biorcy,
- relacją między wielkością przepływu a pojemnością kanałów sieci.

Wariant pierwszy, charakteryzujący średnią wielkość przepływu oraz empirycznie stwierdzone i ulokowane w czasie maksima i minima, może dotyczyć, ogólnie biorąc, trzech różnych sytuacji: przepływ z a do b jest większy niż z b do a; przepływy z a do b i z b do a są mniej więcej

równe i trzeci, w którym przepływ z x do a jest większy niż odwrotny: kolejne dwa warianty opisują sprawność sieci.

Odrębnym zagadnieniem jest sprawa stosowalności ujęć produkcyjno-konsumpcyjnych. Chodzi o to, co ma być w tym przypadku wyznacznikiem podziału? Czy wielkość produkcji wytworzonej przez dany dział gospodarki, a w odniesieniu do przyrody — przez dany ekosystem? Czy produkcja utylizowana, a więc konsumpcja? Czy też dochód wytworzony, określany w dowolnych jednostkach: pieniężnych, substancjonalnych, energetycznych, umownych itd.?

Najmniej przydatne w tym układzie są jednostki pieniężne, nie tylko z powodu ruchu cen, lecz przede wszystkim dlatego, że nie mają one odpowiednika w podsystemie ekologicznym. Wydaje się, że optymalnym rozwiązaniem jest przyjęcie rzeczywistej i potencjalnej użyteczności jako wyznacznika wyróżnionych uprzednio struktur przestrzennych. W stosunku do produkcyjnych działów gospodarki (rolnictwa, leśnictwa itp.) użyteczność ta jest równoznaczna z relacjami między potencjałem produkcyjnym ziemi a możliwościami jego wykorzystania. Czyli, inaczej mówiąc, między produktywnością a produkcją. Natomiast w stosunku do strefy konsumpcyjnej byłaby to relacja trójczłonowa: „oferowane przez teren dobra — zapotrzebowanie na nie — koszty zaspokojenia popytu” (od klasycznego układu „podaż—popyt” omawiana relacja różni się przede wszystkim tym, że teren oferuje również wartości i dobra, na które brak zapotrzebowania w danej chwili czy miejscu, mimo to nie tracą one znamion wartości).

Istotne znaczenie w funkcjonowaniu systemu „człowiek—środowisko” mają oddziaływania zewnętrzne „otoczenia”. Odbijają się one zarówno na jego strukturze, jak przede wszystkim na stylu jego funkcjonowania. Oddziaływania te można uporządkować następująco:

- a) naturalne, nie wynikające z działalności ludzkiej,
 - dalekiego transportu, na przykład wywołane zmianami cyrkulacji mas powietrznych nad oceanami i kontynentami,
 - bliskiego transportu, wynikające z oddziaływań obszarów sąsiednich,
- b) antropogeniczne, wywołane przez człowieka i jego działalność.
 - dalekiego transportu, na przykład „kwaśne deszcze” i inne zanieczyszczenia, przenoszone na znaczne odległości,
 - bliskiego transportu, pochodzące z obszarów sąsiadujących.

W obrębie wymienionych grup wyróżnić można oddziaływania:

- fizyczno-chemiczne,
- biologiczne,
- informacyjne, które ocenia się według natężenia i skutków, jakie powodują w danym systemie przestrzennym.

Spośród wymienionych oddziaływań międzysystemowych na szczególną uwagę zasługują oddziaływania informacyjne, gdyż one właśnie

określają samodzielność poszczególnych systemów przestrzennych. Wynika to z dominującej roli społeczno-gospodarczych uwarunkowań. Sterowanie terytorialnymi systemami „człowiek—środowisko” poprzez przekazywanie informacji decyzyjnych kryje w sobie jednak wiele niebezpieczeństw, spośród których najważniejsze to:

— niedostateczna wiedza o wzajemnych związkach i zależnościach istniejących w obrębie systemu, a co za tym idzie — konieczność podejmowania decyzji w warunkach niepewności,

— niezrównoważony przepływ informacji z przewagą kierunku „z góry w dół”,

— rozpraszenie informacji decyzyjnych na skutek niewłaściwej konstrukcji sieci przepływów (organów zarządzania),

— przesyłanie „szumów informacyjnych” zamiast informacji, głównie na skutek niejasności koncepcyjnych i kompetencyjnych na poszczególnych szczeblach zarządzania.

Struktura funkcjonalna terytorialnego systemu „człowiek—środowisko” odzwierciedla się w rzeczywistości geograficznej poprzez formy gospodarowania, a ściślej biorąc — formy użytkowania zasobów przyrody. Dzieli się je na:

— bioprodukcyjne, pozyskujące substancję organiczną z organizmów żywych i przetwarzające ją w różnego rodzaju dobra; należą do niej grupy: rolnictwo, gospodarka leśna i gospodarka rybna;

— geoprodukcyjne, wykorzystujące zasoby środowiska abiotycznego, zarówno pochodzenia mineralnego jak i organicznego, do wytwarzania określonych produktów i półproduktów, jak również energii; należą tu między innymi przemysły wydobywcze i przetwórcze surowców mineralnych, energetycznych, chemicznych itp.;

— usługowe, zaspokajające bezpośrednio lub pośrednio potrzeby bytowe, kulturowe i zdrowotne społeczności ludzkich: są to takie formy użytkowania ziemi jak: układy osiedleńcze, transportowe i handlowe, rekreacyjne, lecznicze, kulturowe oraz przeznaczone dla celów naukowych (rezerваты, parki narodowe);

— specjalnego przeznaczenia, służące bądź to zadaniom nie związanym z produkcją lub przetwórstwem dóbr i usług (np. tereny wojskowe), bądź też powstałe jako efekt uboczny działalności gospodarczej (np. wszelkiego rodzaju wysypiska, odstojniki, hałdy);

— naturalne i wtórne nieużytki, nie przedstawiające żadnych wartości, ani społecznych, ani gospodarczych (co nie oznacza, że nie nabiorą one wartości w przyszłości).

Na koniec należy nieco uwagi poświęcić sprawie granic terytorialnych systemów „człowiek—środowisko”.

Zgodnie z teoretycznymi założeniami granica dowolnego systemu terytorialnego jest określana siłą związków wewnętrznych, dzięki którym układ zachowuje swoją strukturę i styl funkcjonowania. W stosunku

do systemów prostych, monofunkcyjnych, granice te wyznaczają punkty, w których powiązania wewnątrzsystemowe stają się równe lub słabsze od więzów z otoczeniem, to jest z innymi sąsiadującymi systemami. Trudniej jest wyznaczyć granice w systemach wielofunkcyjnych, w których — siłą rzeczy — każdy z istniejących podsystemów ma własne granice, nie pokrywające się między sobą. W tego rodzaju przypadkach przyjmuje się zwykle jeden czynnik przewodni i jego granice są niejako *pars pro toto* przyjmowane jako granice całego wielofunkcyjnego układu. Deformuje to oczywiście obraz rzeczywistości, lecz jak na razie nie mamy innego wyjścia.

W praktyce stosowane są najczęściej dwa podejścia: przyjmowanie jako podstawy delimitacji granic systemu terytorialnego uwarunkowań przyrodniczych, a więc regionalizacyjno-typologicznych jednostek fizycznogeograficznych lub geobotanicznych, albo też — jeśli podstawą jest system społeczno-gospodarczy — jednostek podziału administracyjnego. W pierwszym przypadku tło przyrodnicze jest względnie jednorodne, natomiast podsystem społeczny czy gospodarczy całkowicie zaburzony, w drugim zaś odwrotnie — środowisko przyrodnicze jest sztucznie pocięte. Wydaje się, że wybór podejścia winien być w takich przypadkach funkcją celu oceny.

2.2. SYSTEMY PRZESTRZENNE „CZŁOWIEK—GOSPODARKA—PRZYRODA” JAKO PRZEDMIOT BADAN GEOGRAFICZNYCH

Zmodyfikowaliśmy nasze Środowisko tak radykalnie, że obecnie musimy zmieniać nas samych, by móc istnieć w tym nowym otoczeniu

N. Wiener

W rozdziałach poprzednich przedstawiono, w ogólnych zarysach, założenia teorii ocen oraz systemowy sposób podejścia do badań wzajemnych związków między człowiekiem a jego materialnym otoczeniem. Rozważania zawarte w tych rozdziałach miały głównie charakter teoretyczny, stanowiąc ogólnopoznawcze wprowadzenie do zaprezentowanej w niniejszym rozdziale propozycji badawczej. Propozycja ta powstała w Zakładzie Zagospodarowania Środowiska IGiPZ PAN. Została ona częściowo zweryfikowana w trakcie badań prowadzonych zarówno w strefie podmiejskiej Warszawy (w ramach CPBP 04.10) jak i w krajobrazie rolniczym Środkowego Ponidzia (w ramach CPBP 03.13) w latach 1986—1990. Założenia teoretyczne proponowanego podejścia były przedmiotem wielu dyskusji w środowisku geografów realizujących program naukowy RWPG, jak też na forum Komisji „Człowiek i Środowisko” Międzynarodowej Unii Geograficznej.

2.2.1. TEORETYCZNO-METODYCZNE PODSTAWY KONSTRUKCJI SYSTEMÓW PRZESTRZENNYCH „CZŁOWIEK—GOSPODARKA—PRZYRODA”

Systemowe podejście do badań relacji „człowiek—środowisko” jest już od wielu lat stosowane. Jednakże, w większości przypadków, ujęcia systemowe dotyczą bądź to relacji cząstkowych, modelowania „wielkich” procesów przyrodniczych w skali globu, bądź też relacji typu ekonomiczno-ekologicznego. Większość tych ujęć ma charakter modeli matematyczno-logicznych, nieraz ogromnie skomplikowanych, abstrahujących od rzeczywistości przestrzennej, a co za tym idzie — mało przydatnych w badaniach geograficznych. Spośród pozostałych systemowych modeli relacji „człowiek—środowisko”, mających charakter przestrzenny, większość jest wyraźnie ukierunkowana ku zagadnieniom planistyczno-przestrzennym (np. Werner 1977; Klaasen et al 1982). Mało natomiast jest prac geograficznych, ujmujących całościowo istotę zagadnienia, o szerszym niż tylko planistycznym zakresie. Spośród tych ostatnich należy wymienić klasyczne już opracowanie P. Haggetta (1975) oraz na przykład prace B. Kacprzyńskiego (1979), J. Kolipińskiego (1980), jak też efekty wieloletnich badań międzynarodowej grupy geografów skupionych wokół programu RWPG i opublikowanych w 16 tomach „Biuletynu Informacyjnego tematu I.3. RWPG” (Informacyjny Biuletyn I.3. SEW, 1—16, 1976—1990), jak też w opracowaniach zbiorowych: Voraček, Preobraženski (1985) czy Runowa (1988).

Przyjęty w niniejszej pracy termin „system przestrzenny człowiek—gospodarka—przyroda” (dalej pisany w formie skrótu: MENTS „men—economy—nature—territorial—system”) jest jednym z wielu stosowanych w całościowych badaniach omawianych relacji. Inne terminy, na przykład „system przyrodniczo-gospodarczy” czy też — „przyrodniczo-techniczny system terytorialny” (stosowany głównie przez autorów radzieckich) czy też „antropogeosystem” autorstwa Neefa (1967) mają nieco inną treść. Zakres pojęcia MENTS jest szerszy, obejmuje bowiem nie tylko interrelacje środowiska z gospodarką lub techniką, lecz i z człowiekiem, traktowanym jako swoisty układ biologiczno-socjalny.

Każdy MENTS jest z jednej strony fragmentem, czy też podsystemem systemu wyższej rangi, z drugiej zaś — łączy w sobie jednostki niższego rzędu, powiązane wzajemnie różnego typu sieciami przepływów materii, energii czy informacji. Jest więc układem otwartym, poddanym presji zarówno systemów sąsiadujących jak i systemów nadrzędnych. Każdy MENTS wypełnia określone zadania społeczne i ekonomiczne dwóch poziomów: ogólnopaństwowego i wewnętrznego (regionalnego). Przy ocenianiu funkcjonowania systemu wskazane jest uwzględnianie rzeczywistych i potencjalnych możliwości wypełnienia obu wymienionych zadań, zarówno w chwili obecnej, jak i w przeszłości, co siłą rzeczy implikuje ujęcia dynamiczne z wyraźnym prognostycznym ukierunko-

waniem. Istotną kwestią jest zatem szczegółowe rozpoznanie zmian, jakie zachodzą tak w przyrodniczym jak i społeczno-gospodarczym środowisku pod wpływem wewnętrznych i zewnętrznych czynników sprawczych.

MENTS jest systemem, posiada określoną strukturę wewnętrzną, a ściślej biorąc, dowolną liczbę struktur, uzależnionych od celu, do jakiego został stworzony. Opracowanie zatem jedynej klasyfikacji typologicznej przestrzennych układów złożonych, w tym również MENTS, obejmującej wszelkie związki i zależności między poszczególnymi składnikami jest praktycznie nie tylko niemożliwe, lecz i niecelowe. Sam bowiem obiekt może być różnie klasyfikowany, w zależności od przyjętych *a priori* celów, kierunków i kryteriów, przy czym każdy sposób klasyfikacji typologicznej może być równocenny, o ile tylko założenia podziału zostały prawidłowo opracowane.

Nawiązując do propozycji klasyfikacyjnej przedstawionej w rozdziale 1.2., można określić następujące cechy charakterystyczne MENTS. Cele tworzenia MENTS mogą być w zasadzie dwojakie: A — poznawcze, B — utylitarne (przyjmowanie już na początku procedury typologicznej celów mieszanych, typu A/B czy B/A jest merytorycznie błędne, gdyż prowadzi do spłylenia i subiektywizacji wyników). O ile w celach poznawczych poszukujemy odpowiedzi na pytanie: „jaki jest system”, „dlaczego jest taki, jaki jest?”, czyli na pytania autoteliczne, to w celach utylitarnych interesują nas pytania: „jak to działa?”, „z jakimi efektami to działa?”, „jak można wzmocnić pozytywne działania?”. Utylitarny charakter ma zarówno cel: „optymalizacja efektywności gospodarowania w regionie”, jak i cel: „efektywność funkcjonowania ekosystemu”.

Kierunki ujęć systemu klasyfikacyjno-typologicznego można ogólnie biorąc podzielić następująco:

a) ujęcie statyczne to jest fotografia rzeczywistości w czasie t ,

b) ujęcie dynamiczne, w ramach którego wyróżnia się podkierunki:

1) allopatryczno-porównawczy, polegający na wyciąganiu wniosków o dynamice systemu na podstawie znajomości funkcjonowania układów zbliżonych, położonych jednakże poza przestrzenią systemu.

2) synchroniczno-porównawczy, rozpatrujący dynamikę systemów różnego wieku w określonym czasie t , i na tej podstawie wnioskujący o przemianach czasowo-przestrzennych danych układów.

3) ewolucyjny, analizujący dynamikę układu i jej przemiany w określonej skali czasowej $t_{-n}-t_0-t_{+n}$, a więc w ujęciu historyczno-prognostycznym.

Zakres MENTS dzieli się na: (1) morfologiczno-strukturalny i 2) funkcjonalny.

W badaniu zjawisk przestrzennych pod kątem ich morfologicznego

zróznicowania (inaczej mówiąc — w badaniach organizacji przestrzeni geograficznej) wydziela się jako zakresy drugiego rzędu:

- 1.1. organizację przestrzeni fizycznogeograficznej,
- 1.2. organizację przestrzeni produkcyjnej,
- 1.3. organizację przestrzeni informacyjnej,
- 1.4. organizację przestrzeni społecznej,
- 1.5. morfologiczną organizację krajobrazową, będącą niejako syntezą poprzednich.

Znacznie trudniejsze jest ustalenie zakresów drugiego rzędu dla ujęć o charakterze funkcjonalnym. Jest to zrozumiałe ze względu na ogromną złożoność sieci powiązań i zależności między elementami struktury. Jedynie w bardzo ogólny sposób kryteria te można podzielić na dwie grupy: produkcyjno-konsumpcyjną i transferową. Do pierwszej grupy, której wyznacznikiem jest produkcja i rozchodowanie wytworzonych substancji i energii należą między innymi kryteria:

- 2.1. ekologiczne (ekosystemalne),
- 2.2. społeczno-produkcyjne (gospodarcze),
- 2.3. społeczno-konsumpcyjne,
- 2.4. ekonomiczne (np. bilansowe „nakładów-wyników”),
- 2.5. energetyczne.

Do drugiej grupy należą kryteria opierające się na ocenach sprawności, niezawodności, kierunkach i natężeniu przepływów materii lub energii między strukturami wypełniającymi przestrzeń geograficzną, takie jak:

- 2.6. sprawność przepływów materii, energii i informacji wewnątrz środowiska przyrodniczego,
- 2.7. sprawność przepływów wewnątrz środowiska społecznego,
- 2.8. sprawność przepływów wewnątrz środowiska pracy,
- 2.9. przepływy między różnymi MENTs, określające stopień autarkii systemu, jego rolę w obiegu materii i energii („dawca—biorca”) i znaczenie zmiennych niezależnych wejść,
- 2.10. przepływy wewnątrzsystemowe między środowiskiem przyrodniczym, społecznym i gospodarczym, wyrażające się stylem funkcjonowania krajobrazu.

Ponieważ w procesie badawczym struktura i funkcja są wzajemnie komplementarne, a ich poznanie wymaga stosowania odrębnych metod i technik, łączne badanie obu tych składowych rzeczywistości, choć teoretycznie możliwe, jest praktycznie niewykonalne. Dopiero na wyższym poziomie uogólnień staje się możliwe tworzenie syntez przyczynowo-skutkowych, łączących ujęcia morfologiczne i funkcjonalne w jedną całość.

2.2.2. STRUKTURA SYSTEMU PRZESTRZENNEGO „CZŁOWIEK—GOSPODARKA—PRZYRODA”

2.2.2.1. Morfologia układu

Podstawowym zadaniem w badaniach MENTS poziomu regionalnego jest jego podział na przestrzenne jednostki maksymalnie homogeniczne, stanowiące tzw. elementarne przyrodniczo-gospodarcze, czy też przyrodniczo-społeczne systemy przestrzenne. W ujęciu gospodarczym najważniejsze jest oparcie tego podziału na kryteriach, będących wypadkową dwóch czynników: zróżnicowania litologiczno-geomorfologicznego powierzchni ziemi i charakteru użytkowania. Obie te składowe są najczęściej przyjmowane we wszystkich prawie badaniach typu waloryzacyjnego, co wynika z ich nadrzędności względem innych cech (np. gleb, roślinności, stosunków wodnych). Sprawą dyskusyjną jest wprowadzenie do omawianej grupy zróżnicowań klimatu jako dodatkowego wyróżnika. Chodzi w tym przypadku o następujące wskaźniki: wielkość dopływu energii promienistej do powierzchni czynnej, wielkość i strukturę czasową opadów oraz długość okresu wegetacyjnego.

Podstawa typologicznego podziału użytkowania ziemi jest powszechnie znana i nie wymaga dodatkowych komentarzy. Opiera się ona na zróżnicowaniu form tegoż użytkowania, takich jak: ziemie orne, łąki i pastwiska, lasy, zarośla, wody powierzchniowe, układy osadnicze, tereny komunikacyjne, przemysłowe, usługowe, specjalnego przeznaczenia itp. Każdą z wymienionych form użytkowania ziemi można podzielić na typologiczne jednostki niższego rzędu, uszczegółowiając w ten sposób podział. Ponieważ w przestrzeni geograficznej układy czyste, monofunkcyjne są raczej rzadkie, przeważają natomiast układy polifunkcyjne, istotne jest całościowe określenie charakteru badanej jednostki. Do tego celu najlepiej nadają się proste procedury, pozwalające na ułożenie szeregów dominacyjnych.

Wydzielenie obszarów morfologicznie jednorodnych i określenie ich miejsca w szeregu dominacyjnym stanowi dopiero tło przestrzenne, które podlega dalszemu zróżnicowaniu według zakresów drugiego i trzeciego rzędu, to jest na podstawie produktywności i intensywności zagospodarowania oraz — stopnia „otwartości” MENTS w stosunku do jego otoczenia.

2.2.2.2. Kryteria produktywności

W odróżnieniu od technik i metod wyróżniania przestrzennych jednostek typologicznych na podstawach zróżnicowania morfologicznego, od dawna już opracowanych i stosowanych w praktyce, dyferencjacja przestrzeni opierająca się na produktywności znajduje się jeszcze na etapie dyskusji i prób. Wynika to, zarówno z niejasności pojęciowo-termino-

logicznych, jak i nie w pełni jeszcze opracowanych metod i technik badawczych.

Przykładem niejasności pojęciowo-terminologicznych może być częste, zwłaszcza w praktyce ekonomiczno-rolnej i ekonomiczno-leśnej, synonimizowanie pojęć: produktywność i produkcja. Mówiąc na przykład o produktywności ziemi, ekonomiści rolni mają zwykle na myśli produkcję z ziemi (mierzoną w q/ha), a nie jej rzeczywistą produktywność, to jest zdolność do wyprodukowania określonej masy (określonego dobra) w danych warunkach fizycznogeograficznych. O ile produktywność zależy głównie od uwarunkowań przyrodniczych (choć może być zwiększana lub zmniejszana w wyniku działań ludzkich), to produkcja jest przede wszystkim pochodną czynników społeczno-gospodarczych: umiejętności, dostępności żywej i uprzedmiotowionej siły roboczej, potrzeb rynku itp.

Istnieje jeszcze i inne rozróżnienie. Wyrazem produktywności środowiska (tj. potencjału produkcyjnego w rozumieniu autorów niemieckich) jest tak zwana produkcja pełna, podczas gdy w ujęciu ekonomicznym dotyczy ono wyłącznie produkcji utylizowanej, to jest użytkowanej bezpośrednio, czy też po przetworzeniu przez człowieka. Dlatego też przyjęcie jako podstawy typologizowania wielkości produkcji utylizowanej byłoby niewłaściwe, gdyż — po pierwsze, ulega ona zmianom pod wpływem czynników pozaśrodkowych i pozaregionalnych, na przykład skutek ruchu cen, potrzeb rynku itp. — po drugie, uniemożliwia przeprowadzenie jakiegokolwiek oceny porównawczej między użytkami. Dlatego też, jako kryterium drugiego rzędu należy przyjąć rzeczywistą produkcję pełną (potencjał produkcyjny) wydzielonych jednostek morfologicznych.

Określenie produktywności rzeczywistej (i potencjalnej) wymaga przyjęcia jednolitego systemu pomiaru dla wszystkich form użytkowania ziemi. Można to osiągnąć poprzez:

- określenie wielkości produkcji pełnej w jednostkach masy,
- określenie tejże produkcji w jednostkach energetycznych,
- określenie produkcji pełnej w jednostkach umownych.

Spośród tych możliwości najbardziej uniwersalny charakter ma ujęcie energetyczne. Pozwala ono bowiem na łączne traktowanie zarówno układów przyrodniczych, jak i gospodarczych, a po części i społecznych. Daje ona ponadto możliwość oceny relacji między produkcją pełną a utylizowaną, będącą miarą intensywności wykorzystania zasobów środowiska. Relacje te można przedstawić w następujących układach:

a) produktywność środowiska

produkcja pełna

b) produkcja pełna

produkcja utylizowana

c) energia otrzymywana

energia utylizowana

d) energia utylizowana

subwencja energetyczna

O ile pierwsze dwa równania mogą być przedstawione zarówno w jednostkach masy lub energii, to oba następne — wyłącznie w jednostkach energetycznych. Wskazuje to, że te ostatnie mają wymiar bardziej uniwersalny niż poprzednie.

Pierwszy wzór opisuje stopień wykorzystania potencjału zasobów środowiska; drugi — poziom utylizacji zasobów; trzeci — wielkość wykorzystywanej energii, a ostatni — bilans energetyczny działalności produkcyjnej. Zastosowanie przedstawionych ujęć daje możliwość wprowadzenia jednolitej, całościowej oceny efektywności użytkowania zasobów środowiska, zarówno w wielkościach bezwzględnych, jak i względnych, szacunkowych.

2.2.2.3. Kryteria powiązań („otwartości” MENTS)

Jak wiadomo, każdy system przestrzenny jest w mniejszym lub większym stopniu powiązany z układami sąsiednimi równej rangi oraz z układami nadrzędnymi. Stanowi więc określone ogniwo w przestrzennym, hierarchicznym systemie środowiska geograficznego. Oddziaływania zewnętrzne (zmienne niezależne wejść) wpływają na strukturę wewnętrzną systemu, a zwłaszcza zaś — na styl jego funkcjonowania. Istnieje wiele sposobów klasyfikowania tych zmiennych: według ich mocy, zasięgu oddziaływania, zmienności w czasie, genezy, charakteru itp.

Moc oddziaływania określa się zwykle za pomocą wzorów znanych z fizyki. Należy przy tym zaznaczyć, że nie jest to wielkość bezwzględna, gdyż będąc funkcją natężenia presji i oporu układu jej wielkość jest wypadkową tych dwóch czynników. Niezmienniczość układu, czyli redukcja stopni swobody, jego usztywnienie wewnętrzne, może być przyczyną zniszczenia układu, nawet przy względnie słabych oddziaływaniach, albo też — jego patologicznego rozwoju.

Zasięg oddziaływania jest mierzony liczbą zmiennych struktur wewnątrz układu. Jest on najczęściej skorelowany z mocą (natężeniem) oddziaływań, choć korelacje te nie zawsze są istotne.

Kryterium zmienności w czasie jest ważnym, choć nie zawsze docenianym parametrem oddziaływań zewnętrznych. Wyróżnia się w tym przypadku trzy główne typy oddziaływań:

- stabilne (ciągłe) w czasie,
- okazjonalne, inaczej przypadkowe,
- harmoniczne.

Przy czym te ostatnie mogą być: rytmiczne, arytmiczne lub fulguracyjne.

Z punktu widzenia genezy oddziaływania zewnętrzne dzielimy na:

— naturalne, wywołane oddziaływaniem czynników nie związanych bezpośrednio z działalnością ludzką,

— antropogeniczne — przez tę działalność wywołane.

W obu wymienionych przypadkach dalsze podziały przeprowadza się według kryterium odległości: dalekiego, średniego i bliskiego zasięgu.

Charakter, czyli typ oddziaływań może przyjmować cztery podstawowe postaci, między którymi nie ma wyraźnych granic. Są to oddziaływania: fizyczne (mechaniczne), chemiczne, biologiczne i informacyjne.

Każdy układ przestrzenny, ekosystem, krajobraz, czy MENTS inaczej reaguje na wpływy zewnętrzne. Zależy to od jego oporności, spowodowanej sprawnie działającymi integronami wewnętrznymi i sprawnym mechanizmem homeostatycznym, oraz od poziomu niezmienności, to jest niepodatności na wszelkie zmiany (układu w tym przypadku nie można zmienić, trzeba go rozebrać i przebudować).

Z punktu widzenia zachowania się układów względem ich otoczenia można je podzielić na:

— autarkiczne (domknięte), w ograniczonym stopniu wymieniające materię, energię i informację z innymi układami,

— semiautarkiczne (wpółotwarte) o ograniczonej i zazwyczaj jednostronnej wymianie z otoczeniem. Dzielą się one na:

— semiautarkiczne recepcyjne, w których przeważa przyjmowanie oddziaływań nad ich przekazywaniem do otoczenia,

— semiautarkiczne emisyjne, o przewadze przekazywania oddziaływań nad ich pobieraniem z zewnątrz.

Wreszcie największą grupę stanowią układy otwarte, o pełnej swobodzie wymiany z otoczeniem. Istnieje wreszcie dość specyficzna grupa układów przestrzennych o charakterze transmisyjnym. Są one przekaznikami informacji, nie zmieniającymi w trakcie przekazywania swej wewnętrznej struktury.

Wrażliwość układów przestrzennych na oddziaływania zewnętrzne jest ich immanentną cechą. Niekiedy silne nawet oddziaływania w minimalnym jedynie stopniu naruszają styl funkcjonowania układu, w innych przypadkach — pozornie słabe wpływy mogą doprowadzić do patologicznego rozwoju systemu, a nawet do jego „śmierci”, to jest całkowitego unieczynnienia.

Na koniec warto zwrócić uwagę na szczególną rolę informacji *sensu stricto* (organizacyjno-decyzyjnych) jako czynnika determinującego zakres samodzielności poszczególnych MENTS i ich miejsce w systemach przestrzennych wyższego rzędu. Wynika to z dominującej roli uwarunkowań społeczno-gospodarczych. Sterowanie systemami prze-

strzennymi kryje w sobie wiele niebezpieczeństw, wśród których najważniejsze to:

- brak dostatecznej wiedzy o wzajemnych związkach i zależnościach istniejących w obrębie systemu, o specyficznym dlań „wzorcu gry” („pattern matching”) i roli mechanizmów usztywniających (jak wykazał Prigogine (Prigogine, Stengers 1990), w systemach złożonych wszelkie mechanizmy działają w kierunku usztywnienia wprowadzonych podziałów funkcjonalnych, a nie do ich uelastycznienia). W wyniku czego raz podjęte decyzje, w warunkach niepewności, mogą na długie lata zaważyć na całym systemie przestrzennym, patologizując jego zachowanie,

- nierównoważony przepływ informacji z przewagą kierunku „z góry w dół” nad kierunkiem odwrotnym,

- rozpraszanie informacji na skutek niewłaściwej konstrukcji sieci przepływów (kanałów informacji),

- przesyłanie „szumów informacyjnych” zamiast informacji, i to w obu kierunkach, na skutek zarówno braku umiejętności wyłuskania rzeczy istotnych spośród mało ważnych, jak i w wyniku niejasności kompetencyjnych na poszczególnych szczeblach sterowania MENTS.

Są to, oczywiście, czynniki subiektywne, które jednakże należy brać pod uwagę w trakcie analizy i oceny przyrodniczo-technicznych systemów przestrzennych.

2.2.3. OGÓLNE ZAŁOŻENIA (PROGRAM) BADAŃ SYSTEMÓW PRZESTRZENNYCH „CZŁOWIEK—GOSPODARKA—PRZYRODA”

Jak wspomniano poprzednio, celem nadrzędnym badań MENTS jest poznanie „zachowania się”, behawioru systemu. Cel ten determinuje zarówno sposób ujęcia, jak i dobór adekwatnych doń metod. Określony *a priori* sposób ujęcia spowodował konieczność wyjścia poza zakres nauk przyrodniczych i objęcia dodatkowo badaniami interrelacji między podsystemami terytorialnymi: przyrodniczymi, społecznymi i gospodarczymi a układami sterowania i zarządzania. W rezultacie, przedmiotem badań są cztery niezależne, lecz powiązane ze sobą systemy, określające łącznie dopiero całość zachowania się systemu.

Po określeniu charakteru i zakresu badań MENTS najważniejszym zadaniem jest selekcja informacji, to jest wybór danych ze zbioru całkowitego, które są rzeczywiście istotne z punktu widzenia założonych celów i kryteriów. Zmienne wybrane do dalszej analizy winny odpowiadać następującym kryteriom prakseologicznym:

- istotności w stosunku do celów badania,

- maksymalnej mocy indykacyjnej w odniesieniu do zmiennych objaśniających,

- użyteczności poznawczej i praktycznej,
- dostępności metodycznej, to jest adekwatności doboru zmiennych do technicznych możliwości ich przetworzenia.

Ograniczenia te są konieczne z dwojakiego powodu: psychologicznych tendencji do uwzględniania wszystkich zmiennych, co w przypadku MENTS stwarzałoby konieczność analizy powiązań w obrębie macierzy $N \times N$, w której $N=80-90$ tysięcy zmiennych, co jest praktycznie niewykonalne oraz z dyktowanej warunkami konieczności wyeliminowania z banku danych tych zmiennych, których poznanie wymagałoby bądź to wysoce skomplikowanej i na ogół niedostępnej aparatury, bądź też kilku dziesiątków lat.

Biorąc pod uwagę powyższe ograniczenia, ze zbioru całkowitego danych należy wybrać tylko te zmienne (informacje), za których pomocą da się najpełniej opisać wyróżnione systemy i interakcje, jakie w nich i między nimi zachodzą. Pomocne w tym przypadku okazały się: analiza czynnikowa, analiza regresji wielokrotnej oraz inne metody i techniki powstałe na gruncie teorii gier i teorii grafów.

Innym zagadnieniem był wybór horyzontu czasowego. Optymalnym rozwiązaniem jest w tym typie badań przyjęcie horyzontu niesymetrycznego względem chwili obecnej (tj. czasu t_0). Obiektem badań winny być zatem stany zmiennych, zapisane dla czasu: $t_{-n}-t_0-t_{+n}$, w interwałach rocznych, przy czym jako skalę podstawową przyjmuje się $n+20$ lat. Cezura badań uzupełniających wynosi:

- a) dla przeszłości — 1) $10n$ (zasięg źródeł kartograficznych),
— 2) $40n$ (zasięg źródeł pisanych),
- b) dla przyszłości układu przyrodniczego — $5n$,
- c) dla przyszłości układu gospodarczego — $1n$ (lub $2n$ dla zainwestowania i użytkowania ziemi).

Ponieważ wyczerpujące omówienie istoty wymienionych uprzednio podsystemów wykracza poza zakres opracowania, pragnę podać jedynie te informacje o nich, które są niezbędne dla zrozumienia podstawowych założeń programu.

2.2.3.1. System geoeologiczny

Celem badań systemu środowiska przyrodniczego jest rozpoznanie zmian w zachowaniu się różnego typu geokompleksów pod wpływem oddziaływań ludzkich, a więc — w takim ujęciu — pozostałe systemy, to jest socjoekologiczny i gospodarczy formalnie biorąc, winny być traktowane jako elementy otoczenia. Ponieważ jednak działalność ludzka jest dominującym czynnikiem ekologicznym, a cel badań ma charakter wyraźnie antropocentryczny, interakcje „człowiek—przyroda” potraktowano jako priorytetowe elementy wewnątrzsystemowe. Pozwo-

lilo to na ograniczenie do minimum analizowania relacji wewnętrznych (typu: litologia—rzeźba, roślinność—roślinność) do tych jedynie, które wywierają istotny wpływ na funkcjonowanie systemu lub też są indykatorami zmian.

Ponieważ struktura MENTS składa się — jak wiadomo — z dwóch układów: układu elementów (obiektów, rzeczy) w przestrzeni i układów powiązań między nimi, również i zmiany zachowania się systemu winny być rozpatrywane dwojako. Jako zmiany w organizacji przestrzennej rzeczy i jako zmiany organizacji przestrzennej sieci. Oba te podejścia należy uwzględnić przy badaniu nie tylko systemu geoeekologicznego, lecz i pozostałych.

2.2.3.2. Systemy socjoeekologiczny i gospodarczy

Cele tworzenia obu tych systemów są następujące:

- określenie potencjału gospodarczego środowiska przyrodniczego jako przedmiotu działania sił wytwórczych,
- określenie i ocena wartości środowiska przyrodniczego jako czynnika wpływającego na jakość życia społeczności ludzkich,
- określenie przyrodniczych i społecznych uwarunkowań sposobów gospodarowania zasobami przyrody, tym samym zaś — optymalizacji gospodarki regionalnej i rozwoju regionalnego,
- określenie wpływu czynników zewnętrznych na sprawność funkcjonowania systemu: „przyroda—gospodarka—społeczeństwo” w regionie.

Przyjęcie wymienionych kryteriów pozwoliło na wyeliminowanie ze zbioru danych tych zmiennych wewnętrznych, które nie mają ani bezpośrednich, ani pośrednich powiązań z systemem geoeekologicznym.

W odróżnieniu od systemu geoeekologicznego, który ma charakter głównie kognitywny, oba omawiane systemy są wyraźnie utylitarne. Rzutuje to zarówno na dobór obserwowanych parametrów, odmiennosć metod i technik badawczych, a nade wszystko na dobór parametrów systemu, które w tym przypadku mają głównie efektywnosćciowy charakter. Dlatego też w badaniach obu tych systemów (w ich powiązaniu ze środowiskiem) można stosować dwa zespoły metod: „kosćtów—kosćtów” (społecznych i ekonomicznych) i „możliwości—wykorzystania”.

2.2.3.3. System prognosćyczny

System ten, w swym założeniu jest niejako syntezą poprzednich, od których różni się przyjęciem optymalizacji (przeźrennej, strukturalnej, funkcjonalnej) jako przewodniego kryterium.

Podstawowymi celami tworzenia tego systemu są:

— opracowanie scenariuszy zmian MENTS, opisujących konsekwencje społeczne, przyrodnicze i gospodarcze prawdopodobnych zdarzeń,

— opracowanie modeli optymalizacyjnych dla każdego z tych scenariuszy, z uwzględnieniem rachunku kosztów-korzyści dla każdej ze stron,

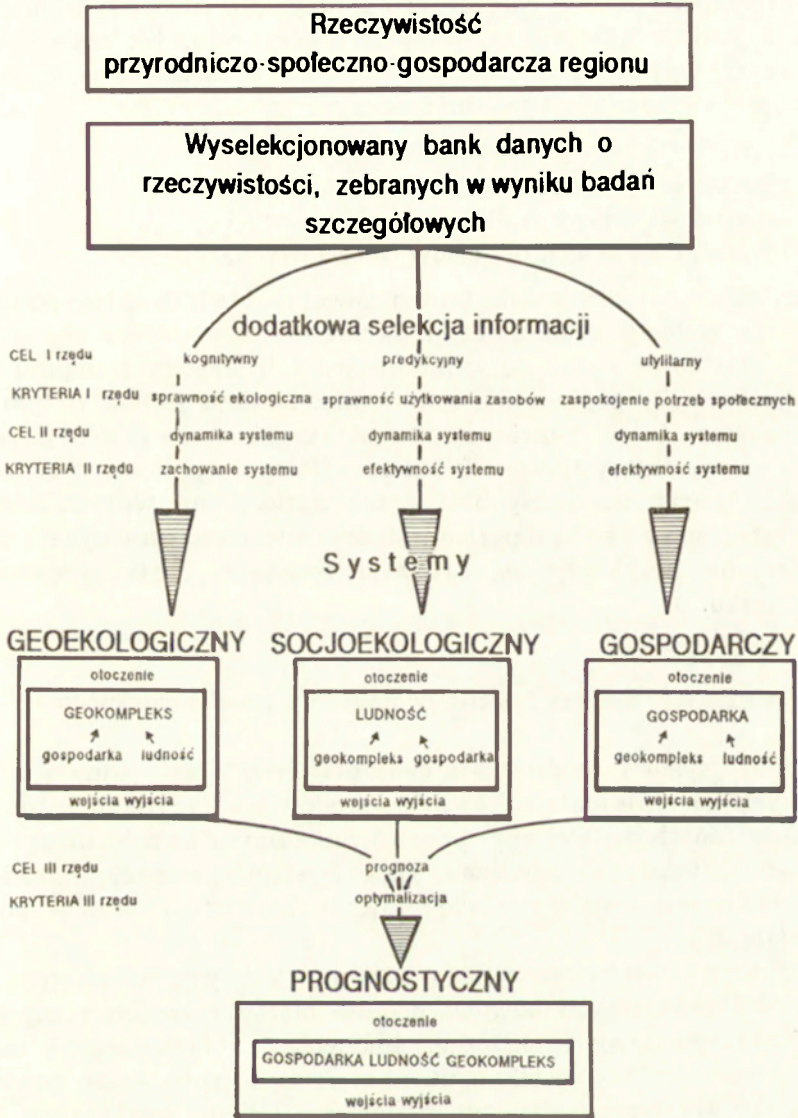
— wybór rozwiązań najprawdopodobniejszych i ich ocena z punktu widzenia efektywności rozwoju omawianych systemów, jak też MENTS jako całości, inaczej mówiąc — efektywności ekologiczno-ekonomicznego rozwoju regionalnego.

Metody i techniki prognozowania są dość dobrze poznane i stosowane w badaniach przestrzennych różnego typu (analiza autokorelacji, technika „simplex”, technika „if-then” itp.). Niemniej należy poszukiwać dalszych metod, dających bardziej wiarygodne i elastyczne wyniki.

Graficzny obraz modelu badań przyrodniczo-technicznych systemów przestrzennych jest przedstawiony w tabeli 1.

Tabela 1. Model badania przyrodniczo-technicznych systemów przestrzennych
Zmienne podsystemów

a) przyrodniczego	b) gospodarczego	c) społecznego
1. klimatu	1. rolnictwa	1. struktury jakościowej osadnictwa
2. fizyczno-chemicznych właściwości atmosfery	2. gospodarki leśnej	2. struktury biologicznej ludności
3. rzeźby terenu	3. gospodarki wodnej	3. struktury ekonomicznej ludności
4. podłoża litologiczno-geologicznego	4. przemysłu	4. struktury wykształcenia i struktury zawodowej
5. wód otwartych i wglębnych	5. transportu	5. struktury potrzeb i oczekiwań społecznych
6. gleb	6. turystyki i wypożyczynku	6. uwarunkowań kulturowych
7. roślinności	7. innych	7. struktury organizacji i zarządzania życiem społecznym
8. świata zwierzęcego		
d) otoczenie systemu	e) użytkowanie ziemi (zasobów)	
1. przyrodniczych oddziaływań zewnętrznych	1. organizacji przestrzennej MENTS	
2. gospodarczych oddziaływań zewnętrznych	2. zróżnicowania strukturalno-funkcjonalnego obszaru	
3. społecznych oddziaływań zewnętrznych (w tym i organów zarządzania)	3. struktury przestrzenno-funkcjonalnej sieci osadniczej	
	4. organizacji przestrzennej sieci powiązań	



2.2.4. METODYKA OCEN SYSTEMÓW PRZESTRZENNICH „CZŁOWIEK—GOSPODARKA—PRZYRODA”

Systemy ocen stosowane w badaniach MENTS można podzielić na dwie podstawowe grupy: absolutne i porównawcze. Do pierwszej z nich należą oceny zarówno jakościowe („dobre—złe”), jak i ilościowe („dużo—mało”), do drugiej zaś również jakościowe („lepsze niż..., gorsze niż...”) i ilościowe („więcej niż..., mniej niż...”). Każdą z nich można uzyskać bądź to drogą empiryczną, w sposób aprioryczny, bądź poprzez

techniki ekspertalne. Wybór zależy od przydatności danej techniki oceniań z punktu widzenia określonego z góry celu, jak też — charakteru danych wyjściowych. Również i objętość ocen zależy od celu. Mogą to być, jak wspomniano uprzednio, oceny:

- a) zjawisk cząstkowych dla celów cząstkowych,
- b) zjawisk całościowych dla celów cząstkowych,
- c) zjawisk całościowych dla celów całościowych,
- d) zjawisk cząstkowych dla celów całościowych.

Oczywiście, że dla badań funkcjonowania MENTS największą wartość mają systemy ocen ukierunkowane na cele całościowe, niemniej i oceny cząstkowe dadzą się w mniejszym lub większym stopniu wykorzystać, chociażby poprzez ich sumowanie. Istnieje jednak w tym przypadku obawa, że w trakcie sumowania zagubią się gdzieś po drodze integrony charakterystyczne dla poszczególnych poziomów organizacji systemu. Można temu zapobiec przez aprioryczne wprowadzenie do wzoru integronów każdego poziomu, których wartość oszacuje się dopiero post factum. Przykłady tego rodzaju rozwiązań będą przedstawione w załączniku.

2.2.4.1. Analiza i ocena podsystemu geoeekologicznego

Termin „system (podsystem) geoeekologiczny” jest jednym z wielu używanych na określenie całokształtu środowiska przyrodniczego, ujmowanego w sposób dynamiczny, przy równoczesnym uwzględnianiu strukturalno-funkcjonalnych powiązań, jakie występują między jego elementami składowymi. Odpowiada więc pojęciu „geosystem” oraz — po części „krajobraz”.

Specyficzną właściwością tego systemu jest jego wewnętrzna niespójność. Składa się on bowiem ogólnie biorąc z dwóch różnych pod względem systemowym układów: środowiska abiotycznego i biotycznego, które — mimo że tak odmienne — są ze sobą ściśle powiązane. Środowisko abiotyczne jest tzw. systemem słabym, domkniętym, zmieniającym się na tyle wolno, że jego fizyczno-chemiczne parametry można uważać za stałe. Natomiast biocenoza jest systemem średniej mocy, otwartym, stosunkowo łatwo zmiennym w czasie. Stanowiąc cienką warstewkę, przykrywającą jak gdyby struktury abiotyczne, oddziałuje na te struktury znacznie silniej niż to można byłoby się spodziewać. Z drugiej strony przyjmuje ona wszelkie oddziaływania płynące zarówno z podłoża abiotycznego, jak i otoczenia, odpowiednio je transformując.

Efektom tych transformacji jest między innymi informacja, jaką biosystem przekazuje nam o stanie i przemianach jego środowiska zewnętrznego. Nadinformatywność, charakterystyczna dla układów przy-

rody żywej, ma dla nas duże znaczenie praktyczne. Pozwala bowiem odczytać, bezpośrednio lub pośrednio, około 80—90% stanów i zachowań pozostałych, niebiologicznych parametrów geoeologicznego systemu. Na ten aspekt zagadnienia zwrócić należy szczególną uwagę, ze względu na znaczenie ujęć bioindykacyjnych w ocenie funkcjonowania całego systemu.

Przyjęty a priori cel badań, jakim jest „zachowanie się” systemu, efektywność jego funkcjonowania, narzuca z góry sposób ujmowania analizowanych zjawisk. Struktura systemu geoeologicznego jest w tym ujęciu wielkością dynamiczną, do której opisu trzeba użyć zwrotu „przekształca się w...”, a nie „składa się z...”. Oczywiście, występują w nim i struktury statyczne, lecz nie one stanowią przedmiot zainteresowania. Wartość tego systemu jest więc określana powodzeniem przeżycia i sprawnością modelu zachowania. Immanentną właściwością naturalnego systemu geoeologicznego jest rozwój kumulacyjny, głównie o nieliniowym charakterze. Wszelkie innowacje są zeń automatycznie eliminowane. Dopiero działalność ludzka zakłóciła istniejący uprzednio porządek, otwierając drogę dla wszelkiego rodzaju innowacji. Powstała w ten sposób „nowa” przyroda, choć równie logiczna jak pierwotna, bardziej labilna i „nieautentyczna”, a zatem trudniejsza do opanowania. Wynika to z istoty procesu synantropizacji środowiska, który — ujmowany całościowo — jest procesem deterministycznym, typu ewolucji kwantowej. Jednakże zmiany, jakie powoduje w środowisku mają charakter probalistyczny czy też stochastyczny. O ile więc stosunkowo łatwo można przewidzieć sposób zachowania się układu naturalnego, to przewidywanie takie w stosunku do układów antropogenicznych jest bez porównania trudniejsze.

Zantropogenizowane systemy geoeologiczne są niebywale podatne na wszelkiego rodzaju stresy i sytuacje kryzysowe, w których na skutek zaostrzenia się normalnie istniejących sprzeczności niemożliwe staje się względnie sprawne funkcjonowanie systemu. Ponieważ systemy zantropogenizowane zajmują około 9/10 powierzchni naszego kraju, ocena tych układów w kategoriach „bodziec—reakcja” ma duże znaczenie nie tylko poznawcze, lecz i praktyczne. Do tego celu nie nadają się metody i techniki stosowane w badaniach układów naturalnych, stosowane na przykład przez większość geografów fizycznych. Znacznie lepsze efekty dają metody pośrednie, zwłaszcza bioindykacyjne i hydroindykacyjne.

Odrębnym zagadnieniem jest sprawa granic, zarówno wewnętrznych, oddzielających poszczególne układy elementarne, jak i zewnętrznych, wyznaczających zasięg systemu. O ile w układach naturalnych rozciągłość przestrzenna jest funkcją wzajemnych oddziaływań, uwarunkowanych względnie trwałym rozkładem elementów, to w układach synantropijnych ciągłość ta została mniej lub bardziej porozrywana. Zamiast naturalnej ciągłości mamy zatem do czynienia ze swoistą mozaiką zda-

rzeń czasowych, wykluczających się wzajemnie w przestrzeni, których jednym łącznikiem są zmienne niezależne wejść, zarówno przyrodnicze (np. klimat, krążenie wód), jak i antropogeniczne (np. sposób zagospodarowania przestrzeni). Z jednej strony ułatwia to wykreślenie granic wewnętrznych jednostek elementarnych (najczęściej zgodnie z granicami użytków), z drugiej zaś utrudnia określenie przyrodniczej granicy MENTS.

Zachowanie się systemu jest funkcją trzech podstawowych czynników: zróżnicowania wewnętrznego (zasobności informacyjnej), sposobu „życia” i sprawności sieci powiązań wewnątrzsystemowych i zewnątrzsystemowych. Czynniki te determinują łącznie zarówno stabilność i kierunek w rozwoju układu (steady—state), jak i jego odporność na oddziaływanie czynników zewnętrznych, inaczej mówiąc — jego zdolności homeostatyczne.

Metody pomiaru omawianych właściwości są dobrze opracowane i wielokrotnie zweryfikowane. Ich szczegółowy opis znaleźć można w wielu monografiach i podręcznikach, zarówno z geografii fizycznej (np. Bartkowski 1974, 1977; Soczawa 1978; Richling 1982; Armand 1983), jak i zwłaszcza z ekologii (np. Stugren 1972; Collier et al. 1973; Pianka 1974; Trojan 1975). Nie cierpimy więc na brak metod pomiaru, raczej na ich nadmiar. Metody te są zróżnicowane i dotyczą zarówno pomiaru zjawisk cząstkowych, opisu poszczególnych zmiennych, jak i zjawisk znajdujących się na różnych poziomach agregacji systemowej i przestrzennej. Stwarza to dużą możliwość wyboru optymalnych rozwiązań metodycznych, adekwatnych do celu badań. Podobnie jak w wielu innych przypadkach, również i w badaniach środowiska przyrodniczego stosowane metody i techniki pomiaru możemy podzielić z grubsza na: analityczne, syntetyzujące i całościowe. W badaniach MENTS najistotniejsze są dwie ostatnie grupy. Różnica pomiędzy metodami syntetyzującymi a całościowymi polega na tym, że pierwsze z nich dotyczą analizy zróżnicowania stanów (strukturalnych, funkcjonalnych itp.) elementów składowych układu na ich 1, 2 ... n -tym poziomie integracyjnym, podczas gdy drugie pozwalają na kompleksowe ujmowanie zjawisk, a więc od razu na poziomie systemu złożonego. Specyficzne miejsce w tym układzie zajmują metody geobotaniczne, które są równocześnie syntetyzującymi, gdyż dotyczą szaty roślinnej, a więc jednego z komponentów układu, z drugiej zaś — dzięki właściwościom nadinformatywnym, mogą być stosowane w badaniach całościowych.

W pomiarach stopnia różnorodności wewnętrznej systemu stosuje się zwykle mniej lub bardziej zmodyfikowany wzór Shannona-Wienera oraz jego pochodne, takie jak wskaźnik organizacji wewnętrznej Margaleffa, zasobności informacyjnej Kostrowickiego, homotoniczności Moravca, współczynnika różnorodności Prestona, rozproszenia (*index of dispersity*) Kode'a i wiele innych. Dla ocen charakteru przemian struktury

w czasie stosuje się zazwyczaj pomiar autokorelacji Kendalla, a do badań porównawczo-przestrzennych: „Runs Coefficient” Kendalla, zmodyfikowany przez Sieglę: wskaźniki wspólnoty przestrzennej Prestona itp. Metod tych — jak wspomniano — jest wiele i za ich pomocą można określić nie tylko całościowy obraz zróżnicowania wewnętrznego, lecz i poszczególne etapy, w jakich to zróżnicowanie zachodziło (ujęcie ewolucyjne), lub w jakim stopniu wpływa ono na sprawność układu (ujęcie funkcjonalne).

W badaniach funkcjonowania układów, a więc jak gdyby stylu ich „życia” stosuje się powszechnie znane metody bilansowe: przepływu materii czy energii przez układ (bilanse typu hydraulicznego), relacji między materią (energiją) dostarczoną, przetworzoną i wydaloną; wskaźniki bilansowe systemu gospodarowania (systemy „oszczędne” i „rozrzutne”) itp.

Wreszcie w badaniach powiązań przestrzennych, zarówno wewnętrznych jak i zewnętrznych, stosuje się wiele równie znanych metod, takich jak: wskaźnik złożoności terytorialnej Kisieleva, szczególnie przydatny w modelowaniu na maszynach cyfrowych, różne miary i wskaźniki sąsiedztwa itp.

O ile systemy pomiaru środowiska przyrodniczego są dobrze opracowane i bogate, to systemy ocen tegoż środowiska (z punktu widzenia środowiska jako takiego, gdyż jego ocena pod kątem potrzeb społecznych czy gospodarczych jest inną sprawą) pozostają jeszcze w okresie wstępnych rozważań. Wynika to ze sprzeczności między obiektywizmem zjawisk przyrodniczych a subiektywizmem podmiotu badającego czy oceniającego. Wyraża się ta sprzeczność nie tylko w antropomorfizowaniu badanych zjawisk, przypisywaniu im wartości i celów, których mieć nie mogą, lecz i w swoistej dla naszego umysłu tendencji do poszukiwania związków przyczynowo-skutkowych, a co za tym idzie — tworzenia systemów porządkujących, które z niebywałą łatwością przekształcamy w byty obiektywne typu zbiorowego. A więc oceniamy nie rzeczywistość, lecz nasze o niej wyobrażenia. Z drugiej strony — skoncentrowanie się wyłącznie na ocenach ilościowych zarówno absolutnych, jak i porównawczych (co byłoby jedynie racjonalne) nie zadowala nas. Chcielibyśmy bowiem określić co jest „dobre” dla przyrody, a co jest „złe”, co jest „lepsze”, a co „gorsze”. Tworzymy więc pewne konstrukcje myślowe, którym przypisujemy określoną wartość. Taką konstrukcją jest na przykład „sprawność”, „niezawodność” systemu geoekologicznego (zresztą i samo pojęcie tego systemu jest również naszą konstrukcją), przy czym każda z tych konstrukcji ma bezpośrednie odniesienie do nas samych. W tej sytuacji nie należy chyba dążyć do tworzenia jakiegoś systemu ocen autotelicznych, adekwatnych do rzeczywistości przyrodniczej, lecz oprzeć się raczej na fenomenologiczno-arbitralnym, normatywnym podejściu do badanych zjawisk. Zakładamy a priori, że

dobra jest na przykład maksymalna złożoność strukturalna układu, czy też jego odporność na wpływ czynników zewnętrznych i do tego dopasowujemy skalę ocen. Oceny w tym przypadku dotyczą więc wybranej cechy układu, którą uważamy za istotną, a nie układu jako takiego. Pozwala to na stosowanie ocen normatywnych typu „max-min”, a więc najłatwiejszych w użyciu. W połączeniu z ocenami ilościowymi daje to dość duże możliwości modelowania i sterowania systemami przyrodniczymi pod kątem zachowania ich sprawności i niezawodności.

2.2.4.2. Analiza i ocena podsystemu socjoekologicznego

Podsystem ten, stanowiący główny punkt odniesienia prowadzonych badań, nie będzie — co samo przez się zrozumiałe — rozpatrywany w całości. Wzięte zeń zostaną jedynie te elementy czy też właściwości, które bezpośrednio wiążą się z otaczającym go przyrodniczym światem. Powiązania pośrednie, np. poprzez pracę, będą omówione w podrozdziale poświęconym podsystemowi gospodarczemu. Tak więc w tym podrozdziale omówione zostaną jedynie trzy aspekty stosunków „człowiek—przyroda”:

- relacje biologiczne,
- relacje ludyczne,
- relacje kulturowe.

Relacje między środowiskiem przyrodniczym a biologiczną kondycją osobników i populacji ludzkich dotyczą właściwie dwóch dróg oddziaływań: wpływu zmieniających się parametrów środowiska przyrodniczego na stan psychofizyczny ludności i wpływu parametrów środowiska antropogenicznego (wytworów pracy ludzkiej) na tenże stan. Uwzględnienie tych ostatnich oddziaływań jest niezbędne, gdyż człowiek zawsze, nawet przebywając „na łonie przyrody”, znajduje się niejako w otocze własnego, materialnego otoczenia, zbudowanego sztucznie z elementów naturalnych, w niewielkim nawet stopniu przetworzonych.

Wpływ środowiska przyrodniczego na zdrowie ludzkie jest dość dobrze poznany, aczkolwiek i w tej dziedzinie pozostaje nadal wiele niejasności. Wiemy, że organizm człowieka jest szczególnie wrażliwy na zmiany, zwłaszcza nagłe, jakie w przyrodzie zachodzą, wiemy dosyć dobrze, jaki typ środowiska ma jaką wartość zdrowotną, wiemy wreszcie jak oddziałuje ono w różnych stanach chorobowych i w różnych klasach wieku. Nie wiemy natomiast, jakie są granice tolerancji, przede wszystkim genetycznej, na oddziaływania odśrodkowe, ani też — jakie są możliwości przystosowawcze do stale zmieniających się warunków bytowania. Nie potrafimy zatem przewidzieć dalekosiężnych konsekwencji przekształceń środowiska. Rozpoznanie tych niewiadomych byłoby znacznie łatwiejsze, gdyby ich uwarunkowania miały wyłącznie

biologiczny charakter. Wówczas związki przyczynowo-skutkowe byłyby do empirycznego poznania, a ich konsekwencje można byłoby nie tylko przewidzieć, ale i opanować. Ponieważ jednak zarówno granice tolerancji, jak i zdolności przystosowawcze populacji ludzkich są pochodną synergicznego oddziaływania zmiennych przyrodniczych, kulturowych, behawioralnych itp., przewidywanie przyszłych losów tychże populacji jest wręcz niemożliwe. W tej sytuacji jedynie możliwe jest skoncentrowanie się na psychosomatycznych relacjach między człowiekiem (populacją) a jego materialnym otoczeniem.

Relacje ludyczne wchodzą w zakres działań ludzkich, a więc technik, nie mają jednak, przynajmniej w swych założeniach, wartości ekonomicznych, ani też — również w swych założeniach — nie są ukierunkowane wyraźnie na poprawę zdrowia, choć w rzeczywistości oba te czynniki grają określoną rolę. W czystej postaci jest to zabawa, zabawa między społecznością ludzką a przyrodą. Oferentem usług jest zazwyczaj przyroda (choć bywa i odwrotnie), nie tylko rozumiana jako arena działania (zabawa jest zawsze działaniem), a więc miejsce, w którym się człowiek bawi, lecz przedkładająca mu swoje walory, determinująca sposób i styl zabawy. Zabawą jest każde altruistyczne działanie w przyrodzie, sprawiające działającemu radość. Taką zabawą jest na przykład taternictwo, żeglarstwo, a nawet wędkowanie i myślistwo, jeśli są traktowane sportowo. Każdy krajobraz oferuje jemu tylko właściwy zestaw możliwości ludycznych. Ujawnienie tych możliwości, określenie stopnia ich wykorzystania oraz wyznaczenie dopuszczalnych granic działalności zabawowej w określonym typie środowiska jest jednym z celów badań socjoekologicznych w ramach MENTS.

Relacje kulturowe między środowiskiem przyrodniczym a społecznym mają bardzo różny i skomplikowany wyraz. Najczęściej rozumie się je w ujęciu etnologicznym, jako wpływ środowiska na zewnętrzne przejawy kultury (muzykę, strój, sposób zachowania itp.). Wpływ ten, niegdyś przemożny w kształtowaniu kultur ludowych, dziś stał się nieautentycznym, skomercjalizowanym „folklorem”. Istnieje jednak i inny sposób rozumienia tych relacji — semiotyczny. W tym ujęciu środowisko przyrodnicze jest swoistego rodzaju tekstem kultury, systemem znaków pozajęzykowych niosących określone informacje, oczywiście dla tych, którzy znaki te znają, a więc i tekst nimi napisany potrafią odczytać. Odczucie bowiem środowiska, rozumienie tekstu, jakim przemawia jest zrelatywizowane do określonej kultury. Ona decyduje, w jaki sposób znaki — informacje przekazywane przez przyrodę są odczytywane, a więc nazywane. Specyficznym przejawem umysłowości ludzkiej jest tworzenie rzeczy poprzez słowa. To co nie zostało nazwane — nie istnieje. Kultura i wykształcenie tworzą różne „słowniki” tych znaków, dzięki czemu ten sam obserwowany przedmiot może być różnie odczytywany. Środowisko jako tekst kultury jest źródłem silnych nieraz prze-

żyć wewnętrznych, estetycznych, etycznych, przeżyć tym silniejszych, im pełniej potrafi się go odczytać. Dlatego też przeżycia te są funkcją wiedzy związanej z określonym systemem poglądów i tradycji kulturowych, określających łącznie system wartości, a więc i skalę odczuwań.

Metody i techniki pomiaru oddziaływań środowiska przyrodniczego na stan zdrowia oraz kondycję psychofizyczną populacji ludzkich nie są jeszcze w pełni opracowane. Mamy duże osiągnięcia w tej dziedzinie, lecz jedynie w dość wąskim zakresie bioklimatologii i biotoksykologii. Są podejmowane interesujące próby określania bioterapeutycznych właściwości różnych typów środowiska przyrodniczego, lecz nie wyszły one jeszcze poza studia jakościowo-porównawcze. Niemniej potrafimy już ocenić zdrowotność środowiska, rozumianą jako relację między negatywnymi i pozytywnymi oddziaływaniami poszczególnych komponentów tworzących to środowisko (klimatu, podłoża, rzeźby, roślinności, gleb i świata zwierzęcego). Potrafimy również określić relacje między potrzebami społecznymi w dziedzinie zdrowia a określoną rzeczywistością przyrodniczą. Do tego celu służą różnego rodzaju indeksy („Vitality Index”, „Regenerative Index”, „Index of Environmental Quality” itp.). Istotną trudnością w uściśleniu metod pomiaru są niedomogi statystyki zachorowalności, związane z trudnością kwalifikacji przyczyn chorób. Wiemy, że na przykład zachorowalność na choroby alergiczne jest ponad dziesięciokrotnie większa w środowisku zanieczyszczonym niż czystym, że w czasie przejścia frontów umieralność wzrasta o 26%, lecz nie wiemy co jest tego przyczyną. A może synergiczne działanie warunków życia, pracy i przyrody? Do tego dochodzi jeszcze niechęć środowiska lekarskiego do wyjścia poza sferę leczenia. Tam gdzie tej niechęci nie ma, osiągnięcia w omawianej dziedzinie są znaczne. Wyrazem tego są ciekawie opracowane rekomendacje metodyczne oceny wpływu środowiska na zdrowie, opublikowane ostatnio przez RWPG, autorstwa Kaznaczejewa i Prieobrażenskigo (1988).

Pomiar interrelacji typu ludycznego jest stosunkowo łatwy do wykonania, zarówno w ujęciu jakościowym, jak i ilościowym. Natomiast określenie zasięgu i skutków relacji kulturowych wymaga jeszcze opracowania. Być może, przydatne w tym przypadku będą techniki i metody stosowane w badaniach socjologicznych i psychologiczno-społecznych. Należałoby to jeszcze sprawdzić.

W stosunku do omawianych relacji podsystemu socjoekologicznego występuje paradoksalna sytuacja, gdyż zależności te znacznie łatwiej zmierzyć, niż je ocenić. Dotyczy to przede wszystkim zdrowia. Można wprawdzie przyjąć dowolne, arbitralne kryteria ocen, na przykład częstość wizyt u lekarzy, liczbę dni zwolnień chorobowych itp., lecz nie oddadzą one istoty rzeczy, jakim jest wewnętrzne samopoczucie, a ściślej biorąc — suma wewnętrznych przekonań charakterystyczna dla danej populacji. Oczywiście, zdrowie jest wartością, lecz wartością odczuwaną

i pożądaną głównie przez tych, którzy je stracili. Dla ludzi zdrowych jest jedną z wielu wartości, wśród których wcale nie zajmuje pierwszego miejsca. Zobiektywizowane nawet oceny wpływu środowiska na zdrowie są również arbitralne. Społeczności bowiem mogą preferować środowiska niezdrowe, chociażby ze względu na inne wartości, które w nich się kryją. Zróznicowanie potrzeb, postaw i zachowań społecznych, wpływ nawyków kulturowych czy mody, dodatkowo utrudnia tworzenie systemów ocen o charakterze ogólnym. Jedynie w konkretnych, lokalnych badaniach można uzyskać system ocen, lecz jego wartość będzie ograniczona.

Jeśli chodzi o oceny interrelacji kulturowych i ludycznych, to są one możliwe do opracowania, lecz jedynie jako układy jakościowe, zarówno arbitralne, jak i porównawcze. Wymaga to jednak zastosowania technik ankietowych, do których geografowie nie są przyzwyczajeni.

2.2.4.3. Analiza i ocena podsystemu gospodarczego

Relacje: „środowisko przyrodnicze — system gospodarowania” i „środowisko przyrodnicze — efekty gospodarowania” stanowią obiekt zainteresowań wielu dziedzin nauki i praktyki. Dlatego też, zarówno założenia podstawowe, jak i metody i techniki pomiarów i ocen są dobrze opracowane i poznane. Nie oznacza to, że wszystko w tej dziedzinie zostało już powiedziane i nie ma tam nic nowego do zrobienia. Przeciwnie, wiele jeszcze ważnych spraw czeka na rozwiązanie. Wynika to przede wszystkim z wielofunkcyjnego charakteru gospodarczych układów przyrodniczo-przestrzennych, wymagającego kompleksowych badań i ocen, podczas gdy, jak dotąd przeważały badania wąskospecjalistyczne. Zamykają się one w swoich metodach jak orzech w łupinie, nie respektując faktu, iż poza nimi jest inna rzeczywistość. Inne sposoby ujmowania, inne metody i techniki stosują nauki rolnicze, inne — leśne, inne — zajmujące się gospodarką wodną czy też np. osadnictwem. Trafnie to sformułowała B. Brown (1974): „Specjalności rozmnożyły się jak króliki, wszystkie — jak króliki oznaczyły swe terytoria, aby nikt ich nie skalał, próbując mówić poprzez granice” (str. 11). Dlatego właśnie każda właściwie forma użytkowania ziemi ma swoje metody i techniki badawcze, własne systemy wartości, wychwytyjące drobiazgi, a gubiące istotne walory tkwiące w środowisku. Istnieje ekonomika rolna, ekonomika leśna, ekonomika turystyki, lecz nie ma ekonomiki środowiska jako całości. W rezultacie nie potrafimy ocenić, czy gospodarujemy środowiskiem dobrze, czy źle i dopiero ewidentne szkody wskazują nam, że popełniliśmy błąd.

Każda forma użytkowania przestrzeni przyrodniczej ma swój wyraz produkcyjny, powierzchniowy i ekonomiczny. Są to odniesienia, w ramach których można niezależnie rozpatrywać interakcje „gospodarka—

—przyroda”, można również próbować stworzyć model wspólny, łączący te trzy kierunki.

Kierunek produkcyjny jest spośród wymienionych ujęć najpopularniejszy. Jest on dość powszechnie stosowany w większości badań geograficzno-gospodarczych, jak również — w ujęciu gałęziowym — w naukach szczegółowych, wyspecjalizowanych. Cechą wyróżniającą tego ujęcia jest przedstawianie wyników w postaci bilansów typu „nakładów—wyników”, w których miarą są różnego rodzaju jednostki masy i energii (a więc — jednostki materialne), rzadziej jednostki umowne, ułatwiające sprowadzanie efektów do wspólnego mianownika. Ponieważ zmienne środowiska przyrodniczego są najczęściej opisywane również w jednostkach tego samego typu, istnieje realna możliwość tworzenia jednolitych bilansów „produkcji—konsumpcji—destrukcji” dla gospodarki ludzkiej i dla przyrody. Szczególnie obiecujące wydaje się ujęcie energetyczne tego typu bilansów, gdyż można wówczas wprowadzić do nich parametry społeczne w znacznie szerszym stopniu niż to byłoby możliwe wówczas, gdy masę traktować będziemy jako podstawową jednostkę pomiaru.

Kierunek powierzchniowy, inaczej — zasobowy, traktuje zagadnienie „gospodarka—przyroda” w zupełnie inny sposób. Przedmiotem zainteresowania nie są w tym przypadku materialne efekty interakcji jako takie, lecz relacje między zasobami a możliwościami ich wykorzystania w określonych warunkach technicznych, społecznych, kulturowych itp. Jest to właściwie gra rynkowa, w której mamy oferenta towaru (środowisko przyrodnicze) i kupca (społeczeństwo), a ściślej biorąc — jego możliwości nabywcze. Bilanse, będące wynikiem badań, winny być ujmowane w kategoriach: „potrzeby—możliwości—zasoby”, a nie — jak poprzednio — jako „nakłady—wyniki”. Miary w tym przypadku mają charakter miar prakseologicznych, które można wyrazić zarówno w jednostkach fizycznych (pracy, mocy), jak i innych. Kierunek ten, od niedawna dopiero rozwijany, zwłaszcza w Niemczech, mieć może istotne znaczenie zarówno przy ocenie racjonalności gospodarowania zasobami przyrody, jak i w optymalizacji polityki przestrzennej.

Kierunek ekonomiczny, u którego źródeł tkwi pojęcie wartości ekonomicznej (różnie zresztą rozumianej), rozwija się obecnie bujnie na całym bez mała świecie (niestety, z wyjątkiem Polski). Mimo bardzo nieraz sofistycznych form, ogranicza się on właściwie do dwóch zagadnień: ekonomicznej efektywności przedsięwzięć służących ochronie środowiska i ekonomicznych bilansów „kosztów—korzyści” z punktu widzenia określonych podmiotów gospodarowania. Dopiero w ostatnich dziesięciu latach dały się zauważyć wyraźne tendencje do bardziej wszechstronnego ujmowania zjawisk; zarówno na Wschodzie jak i na Zachodzie powstały interesujące próby stworzenia kompleksowego rachunku ekonomiczno-ekologicznego efektywności gospodarowania środo-

wiskiem; próby bilansowania strat ekonomicznych i pozaekonomicznych spowodowanych przez degradację i niewłaściwe użytkowanie zasobów w ujęciu ponadresortowym itp. Jest to zjawisko obiecujące, gdyż bez umiejętności i nawyków szerokiego, ekonomicznego spojrzenia na istotę interakcji „człowiek—środowisko” wszelkie nasze akcje na rzecz poprawy stanu środowiska będą mało efektywne. Paradoksalna sytuacja panuje w tej dziedzinie w Polsce. Nasi ekonomiści, mimo najlepszej woli, nie potrafią jakoś wyzwolić się z pęt werbalizmu, nie potrafią przekroczyć zaczarowanej granicy renty różniczkowej (czy środowiskowej). Doszło do tego, że pierwszy u nas rachunek globalny strat ekonomicznych z tytułu skażeń i zniszczeń środowiska zrobił nieekonomista. No bo ktoś to wreszcie musiał zrobić. A obok, w ZSSR, Niemczech, Czecho-Słowacji, Bułgarii, nie mówiąc już o odleglejszych Stanach Zjednoczonych A.P., powstają coraz to nowe koncepcje, zaostrzają się spory naukowe, wydaje się tysiące prac nieraz o rzeczywiście dużej wartości, a u nas „słowa, słowa, słowa...”

Metody i techniki pomiaru interakcji „gospodarka—środowisko” są bardzo zróżnicowane, dostosowane do konkretnych potrzeb poszczególnych działów gospodarki. Ich przegląd — jeśli chodzi o podejścia stosowane w naszym kraju — przedstawili w swej pracy Hopfer, Cymerman i Nowak (1982). Najistotniejszą kwestią jest w tym przypadku dobór elementów, które winny być w systemie pomiaru i interpretacji uwzględniane. Zbyt szeroki zakres informacji o środowisku utrudnia ich przetworzenie i powoduje powstawanie refundacji i różnego rodzaju „szumów” uniemożliwiających niekiedy jakąkolwiek rozsądną interpretację, zbyt wąski zaś — prowadzi do formułowania wniosków oczywistych, nie wymagających udowodnienia.

Istnieją dwa sposoby podejścia do zagadnienia: analityczny, polegający na gromadzeniu banku danych o wszystkich, istotnych z określonego punktu widzenia, zmiennych podstawowych, i kompleksujący, w którym bierze się pod uwagę przede wszystkim te elementy czy zmienne, które charakteryzują się nadinformatywnością, a tym samym największą mocą wyjaśniającą. Przykładem pierwszego podejścia może być np. system „Bigleb”, czy też zalecany w byłych krajach RWPG system „Informoos”, drugiego zaś — różnego typu ujęcia indykacyjne, zwłaszcza — fitoindykacyjne. Każde z nich ma swoje zalety i wady. Ujęcie analityczne daje dokładne informacje szczegółowe, lecz gubi przy tym integrony systemowe. Utrwala ponadto dysjunktywny sposób widzenia środowiska i gospodarki, pogłębiając w ten sposób rozdział funkcjonalny. Wiadomo, iż jeśli rozdział taki raz nastąpi, to wszelkie siły działać będą nie w kierunku jego złagodzenia, lecz usztywnienia (dotyczy to zresztą wszystkich układów złożonych, zarówno środowiska, jak i gospodarki, czy też organizacji życia społecznego). Tylko rewolucja może przełamać istniejące podziały i taka właśnie rewolucja zachodzi obecnie w sposobie

patrzenia na środowisko i jego zasoby. Forpocztą tej rewolucji są właśnie ujęcia indykacyjne, oraz — w sferze ekonomicznej — efektywnościowe bilanse ekologiczno-ekonomiczne.

Ujęcia kompleksujące mimo bezsprzecznych zalet mają również swoje ograniczenia. Wynikają one głównie z dwóch przyczyn: podstawowej — jaką jest niedostatek wiedzy o wzajemnych związkach, jakie występują pomiędzy poszczególnymi zmiennymi i o kierunkach przemian, jakim zmienne te mogą ulec pod wpływem takich czy innych interakcji oraz z faktu, iż zasięg nadinformatywności jest jednak ograniczony. Poprzez rośliny — na przykład — możemy określić tylko te zmienne, które są dla nich ekologicznie istotne. Pozostałe zaś — siłą rzeczy — znajdują się poza sferą możliwości determinacyjnej. Sytuację komplikuje ponadto nieokreśloność niektórych pojęć. O ile na przykład pojęcie kosztów jest ekonomicznie wymierne i jasno sprecyzowane, to „korzyści” do dziś nie mają jeszcze dostatecznie jasno sprecyzowanej definicji (a raczej mają ich bardzo dużo, przy czym każda z nich nie jest wiele warta). Czy można więc w takiej sytuacji stosować obiektywne rachunki typu „costs-benefits”? Wydaje się, że tak. Wskazują na to interesujące osiągnięcia uczonych zarówno amerykańskich (np. Leontiefa (1970); Kneese'a (1977) i in.), radzieckich (np. Tupycja (1980); Gurmana i Moskalenki (1980); Szalabina (1983) i in.) i innych krajów, oraz specjalistów skupionych w IIASA).

Ocenianie skutków interrelacji między zasobami a gospodarką jest pozornie proste. Mamy odpowiednie miary, znamy potrzeby społeczne i techniczne możliwości ich zaspokajania, dysponujemy bilansem zasobów, nic więc nie stoi na przeszkodzie w tworzeniu odpowiednich systemów waloryzacyjnych. W rzeczywistości jednak każdy z opracowanych dotąd systemów jest kaleki. Przyczyną tego jest przede wszystkim dysjunktywność w widzeniu układu przestrzennego. Wystarczy przeanalizować dogłębniej dowolny plan przestrzennego zagospodarowania, dowolne opracowanie fizjograficzne, aby się przekonać, że jest to właściwie rozpisana w przestrzeni suma wartości cząstkowych, niejednokrotnie wzajemnie się wykluczających. Region zaś — jest sumą tych wartości. Oddzielne widzenie świata, rzeczywistości przyrodniczo-gospodarczej, traktowanie jej jako zbioru zmiennych niezależnych, a nie jako jedności, legło u podstaw większości błędów przestrzennych, jakie popełniliśmy i popełniamy nadal. Stymuluje to ponadto rozwój analitycznych technik ocenowych — oceniania maksymalnej liczby zmiennych, z nadzieją, że w ten sposób uzyska się ocenę całościową. Dobitym przykładem tego rodzaju rozumowania jest praca Cantera i Hilla (1979) zawierająca około 300 ocen szczegółowych, z których jednakże — jeśli je zastosujemy w terenie — nic nie wynika. Ciągłe jakoś nie potrafimy uświadomić sobie, że oceny cząstkowe (pojedynczych składników przyrody czy ludzkiej działalności) są niesumowalne. Można je natomiast spożytkować we wszelkiego rodzaju modelowaniu systemów działania

typu „if-then”. Zamiłowanie do technik sumacyjnych — których patologicznym przykładem jest tak zwana bonitacja cyfrowa — powinno jak najszybciej zostać przewyżnione. Odnosi się to nie tylko do ocen dotyczących zagospodarowania środowiska, lecz — w większym nawet zakresie — do ocen ekonomicznych.

2.2.4.4. Założenia systemu prognostycznego

Podstawowe założenia systemu prognostycznego interrelacji „człowiek—gospodarka—przyroda” znajdują się dopiero w trakcie formułowania. O ile omówione uprzednio podsystemy zostały już — w mniejszym lub większym stopniu — poddane weryfikacji w konkretnej rzeczywistości, a ich podstawy — przedyskutowane w szerokim gronie specjalistów, to w odniesieniu do prognostycznego — takiej weryfikacji jeszcze nie było. Jest to temat, który będzie rozwijany w najbliższych latach. Dlatego też informacje zamieszczone w tym podrozdziale mają charakter wstępny i dotyczyć będą jedynie wybranych problemów.

Jak wiadomo, prawdziwość prognozy jest odwrotnie proporcjonalna do odległości w czasie. Im większa odległość, tym mniejsze prawdopodobieństwo samospełnienia się prognozy. O ile jednak wiarygodność prognozy całego układu jest niewielka i stosunkowo szybko zbliża się do zera, to istnieją również elementy struktury o znacznej trwałości i prognoza ich zachowania może być — w pewnym stopniu — wydedukowana, z dużym stopniem prawdopodobieństwa. Istnieje zatem sekwencja prawdopodobieństw zachowania się w przyszłości, zarówno składowych systemu, jak i różnych systemów przestrzennych (punktem odniesienia jest w tym przypadku stała prawdopodobieństwa, np. 0,5, 0,7, czy 0,9). Daje to podstawy klasyfikacji systemów i ich składowych z punktu widzenia ich względnej trwałości.

Jednakże w omawianych badaniach nie predykcja procesów stochastycznych jest celem, nie jest nim też przewidywanie zachowań MENTS w określonym z góry czasie. Celem jest natomiast konstrukcja scenariuszy przebiegu zdarzeń przy a priori założonym stanie finalnym. Nie konstruujemy więc modeli przyszłości, lecz niejako rekonstruujemy tę przyszłość, idąc od założonego stanu ku dniom dzisiejszym. Postępujemy więc nie od wiadomego do niewiadomego, tak jak to się częstokroć robi, lecz od wiadomego do wiadomego poprzez mniej lub bardziej nieznanne etapy pośrednie. Zmniejsza to znacznie pole nieoznaczoności, a z drugiej strony eliminuje wiele metod i technik przewidywania o wątpliwej wartości, takich jak chociażby ekstrapolacja kierunków. Pod względem metodycznym, scenariusze te, w swej istocie będące modelami symulacyjnymi, bazować będą na teorii gier i jej systemowych modyfikacjach.

LITERATURA

- Achaminow A. D., 1980, *Izuczenije izmienenii w prirodnych kompleksach pod wozdiejstwijem sielskiego choziajstwa*, (w:) T. G. Runowa (red.), *Izuczenije i ocienka wozdiejstwija czelowieka na prirodu*, Izd. AN SSSR, Moskwa, 122—133.
- Armand D. L., 1983, *Geograficzeskaja srieda i racjonalnoje izpolzowanije prirodnych riesursow*, Nauka, Moskwa.
- Arrow K. J., 1951, *Choice and Individual Value*, New York, J. Wiley & Sons Publ.
- Bartkowski T., 1974, *Zastosowanie geografii fizycznej*, Wyd. UAM, Poznań.
— 1977, *Metody badan geografii fizycznej*, PWN, Warszawa—Poznań.
- Benedict R., 1934, *Patterns of Culture*, Cambridge, Mass., Riverside Press, (tłumaczenie polskie: *Wzory kultury*, PWN, 1966, Warszawa).
- Bertalanffy L. von, 1973, *General System Theory. Foundations, Development, Applications*, New York, G. Braziller (tłumaczenie polskie: *Ogólna teoria systemów. Podstawy, rozwój, zastosowanie*, PWN, 1984, Warszawa).
- Bian-Youshang, 1987, *Calculation, analysis and research on input-output rates of artificial supplementary energy in Liu Min Ying eco-agrosystem*, (w:) *Papers of International Symposium on Urban-Periurban Ecosystems Research and its Applications to Planning and Development*, Beijing, 1—20.
- Bick H. (ed.), 1984, *Angewandte Ökologie, Mensch und Umwelt*, 1—2, Stuttgart—New York, G. Fischer Verl.
- Biswas M. R., Biswas A. K. (eds.), 1979, *Food, Climate and Man*, J. Wiley & Sons Publ., New York—Ottawa (tłumaczenie polskie: *Przyroda, żywność, człowiek*, PWN, 1983, Warszawa).
- Bojarski W., 1988, *Koncepcja badan nad zharmonizowanym rozwojem społeczno-gospodarczym z poszanowaniem dóbr przyrody*, (w:) *Problemy rozwoju społeczno-gospodarczego z poszanowaniem dóbr przyrody*, Biul. Komit. Inż. Srod. PAN, 3, 9—45.
- Borys T., 1980, *Elementy teorii jakości*, PWN, Warszawa.
- Brown B., 1974, *New Mind, New Body*, Harper & Row Publ., New York.
- Brozi K. J., 1989, *Antropologia wartości. Ujęcie metodologiczne*, Wyd. UMCS, Lublin.
- Brubaker S., 1972, *The Live on Earth. Man and His Environment in Perspective*, J. Hopkins Press, New York (tłumaczenie polskie: *Aby żyć na ziemi. Człowiek i środowisko dziś i w przyszłości*, PWE, 1976, Warszawa).
- Buček A., Lacina J., 1981, *Problematika hodnoceni krajiny na zákláde diferenciácie biotické slozky*, (w:) *Metody aplikovane v podboru peče o zivotni prostredi*, Nakl. Dum Techniky ČSVTS, Praha, 123—160.
- Burmatowa O. P., 1983, *Optimizacija prostranstwiennoj struktury TPK. Ekologiczeskij aspekt*, Nauka, Nowosybirsk.
- Blinskaja E. T., Timofiejew D. A., Firsenkowa W. M., 1980, *Izuczenije antropogiennych wozdiejstwii na rielief*, (w:) T. G. Runowa (red.)

- Izuczenije i ocienka wozdejstwija czelowieka na prirodu*, Izd. AN SSSR, Moskwa, 134—150.
- Canter L. W., Hill L. G., 1979, *Handbook of Variables for Environmental Impact Assessment*, Ann Arbor, Ann Arbor Sci. Publ. Michigan, USA.
- Chmielewski S., 1980, *Zmiany środowiska geograficznego w strefie oddziaływania wielkiego miasta*, Dokum. Geogr., 1.
- Collier B. D., Cox G. W., Johnson A. W., Miller P. C., 1973, *Dynamic Ecology*, Englewood Cliff, New Jersey, Prentice Hall Inc. (tłumaczenie polskie: *Ekologia dynamiczna*, PWRiL, 1978, Warszawa).
- Cumberland J., 1966, *A regional Interindustry Model for Analysis of Development Objectives*, Pap. Reg. Sci. Ass. 17.
- Daly H. E., 1968, *An Economics as a Life Sciences*, J. Polit. Econ. 76, 6—24.
- Dee N., 1973, *An Environmental Evaluation System (EES) for Water Resources Planning*, (w:) M. Redding (ed.) *Aesthetics in Environmental Planning*, US Environmental Protection Agency, Washigton, 16—42.
- Epstein S., 1990, *Wartości z perspektywy poznawczo-przeżyciowej teorii „ja”*, (w:) J. Reykowski, N. Eisenberg, E. Staub (red.) *Indywidualne i społeczne wyznaczniki wartościowania*, Ossolineum, Wrocław—Warszawa—Kraków—Gdańsk—Łódź, 11—32.
- Erickson P. A., 1979, *Environmental Impact Assessment. Principles and Applications*, Academic Press, New York.
- Faliński J. B., 1975, *Anthropogenic Changes of the Vegetation of Poland*, Phytocoenosis, 4, 2, 97—116.
- Findeisen W. (red.), 1985, *Analiza systemowa — podstawy i metodologia*, PWN, Warszawa.
- Furley P. A., Newey W., Kirby R. P., Hotson J. McG., 1983, *Geography of the Biosphere. An Introduction to the Nature, Distribution and Evolution of the World's Life Zones*, Norwich, Butterworths.
- Gołaszewska M., 1990, *Istota i istnienie wartości*, PWN, Warszawa.
- Gołąb A., Reykowski J., 1983, *Studia nad rozwojem standardów ewaluacyjnych. Zmiany w motywacji zachowań prospołecznych*, Ossolineum, Wrocław—Warszawa—Kraków—Gdańsk—Łódź.
- Górka K., Poskrobko B., 1987, *Ekonomika ochrony środowiska*, PWE, Warszawa.
- Gribbin J. R. (ed.), 1978, *Climatic Change*, Cambridge Univ. Press, London—New York.
- Gribbin J. R., 1979, *Forecasting the Forces of Nature*, (w:) T. Whistonled (ed.), *The Use and Abuses of Forecasting*, McMillan, London.
- Gurman W. I., Moskalenko A. I. (red.), 1980, *Optimalnoje uprawlenie prirodno-ekonomiczeskimi sistiemami*, Nauka, Moskwa.
- Habr J., Veprek J., 1973, *Systemova analiza a synteza (moderni pristup k rizeni a rozhodovani)*, Nakl. Techn. Literatry, Praha (tłumaczenie polskie: *Systemowa analiza i synteza. Nowoczesne podejście do zarządzania i podejmowania decyzji*, PWE, 1976, Warszawa).
- Hagget P., 1975, *Geography: A modern Synthesis*, Harper Int. Ed., New York—London.
- Hopfer A., Cymerman R., Nowak A., 1982, *Ocena i waloryzacja gruntów wiejskich*, PWRiL, Warszawa.
- Informacjonnyj Biuletień tiemy I. 3 SEW*, 1—16, 1976—1990, Izd. Inst. Geogr. CSAN—SEW, Brno—Moskwa.
- Isard W., 1972, *Ecologic — Economic analysis for regional development*, Academic Press, New York.

- Kacprzyński B., 1979, *Rozwój regionalny a środowisko człowieka. Ujęcie ilościowe*, Studia KPZK PAN 71.
- Kaznaczejew W. P., Prieobrażenskij W. S., 1988, *Ekologia człowieka — osnownyje problemy*, Nauka, Moskwa.
- Klaasen L. H., Paelinck J. H. P., Wagenaar S., 1979, *Spatial systems. Netherlands Econ. Inst. Press, Rotterdam* (tłumaczenie polskie: Systemy przestrzenne, PWN, 1982, Warszawa).
- Klir G. J. (ed.), 1972, *Trends in General Systems Theory*, Wiley & Sons, New York (tłumaczenie polskie: *Ogólna teoria systemów. Tendencje rozwojowe*, Wyd. N-T, 1976, Warszawa).
- Kneese A. V., 1977, *Economics and the Environment*, Penguin Publ., New York.
- Kolpiński J., 1980, *Systemy przestrzenne jako środowisko człowieka*, Studia KPZK PAN, 73.
- Kostrowicki A. S. (red.), 1981, *Wybrane zagadnienia teorii metod oceny oddziaływania człowieka na środowisko*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 139.
- Kostrowicki A. S., Plit J., Solon J., 1988, *Przekształcenia środowiska geograficznego*, (w:) *Studia geoekologiczne rejonu jezior wigierskich*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 147, 108—115.
- Kowda W. A., 1975, *Biogeochemiczne cykli w przyrodzie i ich naruszenie człowiekowi*, Nauka, Moskwa.
- Kozielecki J., 1975, *Psychologiczna teoria decyzji*, PWN, Warszawa.
- Kunicki-Goldfinger W. J. H., 1984, *Redukcjonizm w biologii: biologia a nauki ścisłe i społeczne*, (w:) S. Nowak (red.), *Wizje człowieka i społeczeństwa w teoriach i badaniach naukowych*, PWN, Warszawa, s. 215—228.
- 1980, *Szukanie możliwości. Ewolucja jako gra przypadków i ograniczeń*, PWN, Warszawa.
- Kuramszin W. J., 1988, *Wiedzenie choziajstwa w riekrieacjonnych lesach*, Agropromizdat, Moskwa.
- Lamb H. H., 1977, *Climate: Present, Past and Future, 2, Climatic History and the Future*, Barnes & Noble, London—New York.
- Leontief W. W., 1970, *Environmental Repercussions and the Economic Structure. An input-output Approach*. Rev. Econ. Statis. 52, 6—36.
- Leszczyński K., 1985, *Rachunek ekonomiczny i jego zastosowanie w dziedzinie ochrony środowiska*, (w:) A. Ginbert-Gebert (red.), *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, Ossolineum, Wrocław—Warszawa—Kraków—Gdańsk—Łódź, 91—138.
- Łustacz E., 1981, *Potrzeby — użyteczność — zadowolenie w teorii ekonomii*, PWN, Warszawa.
- Margenau U., 1959, *The Scientific Basis of Value Theory*, (w:) A. H. Maslow (ed.) *New Knowledge in Human Values*, Harper Inc., New York, 37—87.
- Maslow A. H. (ed.), 1959, *New Knowledge in Human Values*, Harper Inc., New York.
- Mika S., 1987, *Psychologia społeczna*, PWN, Warszawa.
- Misztal M., 1980, *Problematyka wartości w socjologii*, PWN, Warszawa.
- Mojisiejew N., Aleksandrow W. W., Tarke A. M., 1985, *Człowiek i biosfera. Opyt sistiemnogo analiza i ekspierimenty s modelami*, Nauka, Moskwa.
- Muchina L. I., 1973, *Principy i metody technologiczskiej ocienki prirodných kompleksow*, Nauka, Moskwa.
- Neef E., 1967, *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*, VEG G. Fischer Verl., Gotha-Leipzig.
- Nie wiadomski W., 1979, *Ekologiczne skutki intensyfikacji rolnictwa*, (w:) *Ochrona środowiska w rolnictwie*, Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 228, 9—28.

- Nijkamp P., 1984, *Economic and Ecological Models. A Quantitative Multidimensional View*, (w:) A. M. Jansson (ed.) *Integration of Economy and Ecology*, Univ. Press, Stockholm, s. 167—184.
- Nowak S. (red.), 1984, *Wizje człowieka i społeczeństwa w teoriach i badaniach naukowych*, PWN, Warszawa.
- Nowicki A. (red.), 1985, *Filozofia przestrzeni*, Wyd. UMCS, Lublin.
- Odum E. P., Reichhoff J., 1980, *Oekologie*, E. Ulmer Verl., München—Basel—Wien.
- Oleś P., 1989, *Wartościowanie a osobowość. Psychologiczne badania empiryczne*, Wyd. KUL, Lublin.
- Pianka E. R., 1974, *Evolutionary Ecology*, Harper & Row. Publ., New York—Evanston—San Francisco—London, (tłumaczenie polskie: *Ekologia ewolucyjna*, PWN, 1981, Warszawa).
- Pickering M., 1978, *Formula for the needs of man and nature*, New Scient., 77, 1085, s. 81—86.
- Piontek F., 1988, *Ocena wartości ekonomicznej strat spowodowanych brakiem skutecznej ochrony powietrza w woj. katowickim*, (w:) *Problemy rozwoju społeczno-gospodarczego z poszanowaniem dóbr przyrody*, Biul. Komit. Inż. Srod. PAN, 3, 117—134.
- Prandecka B., 1983, *Nauki ekonomiczne a środowisko przyrodnicze*, PWE, Warszawa.
- Prigogine I., Stengers I., 1984, *Order out of chaos. Man's new dialogue with nature*, J Wiley & Sons, New York (tłumaczenie polskie: *Z chaosu ku porządkowi. Nowy dialog człowieka z przyrodą*, PIW, 1990, Warszawa).
- Richling A., 1982, *Metody badań kompleksowej geografii fizycznej*, PWN, Warszawa.
- Rosnay J. de, 1975, *Le Macroscop. Vers une vision globale*, Ed. du Seuil (tłumaczenie polskie: *Makroskop, próba wizji globalnej*, PIW, 1982, Warszawa).
- Runowa T. G. (red.), 1988, *Ocienka i prognoz prirodopolzowanija w razwitii riegionow*, Izd. An SSSR, Moskwa.
- Ryszkowski L., Luty W. (red.), 1983, *Rolnictwo ekologiczne*, Wyd. Zakł. Biol. Roln. i Leśnej PAN, Poznań.
- Soczawa W. B., 1978, *Wwiedienije w uczenije o gieosystemach*, Nauka, Nowosybirsk.
- Solińska-Górnicka B., 1973, *Przyrodnicza waloryzacja terenów na potrzeby rekreacyjnego zagospodarowania Kotliny Warszawskiej*, Biul. Inst. Urb. Arch. 32, 45—56.
- Sołowiej D., 1987, *Podstawy metodyki oceny środowiska przyrodniczego człowieka*, Wyd. UAM, Poznań.
- Stugren B., 1972, *Grundlagen der allgemeine Oekologie*, VEB G. Fischer Verl., Jena (tłumaczenie polskie: *Zasady ekologii ogólnej*, PWN, 1976, Warszawa).
- Symonowicz A., 1985, *Straty z tytułu degradacji środowiska, ich charakterystyka i próba szacunku*, (w:) A. Ginsbert-Gebert (red.), *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, Ossolineum, Wrocław—Warszawa—Kraków—Gdańsk—Łódź, 169 - 192.
- Szabalin T. W., 1983, *Ekonomiczeskije woprosy ochrany prirody w riegionie*, Izd. Leningr. Uniw., Leningrad.
- Trojan P., 1975, *Ekologia ogólna*, PWN, Warszawa.
- Tuan Yi-Fu, 1977, *Space and Place, the perspective of experience*, Univ. Minnesota Press, Minneapolis, USA (tłumaczenie polskie: *Przestrzeń i miejsce*, PIW, 1987, Warszawa).
- Tupycja J. A., 1980, *Ekotogo-ekonomiczeskaja effiektiwnost prirodopolzowanija*, Nauka, Moskwa.
- Voraček V., Priebrażenskij W. S. (red.) 1985, *Ocienka wlijanija cho-*

- ziajstwa na przyrodę. Wozdziejstwie — izmienie — posliedstwija. Miedzunarodnaja monografia, 1, 2, Izd. Geogr. Inst. CS AN, Brno.
- Wawrzyńczak R., 1981, *O ocenach i ocenianiu*, *Prakseologia* 3 (79), 5—14.
- 1983, *O ocenianiu i pewnych problemach aksjologicznych (prakseologiczny punkt widzenia)*, *Prakseologia*, 1—2 (85—86), 3—34.
- Weinberg G. M., 1975, *An Introduction to General Systems Thinking*, J. Wiley & Sons, New York (tłumaczenie polskie: *Myślenie systemowe*, Wyd. Nauk.-Techn., 1979, Warszawa).
- Werner G. (red.), 1977, *Umweltindikatoren als Planungsinstrumente*. Beitr. Umweltgest. 11, E. Schmidt Verl., Darmstadt.
- Wojciechowski K. H., 1986, *Problemy percepcji i oceny estetycznej krajobrazu*, Wyd. UMCS, Lublin.

ZAŁĄCZNIK

WYBÓR PRZYKŁADOWYCH METOD OCENY INTERAKCJI W SYSTEMIE „CZŁOWIEK—SPOŁECZEŃSTWO”

WSTĘP

W załączniku przedstawiono jedynie 20 metod (spośród 448 analizowanych), służących bezpośredniej lub pośredniej ocenie wzajemnych związków między człowiekiem a jego środowiskiem materialnym. Przy wyborze prezentowanych metod kierowano się dwoma względami: typowością ujęcia, to znaczy odwzorowaniem podstawowych kierunków aksjologicznych, stosowanych na świecie w ostatnim dwudziestoleciu i ewentualną użytecznością w warunkach polskich.

W zbiorze tym pominięto opis metod i technik ocennych, opracowanych w Polsce lub też w naszym kraju szeroko stosowanych, wychodząc z założenia, iż dostęp do nich jest stosunkowo łatwy. Pominięto również metody i techniki nie przydatne w naszych warunkach fizycznogeograficznych (np. odnoszące się do strefy tropikalnej) lub też opublikowane w ogólnodostępnych, podstawowych czasopismach geograficznych. Uwzględniono natomiast kilka ujęć systemowych (typu „input-output”) ze względu na ich ogólnometodyczne i ogólnopoznawcze znaczenie.

Opis poszczególnych metod został podany w kolejności alfabetycznej nazwisk autorów. Ma on charakter ujednolicony, zawiera kolejno:

- A — syntetyczną nazwę oceny,
- B — nazwisko autora oraz dane bibliograficzne,
- C — kod klasyfikacyjny metody (patrz rozdz. 1.2.2.),
- D — charakterystykę opisową metody,
- E — uwagi autora niniejszego opracowania o danej metodzie.

Opis metod został wykonany przez M. Lityńskiego, z wyjątkiem odnoszących się do estetycznej oceny środowiska, które in extenso przyjęto z pracy K. H. Wojciechowskiego (1986), jak też punktu C, to jest klasyfikacji typologicznej, opracowanej przeze mnie.

A. Ocena poziomu stabilności krajobrazu

B. Buček A., Lacina J., 1981, *Problematika hodnoceni krajiny na základe diferenciacie biotické složky*, (w:) *Metody aplikované v podboru péce o zivotni prostredi*, Nakl. Dum Techniky ČSVTS, Praha, 123—160.

Lacina J., 1986, *Biogeograficke podklady pro ochranu a tvorbu krajiny na prikladu okresu Blansko*, Autoreferat kandid. disertace, Brno, 1—28.

C. A-1/B-1/G-2.3/H-1.3.3.

D. Metoda opracowana w CSRS. Punktem wyjścia jest ocena biotycznego stanu badanego regionu na podstawie typologii geobiocenoz, występujących w krajobrazie i ocena wpływów antropogenicznych.

Dla ekologicznej stabilności krajobrazu największe znaczenie posiadają trwałe typy roślinności aktualnej. Wskaźnik trwałej roślinności to stosunek tejże do powierzchni pól i zabudowań:

$$K_{TV} = \frac{\text{łąki i pastwiska + ogrody i sady + lasy}}{\text{pola + pow. zabudowana}}; \quad (1)$$

Optymalizację wykazuje się przy użyciu skali częściostopniowej (0—5 pkt), którą ocenia się następujące funkcje:

- 0 — produkcja gleby,
- 1 — produkcja leśna,
- 2 — funkcja wodnogospodarcza,
- 3 — funkcja glebochronna,
- 4 — funkcja biologiczna,
- 5 — stabilizująca krajobraz.

Ocenę wpływów antropogenicznych przeprowadzają autorzy według następującego wzoru:

$$K_{Aov} = \frac{I + II + III + IV + V}{VI + VII + VIII + IX + X}; \quad (2)$$

gdzie:

- I — roślinność nienaruszona,
- II — lekko naruszona,
- III — naturalna,
- IV — bliska naturalności,
- V — częściowo naturalna,
- VI — warunkowo naturalna,
- VII — mało naturalna,
- VIII — oddalona od naturalności,
- IX — nienaturalna,
- X — całkowicie zmieniona.

Pięć pierwszych kategorii to formacje przyrodnicze, a pięć drugich — antropogeniczne; stosunek ich powierzchni do siebie wyznacza stopień przekształceń antropogenicznych przyrody. Stabilność ekologiczna istnieje wtedy, gdy można użytkować funkcje ekonomiczne i pozaekonomiczne krajobrazu, a jego potencjał pozostaje nie zmieniony — co zależy od zestawu rodzajów użytkowania.

Można też ocenić estetyczną jakość roślinności według wzoru:

$$H_{EKV} = (H_{SV} + H_{PV}) \cdot K_{RV}, \quad (3)$$

gdzie:

H_{EKV} — Estetyczna wartość pokrywy roślinnej,

H_{SV} — struktura roślinności,

H_{PV} — zmienność roczna roślinności,

K_{RV} — współczynnik rozmieszczenia formacji roślinnych w przestrzeni.

Całkowita estetyczna wartość krajobrazu (H_{EKK}) zależy od wartości roślinnych (H_{EKV}), walorów estetycznych rzeźby (H_{EKR}) oraz od oceny estetycznej jakości wód (H_{EKA}), a więc:

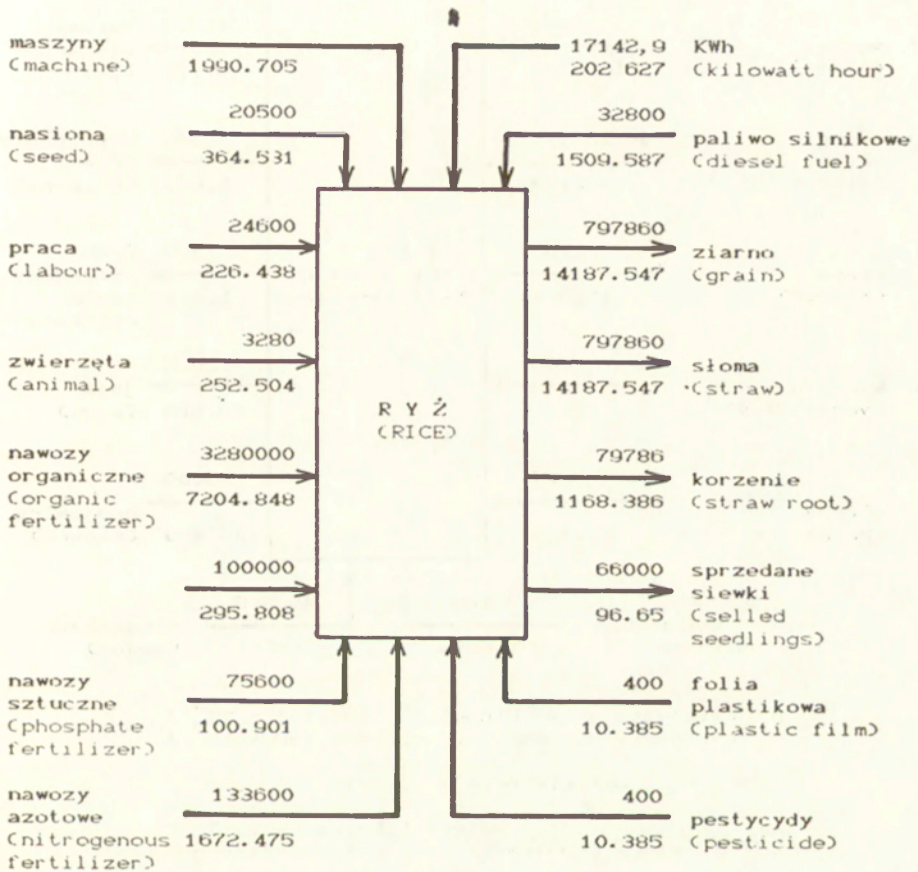
$$H_{EKK} = H_{EKR} + H_{EKA} + H_{EKV}.$$

- E. Metoda jest rozwinięciem ujęć stosowanych przez T. Bartkowskiego. Została ona zweryfikowana na kilku poligonach badawczych w Czechach. Przydatna jest dla ogólnej oceny zróżnicowania krajobrazów.
- A. Energetyczna ocena nakładów i wyników produkcji rolniczej.
- B. Bian Yousheng, 1987, *Calculation, analysis and research on input-output rates of artificial supplementary energy in Liu Min Ying eco agrosystem*, /w:/ *Papers of International Symposium on Urban-periurban Ecosystems Research and its Application to Planning and Development*, 1987, 10. 13—29, Pekin (Beijing), materiały powielone 1—20.
- C. A-2.3/B-2/G-2.3/H-2.2.
- D. Autor przeprowadza analizę energetyczną ekoagrosystemu chińskiej wioski (Liu Min Ying) za pomocą szczegółowego zbilansowania możliwych do uchwycenia nakładów energetycznych z jednej, a wyników gospodarowania (też w ujęciu energetycznym) z drugiej strony. Ekoagrosystem tej wsi autor podzielił na 5 subekosystemów: roślinny, hodowli zwierząt, produkcji żywności, produkcji biogazu i farmerów. Każdy z nich jest dalej dzielony na kilka miniekosystemów, które w tych badaniach składały się przykładowo:
1. Dla produkcji roślinnej z ryżu, pszenicy, rzepaku, jęczmienia, bawełny, sadów i jarzyn,
 2. Dla hodowli zwierzęcej z mułów, krów mlecznych, byków, świń, kóz, królików, kurcząt, ryb i kaczek.
- Uwzględniono zmiany, jakie w poszczególnych latach mogą zajść wewnątrz każdego z miniekosystemów (zwiększenie lub zmniejszenie jego elementów składowych).
- Obliczenia przeprowadzono metodą sumowania „od dołu” (miniekosystem \Rightarrow subekosystem) do całości, uwzględniając zmiany roczne. Energię sztuczną doprowadzoną z zewnątrz podzielono na organiczną (nasiona, praca ludzka itp.) i nieorganiczną (paliwo, maszyny, nawozy

itp.). Dla przykładów podano szczegółową kalkulację dla ryżu i fermy kurcząt (rys. 1 i 2).

Ostateczny stosunek energii włożonej do uzyskanej kształtował się na poziomie: 2,41 w 1983 r., 1,27 w 1984 r. i 2,30 w 1985 r. Stosunek ten znacznie przewyższa podawany dla krajów rozwiniętych: 0,1 w USA, 0,17 w Wielkiej Brytanii i 0,25 w Japonii (ryc. 3).

E. W pracy zaprezentowano ujęcie energetycznych kosztów bezpośrednich



całkowity wkład (input): $12329.754 \times 10^9 \text{ J}$
 całkowity dochód (output): $29640.13 \times 10^9 \text{ J}$

output/input = 2.40/1

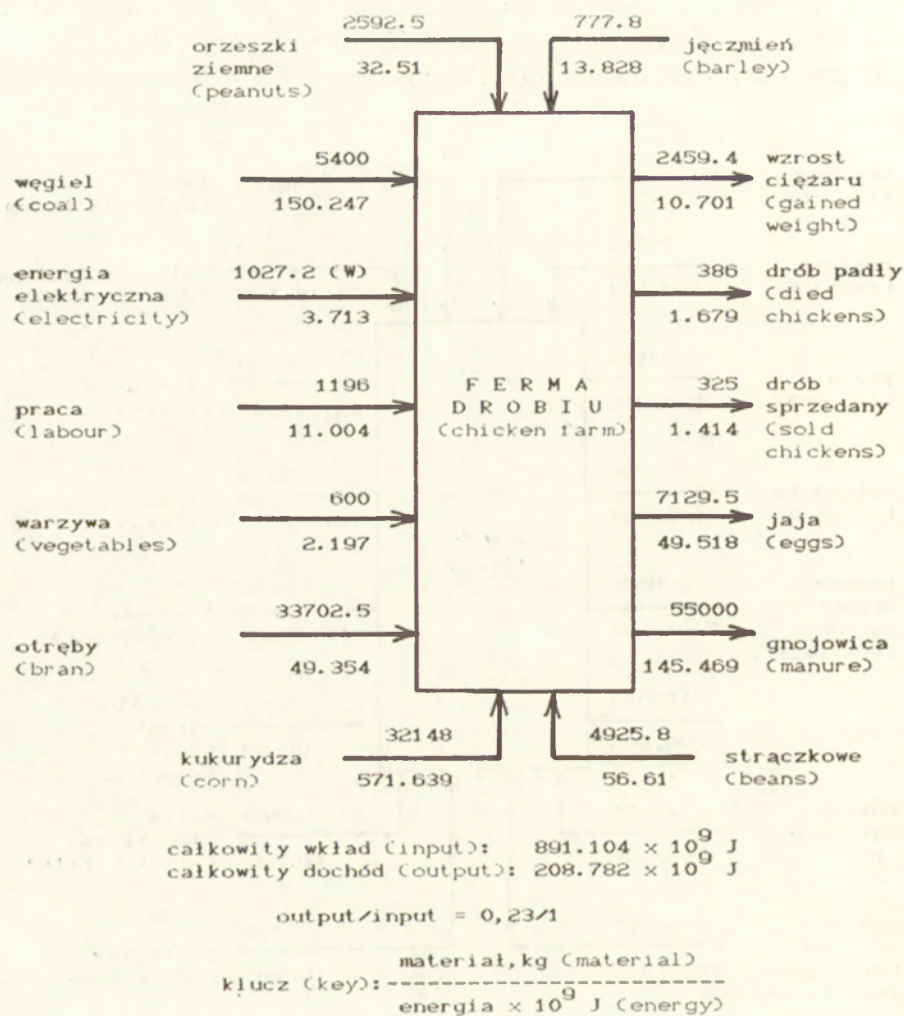
klucz (key):

 material, kg (material)
 energia $\times 10^9 \text{ J}$ (energy)

Ryc. 1. Diagram wejścia — wyjścia dodatkowej energii sztucznej w produkcji ryżu w 1983 r.

(Diagram of artificial supplementary energy input — output rate in rice production in 1983)

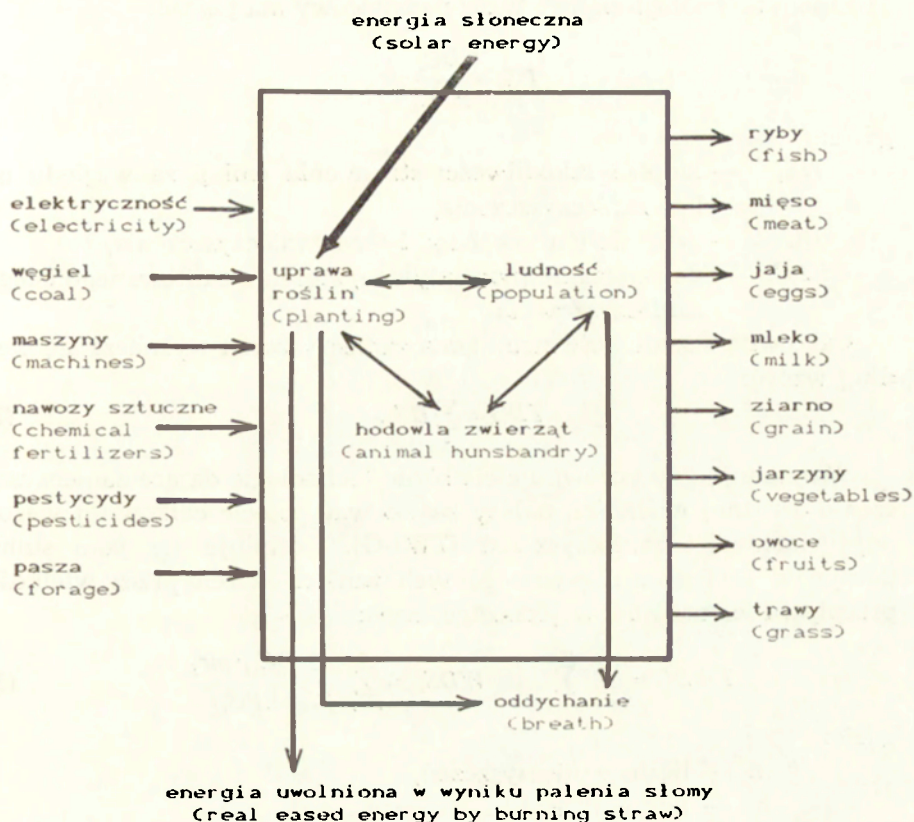
(energochłonność bezpośrednia — Consume Energy Requirement), czyli z jednej strony energetyczną wartość produktu nie przetworzonego, z drugiej zaś energetyczne ekwiwalenty pracy żywej i uprzedmioto-



Ryc. 2. Diagram wejścia — wyjścia dodatkowej energii sztucznej na farmie drobiu w 1983 r.

(Diagram of artificial supplementary energy input — output rate of chicken farm in 1983)

wionej, zużyte w procesie produkcji. Rozwiązanie takie umożliwia przeprowadzenie analizy i oceny porównawczej dla określonego terytorium i jest praktycznym narzędziem w badaniach przestrzennych o charakterze regionalnym.



Ryc. 3. Wejścia i wyjścia energii w obrębie granic wsi
(Energy Input and Output within boundary of the village)

- A. Metoda wielkości granicznych.
- B. Cleland J. G., Kingsbury C. L., 1977, *Multi-media environmental assessment*, 1, 2, Research Triangle Institute, R. T. Park, Michigan, USA, ETA-600/7-77-136A.
- C. A-2.4/B-1/G-2.3./H-2.3.
- D. Metoda ta umożliwia dokonanie oceny danej technologii w zakresie stopnia jej uciążliwości dla zdrowia człowieka i ekologicznych strat w środowisku. Ocena cząstkowa dla każdego „kryterium” (rozumianego tutaj jako odpad stały, lotny lub ciekły), powstaje w sposób formalny przez odniesienie do wielkości wzorcowej (normatywnej, zalecanej, zbadanej empirycznie), ustalonej przez autorów, którzy równocześnie opracowali katalog opisujący prawie 1000 różnych zanieczyszczeń. Ocena globalna każdego wariantu danej inwestycji jest ważną sumą emisji odprowadzanych zanieczyszczeń (strumień emisji obejmuje wszystkie zanieczyszczenia związane z rozważanym

procesem technologicznym). Wzór podstawowy ma postać:

$$DS_i = \frac{DC_i}{EPC_i}; \quad (1)$$

gdzie:

DS_i — stopień szkodliwości strumienia emisji za względu na i -te zanieczyszczenie,

DC_i — stężenie emitowanego i -tego zanieczyszczenia,

EPC_i — dopuszczalne (normatywne) stężenie emitowanego i -tego zanieczyszczenia.

Całkowitą szkodliwość strumienia zanieczyszczeń wyznacza się według wzoru:

$$TDG = \sum_i DS_i. \quad (2)$$

W sytuacji, gdy porównuje się różne technologie dające zanieczyszczenie o różnej wielkości, należy zastosować pojęcie całkowitej ważonej uciążliwości zanieczyszczeń ($TWDG$). Definiuje się jako sumę iloczynów uciążliwości poszczególnych zanieczyszczeń przez wielkość przepływu ich zrzutów w jednostce czasu:

$$TWDG = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m WDS_{ij} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \frac{DC_{ij} \cdot mr_j}{EPC_{ij}} \quad (3)$$

gdzie:

n — liczba zanieczyszczeń,

m — liczba strumieni zanieczyszczeń.

WDS_{ij} — ważona uciążliwość zanieczyszczeń,

mr_j — wielkość przepływu j -tego odpadu.

E. Metoda wykorzystywana z powodzeniem w USA i Europie Zachodniej, daje możliwość względnie obiektywnej oceny procesów technologicznych z punktu widzenia uciążliwości dla środowiska.

A. Metoda statystyczna do oceny jakości wizualnej krajobrazu na potrzeby planowania przestrzennego.

B. Dearden P., 1979, *A statistical method for the assessment of visual landscape quality for land-use planning purposes*, Journ. Environ. Manag., 9.

Dearden P., Rosenblood L., 1980, *Some observations on Multivariate Techniques on Landscape Evaluation*. Regional Studies, 14.

C. A-1/B-1/G-2.2/H-2.2(+1.3.2.).

D. Metoda pretenduje do względnej obiektywności. Procedura obejmuje ocenę wizualnej jakości krajobrazu obszaru wzorcowego przez grupę ekspertów. Eksperti oceniają jakość punktowo, a średnia ze wszystkich ocen uznana zostaje za wzorcową, względną miarę jakości. Obszary wzorcowe następnie poddane są szczegółowym studiom, głównie technikami kartometrycznymi. W studiach tych bierze się pod

uwagę około 30 wymiernych wskaźników, wśród których znajdują się: wysokości względne, długość wybrzeży, liczba jezior różnych typów, liczba zabudowań itp. Technikami statystycznymi określa się zależności względnych miar jakości wizualnej krajobrazu (określonych empirycznie) od analizowanych wartości określonych pomiarami. Zależności te umożliwiają określenie jakości wizualnej krajobrazu na podstawie danych z mapy topograficznych.

E. Metoda została wypróbowana praktycznie w Kanadzie, w okolicach Vancouveru. Autorzy starali się także określić granice błędu oceny i wypróbować różne metody statystyczne, aby zalecić najodpowiedniejsze.

A. Wielocelowa metoda oceny zanieczyszczeń wodnych.

B. Duckstein L., Bogardi I., David L., 1980, *Multiobjective Control of Nutrient Loading into the Lake*, (w:) *Water and Related Land Resource Systems*, Pergamon Press, Oxford, 213—218.

Duckstein L., Bogardi I., David L., 1982, *Dual Objective Control of Nutrient Loading into a Lake*, *Water Res. Bull.*, 18, 1, 21—26.

C. A-2.1+2.3./B-1/G-2.3/H-1.3.2.

D. Celem pracy było określenie roli spływów zanieczyszczeń z pól do rzek i jezior, przy czym głównie chodziło o obniżenie dawek fosforu, pochodzącego z nawozów sztucznych.

Negatywny wpływ fosforu objawia się eutrofizacją wód jeziora. Dwie podstawowe zmienne przeprowadzonej analizy — wzrost gospodarczy i redukcja fosforu w wodzie — pozostają w ścisłej zależności, przy równoczesnym konflikcie spowodowanym samą naturą wzrostu gospodarczego (zwiększenie dochodów w rolnictwie wymaga powiększenia nawożenia). Redukcja dawek fosforu wprowadzanych do wody może być osiągnięta poprzez prowadzenie odpowiedniej kontroli jakości wody, co obniża zyski z produkcji z powodu wzrostu nakładów w rolnictwie. Wyjście z tej sytuacji zapewnia analiza wielocelowa, gdyż rozwiązanie można uzyskać tylko przez niezależną optymalizację obu celów. Idea polega na zbliżeniu (minimum odległości) między wzorcowym rozwiązaniem doskonałym a rozwiązaniami dopuszczalnymi, zaakceptowanymi przez decydentów. Służy do tego funkcja celu:

$$\text{Min } L_p = \sum_{i=1}^2 \alpha_i^p \frac{|\max(i) - f(i)|}{|\max(i) - \min(i)|} \quad p \geq 1,$$

gdzie:

$\max(i)$ — maksymalna wartość celu i ($i=1, 2$),

$f(i)$ — pożądane rozwiązanie celu i

$\min(i)$ — minimalna wartość celu i ($i=1, 2$),

α_i — założona „waga” celu i ,

p — parametr ważności (odległość od siebie licznika i mianownika ($p > 1$), normalizowana przez $\sum_{i=1}^2 \alpha_i = 1$; określana jako relatywna ważność każdego z celów).

Obie części formuły reprezentują numeryczne operacje na zmiennych w celu przekształcenia w liczby niemianowane. Wielkość redukcji fosforu określana jest procentowo i porównywana z zyskiem z działalności gospodarczej określanym w jednostkach pieniężnych.

E. Rozumowanie interesujące, zbyt jednak statyczne. Weryfikacja metody przeprowadzona na jeziorze Balaton wykazała jej przydatność w ocenie eutrofizacji wód.

A. Ocena rozwoju regionalnego (wskaźniki żywotności i odnowienia).

B. G a b e l M., R o d a l e R., 1985, *Regenerative zones*, IFDA (Inst. Foundation for Development Alternatives) dossier 47, 16—26.

C. A-2/B-1/G-2.3/H-1.3.2.

D. Autorzy lansują ideę technologii powiązanej z przyrodą, harmonizującej z nią: efekty dzięki temu uzyskiwane nie są obciążone tak dużymi nakładami, jak to było dotychczas. Innymi słowy „mało dawać, dużo brać” (*do more with less*). Nazwa — technologia odnawiająca — oznacza technologię zastępującą naturalne procesy przyrodnicze lub struktury biologiczne; oznacza mniej intensywne wykorzystanie kapitału, energii lub materii — niż informacji. Na przykład — o wiele więcej informacji wymaga biologiczna kontrola plagi szkodników zagrażających uprawom, niż rozsiewanie pestycydów.

Technologie i programy odnawiające umożliwiają polepszenie jakości (zachowanie na przyszłość nawet w stanie lepszym od wyjściowego) bazy surowcowej, od której dany system lokalny jest zależny. Przykład: rolnictwo jest zależne od stanu gleby; technologie umożliwiające produkcję żywności bez pogarszania jakości gleby (np. częsta obecnie erozja) klasyfikujemy jako regeneracyjne.

Wskaźnik żywotności służy do oceny stanu i rozwoju danej jednostki terytorialnej w porównaniu do innych obszarów. Skonstruowany on jest z wielu cząstkowych wskaźników (parametrów) opisujących całościowo lokalną społeczność lub dany region pod względem zdolności (możliwości) do regeneracji. Składają się nań:

1. Pełne zatrudnienie — definiowane jako 100% chętnych do pracy i posiadających zatrudnienie, mierzone:
 - procentem zatrudnionych w regionie,
 - procentem siły roboczej zatrudnionej w małych przedsiębiorstwach produkcyjnych i usługowych.

2. Całkowita zdrowotność definiowana jako 100% zdrowej ludności regionu, mierzona:
 - procentem ludzi zdrowych (nie przebywających w szpitalach lub na zwolnieniach lekarskich,
 - procentem ludności w wieku poniżej 65 lat.
3. Samowystarczalność energetyczna — definiowana jako realizowanie zapotrzebowania na energię ze źródeł własnych regionu, mierzona:
 - udziałem energii zużywanej ze źródeł własnych (wewnętrznych) w całej energii zużywanej w regionie,
 - procentem całej energii zużywanej, możliwej do osiągnięcia w regionie, który może zaspokoić potrzeby lokalne.
4. Zaspokojenie potrzeb żywnościowych — definiowane jako zaspokojenie lokalnego popytu na żywność z własnych źródeł, mierzone:
 - udziałem żywności z produkcji miejscowej w ogólnej konsumpcji żywności,
 - udziałem żywności przerabianej na miejscu w ogólnej konsumpcji żywności,
 - udziałem procentowym nie zanieczyszczonej wody,
 - udziałem procentowym żywności produkowanej na miejscu technikami odnawiającymi się,
 - procentem żywności możliwym do produkcji lokalnej.
5. Wystarczalność materiałowa — definiowana jako zaspokojenie potrzeb materiałowych regionu z materiałów miejscowych, mierzona:
 - udziałem procentowym potrzeb w zakresie materiałów, który może być zaspokojony z materiałów miejscowych,
 - procentem infrastruktury „do regeneracji”.
6. Zasoby kapitałowe — definiowane jako zatrzymywanie kapitałów wewnątrz regionu, mierzone:
 - udziałem procentowym pieniędzy pozostających w regionie (wydatki na energię, żywność, ubezpieczenie itp.),
 - procentem ludności bez opieki społecznej,
 - procentem ludności bez ubezpieczeń,
 - procentem ludności znacznie zadłużonej.

Wskaźnik odnowienia składa się z czynników przyczyniających się do regeneracji, mierzonej wysiłkami podjętymi przez jednostki bądź organizacje w celu poprawy wymienionych wyżej najważniejszych dziedzin życia regionu. Na przykład:

1. Zatrudnienie — utworzenie lokalnych miejsc pracy, powiększenie obrotu towarami lokalnymi, zwiększenie kontroli zanieczyszczeń itp.,
2. Zdrowie — zaprzestanie palenia, rozpoczęcie regularnych ćwiczeń fizycznych, kontrola nad stresem itp.,

3. Energia — różne zabezpieczenia przed stratami energii w domach, wykorzystanie energii wodnej, wiatrowej, słonecznej itp.,
 4. Żywność — wprowadzenie rolnictwa biologicznego, zmniejszenie erozji, produkcja żywności w ogródkach przydomowych itp.,
 5. Materiały — tylko lokalne,
 6. Kapitał — popieranie inwestycji i rynku lokalnego.
- E. Model teoretyczny o charakterze kompleksowym opisujący jakość życia na podstawach ekonomiczno-gospodarczych właściwości regionu. Niemniej uwzględniający również elementy środowiska przyrodniczego i społecznego. Może być przydatny — po uzupełnieniu o dane faktyczne — jako podstawa ocen regionalnych.
- A. Ocena wpływu postępu technicznego na jakość środowiska naturalnego.
- B. Herzog H. W., 1973, *An environmental assessment of future production — related technological change 1970—2000*, Techn. Forec. Soc. Change, 1, 25 - 31.
- C. A-2.4/B-3/G-2.3/H-2.2.
- D. Autor stworzył model, w którym ocenie poddano wpływ przewidywanych w gospodarce zmian technologicznych na środowisko naturalne. Zmiany techniczne wpływają na dynamicznie ujęte w macierzy współczynniki techniczne oraz na dystrybucję nakładów materiałowych w różnych sektorach gospodarki. Najpierw bada się wpływ na środowisko naturalne pojedynczych zmian technicznych, następnie analizuje się konsekwencje tych indywidualnych zmian w stosunku do całej gospodarki, by w końcu określić całościowy wpływ zmian technicznych w gospodarce na środowisko naturalne. Punktem wyjścia jest tradycyjny zespół równań nakładów i efektów:

$$Ax + y = x, \quad (1)$$

$$x = (1 - A)^{-1} \cdot y. \quad (2)$$

Przejście z układu statycznego na dynamiczny wiąże się z wprowadzeniem zmiennej czasowej i wymaga sformułowania współczynników technicznych macierzy A :

$$a_{ij}(t) = a_{ij}(\bar{t}) + (k, u, t) [a_{ij}(t^+) - a_{ij}(\bar{t})], \quad (3)$$

gdzie bieżąca wartość $a_{ij}(t)$ jest równa minimalnej wartości tego współczynnika w przeszłości, powiększonej o ułamek jego całkowitej zmiany w czasie, przedstawiony w postaci funkcji logistycznej o dwóch parametrach:

$$f(k, u, t) = \frac{e^{k(t-u)}}{1 + e^{k(t-u)}}. \quad (4)$$

Jeżeli $A(t)$ jest macierzą dynamicznych współczynników technicznych $a_{ij}(t)$, to:

$$x = B(t) \cdot y, \quad (5)$$

gdzie:

$$B(t) = [1 - A(t)]^{-1}.$$

W danym modelu zanieczyszczenia powstające w produkcji związane są bezpośrednio z poziomem produkcji różnych gałęzi przemysłu i dla każdej gałęzi traktowany jest jako kombinacja trzech podprocesów:

- tworzenie samej produkcji,
- generowanie odpadów,
- oczyszczanie pozostałości poprodukcyjnych.

Globalne rozmiary zanieczyszczenia składnikiem p umieszczonym w środowisku naturalnym w roku t , w sektorze i wynoszą:

$$G_z = [1 - e_p(t)] g_{ip}(t) x_{it}, \quad (6)$$

gdzie:

- $g_{ip}(t)$ — fizyczne rozmiary zanieczyszczenia składnikiem p ,
- $e_p(t)$ — przeciętna efektywność oczyszczania odpadów,
- x_{it} — produkcja sektora i w roku t .

Aplikację modelu przeprowadzono dla warunków gospodarki amerykańskiej w latach 1970—2000. W analizie ujęto 179 sektorów wytwórczych, 13 zmian technologii (A) oraz 14 rodzajów zanieczyszczeń (B). Każdy sektor generuje co najmniej jedno zanieczyszczenie, niektóre nawet wszystkie 14. Opracowano modele dla trzech etapów badawczych (oparte na równaniu 6), ujmujące substytucję technologii i wolumen zanieczyszczeń przy starej i nowej technice. Równania dla pierwszego etapu badań zapisano następująco (b_{ij}^* , interpretuje się jako element b_{ij} , stanowiący jeden z wyrazów macierzy dynamicznych współczynników technicznych):

a. dla substytucyjnego postępu technicznego:

$$[1 - e_p(t)] \sum_{i=1}^n b_{ik}^*(t_1) g_{ip}(t_2); \quad s=1, \dots, 13, \quad p=1, \dots, 14; \quad (7)$$

b. dla postępu technicznego ogółem:

$$[1 - e_p(t)] \sum_{i=1}^n b_{ik}^*(t_1) g_{ip}(t_2); \quad p=1, \dots, 14. \quad (8)$$

Natomiast dla drugiego etapu (porównanie z rokiem 2000) równanie brzmi:

$$[1 - e_p(t)] \sum_{j=1}^n b_{ij}^*(t) y_{it}; \quad s=1, \dots, 13, \quad p=1, \dots, 14, \quad t=2000. \quad (9)$$

Wpływ całości zmian technicznych na środowisko określono biorąc pod uwagę strukturę produktu końcowego, intensywność generowania zanieczyszczeń oraz techniki oczyszczające z roku docelowego. Rów-

nanie przedstawia całkowity wolumen odpadów p :

$$[1 - e_p(t) \sum_{i=1}^n g_{ip}(t) \sum_{j=1}^n b_{ij}(t^x) y_{ij}; \quad p=1, \dots, 14, \quad t=2000, \quad (10)$$

gdzie:

$(t^x = 1970)$ — współczynnik techniczny z 1970 r.,

$(t^x = 2000)$ — współczynnik techniczny z 2000 r.

E. Model nie uwzględnia całości zagadnienia. Przede wszystkim pomija wpływ zmian technicznych na intensywność zrzutów zanieczyszczeń i nowych technik oczyszczania. Być może system modeli macierzowych kolejnych elementów rozpatrywanego układu ekonomicznego byłby rozwiązaniem lepszym. Pamiętajmy jednak, iż jest to jedna z prób pionierskich.

A. Model ekonomiczno-ekologiczny.

B. Leontief W. W., 1970, *Environmental Repercussions and the Economic Structure, an input-output Approach*, Rev. Econ. Statis. 52, 6—36.

Leontief W. W., Ford D., 1972, *Air Pollution and the Economic structure: empirical results of input-output computation, /w:/ Input-Output Techniques*, eds. A. Brody, A. P. Carter, Amsterdam.

C. A-2.3/B-1/G-2.3/H-2.2.

D. Pierwotny model Leontiefa poszerzony przez swego twórcę o zagadnienia środowiska naturalnego poprzez uwzględnienie w nim kosztów zanieczyszczeń.

Klasyczny, otwarty, statyczny model wyglądał następująco:

$$AX + Y = X, \quad (1)$$

$$Y = (I - A)X, \quad (2)$$

$$X = (I - A)^{-1}Y. \quad (3)$$

W modelu tym macierz $A = [a_{ij}]$ (gdzie: $i, j = 1, \dots, n$) opisuje dostępne techniki produkcji. Każdy jej element a_{ij} informuje, jaki nakład i -tego produktu jest niezbędny do wytworzenia jednostki produkcji globalnej w j -tej gałęzi (zakładamy, że każda gałąź wytwarza tylko jeden produkt); X — wektor produkcji globalnej (wektor o wymiarach $n \times 1$); Y — wektor produkcji finalnej (o wymiarach $n \times 1$); I — macierz jednostkowa o wymiarach $n \times n$.

W modelu nowym Leontief założył, że produkcja jednostki każdego dobra jest związana z określonymi zanieczyszczeniami środowiska i wymaga, obok nakładów innych dóbr (i siły roboczej), również nakładów na ochronę środowiska. Dla uwzględnienia współczynników tych nakładów Leontief poszerzył macierz strukturalną A o kolejne macierze: A_{12} , A_{21} i A_{22} (macierz A oznaczył w nowym układzie przez

A_{11}). Schemat poszerzonej macierzy A przedstawia się następująco:

$$\left[\begin{array}{cc|cc} A_{12} & A_{12} & & \\ A_{21} & A_{22} & & \end{array} \right] = \left[\begin{array}{ccc|ccc} a_{11} & \dots & a_{1m} & a_{1m+1} & \dots & a_{1n} \\ a_{m1} & \dots & a_{mm} & a_{mm+1} & \dots & a_{mn} \\ \hline a_{m+11} & \dots & a_{m+1m} & a_{m+1m+1} & \dots & a_{m+1n} \\ a_{n1} & \dots & a_{nm} & a_{nm+1} & \dots & a_{nn} \end{array} \right]. \quad (4)$$

$A_{12} : \alpha_{ig}$ — nakład i -tego dobra niezbędny do wyeliminowania jednostki zanieczyszczającej (liczba substancji zanieczyszczających wynosi $r-n$),

$A_{21} : \alpha_{gi}$ — ilość g -tej substancji zanieczyszczającej wydzielonej w związku z wytworzeniem jednostki produkcji globalnej i -tego dobra,

$A_{22} : \alpha_{gk}$ — ilość g -tej substancji zanieczyszczającej emitowanej w związku z wyeliminowaniem jednostki k -tej substancji zanieczyszczającej.

W macierzy w jednostkach fizycznych (w odróżnieniu od macierzy w jednostkach monetarnych), ze względu na niemożność sumowania różnych wielkości, stosuje się najczęściej założenie, że każdy sektor wytwarza jedno i tylko jedno dobro. W przypadku substancji zanieczyszczających zastosowano jednostki fizyczne, stąd w poszerzonej macierzy A trzeba założyć, że istnieją jakby dodatkowe, samodzielne sektory wytwarzające zanieczyszczenia oraz sektory je eliminujące.

Jak wiadomo, elementy α_i macierzy $(I-A_{11})^{-1}$ (równanie 3) informują, o ile musi wzrosnąć produkcja globalna i -tego sektora w związku z przyrostem produkcji końcowej j -tego dobra o jednostkę. Mnożąc macierze A_{21} i $(I-A_{11})^{-1}$ otrzymujemy macierz:

$$H = A_{21}(I - A_{11})^{-1} \quad (5)$$

o wymiarach $(r-n) \cdot n$, której elementy h_{gi} informują, o ile wzrośnie emisja g -tej substancji zanieczyszczającej w związku ze zwiększeniem produkcji końcowej dobra i -tego o jednostkę. Znajomość poszczególnych współczynników umożliwia więc określenie wpływu gospodarki na środowisko i zbadanie konsekwencji zmian struktury produkcji.

- E. Jest to klasyczne już ujęcie relacji „człowiek—środowisko” w kategoriach rachunku ekonomiczno-ekologicznego. Jego przydatność w warunkach polskich jest ograniczona ze względu na niestabilność cen i brak ich powiązania z rzeczywistymi kosztami. Niemniej może on być stosowany w ocenie ekonomiczno-ekologicznej efektywności gospodarowania.

A. Analiza zakłócenia środowiska.

B. Leopold L., 1971, /w:/ Clark B. D., Chapman K., Bisset R., Wathern P., 1978, *Methods of Environmental Impact Analysis*, Bull. Environ. 4, 2.

C. A-1+2/B-1/G-2.3/H-1.3.2.

D. Opracowano dla US Geological Survey. System polega na analizie macierzy, której elementami są koincydencje i konsekwencje wyróżnionych aspektów różnych form oddziaływania człowieka na wydzielone cechy elementów środowiska. Jest to chyba najbardziej rozpowszechniony system wszechstronnej analizy środowiska, a właściwie zmian środowiska.

System polega przede wszystkim na wypełnieniu treścią macierzy, gdzie krzyżują się formy działań człowieka z cechami środowiska. Macierz dotyczy konkretnego obszaru, formy działań związane są z określonym zamierzeniem. W oryginalnej macierzy Leopolda wyliczono 100 form oddziaływania i 88 cech środowiska. Każdy z 8800 elementów macierzy może zawierać wielkość numeryczną od 1 do 9 opatrzoną znakiem (minus przy zmianie uznanej za niekorzystną i plus przy zmianie korzystnej), określającą względną istotność zmian.

Wśród cech środowiska, zgrupowanych według poszczególnych jego elementów, wyróżnione zostały niektóre cechy wizualno-estetyczne. Oryginalna macierz Leopolda była zresztą przez różnych autorów wielokrotnie zmieniana i modyfikowana, przede wszystkim w celu uchwycenia zmian pośrednich interrelacji między elementami środowiska w nowej formie.

E. Procedura ta jest oficjalnie zalecana w USA przez ustawę federalną, obowiązuje wszystkie projekty rządowe.

Metoda szeroko stosowana w Kanadzie i Australii. W Europie państwa EWG uznały w 1976 r. tę metodę za zalecaną, a odpowiednie ustawy zobowiązujące do stosowania jej w różnym zakresie zostały ustalone w RFN, Holandii, Wielkiej Brytanii, Francji, Belgii, Luksemburgu, Danii i we Włoszech.

A. Metoda oceny jakości wody.

B. L o h a n i B. N., A d u l b h a n P., 1979, *A multiobjective Model for Regional Water Quality Management*, Water Res. Bull. 15, 4, 1028—1038.

C. A-2.3/B-1/G-2.3/H-2.1.

D. Autorzy posłużyli się metodą programowania celowego (goal programming), należąca do klasy wielocelowych metod podejmowania decyzji. Zastosowanie modelu ograniczyli do sytuacji hipotetycznej, w której rzeka o długości 110 mil zanieczyszczana jest przez 12 miast, leżących w jej sąsiedztwie. Za wskaźnik stopnia zanieczyszczenia wody przyjęto BZT₅ (biochemiczne zapotrzebowanie na tlen w ciągu pięciu dób). Założono, że stopień likwidacji zanieczyszczeń w miastach musi zagwarantować odpowiednią jakość wody w każdym z miast leżących nad rzeką. Ekonomicznym wyrazem takiej polityki jest minimalizacja kosztów wszystkich procesów oczyszczania w regionie.

Tym celom podporządkowana jest formalizacja modelu o postaci:

$$\begin{aligned} & \min(w_1 d_{2n+1}^+ + w_2 \sum_{j=1}^{2n} d_j^-), \\ & \sum_{j=1}^n a_{ij} - \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j + d_i^- = b_i; \quad i=1, 2, \dots, n, \\ & x_j + d_{j+}^- = t_j; \quad j=1, 2, \dots, n, \\ & \sum_{j=1}^n c_j x_j - d_{2n+1}^+ = 0, \\ & x_j \geq 0; \quad j=1, 2, \dots, n, \\ & d_j^- \geq 0; \quad j=1, 2, \dots, 2n; \quad d_{2n+1}^+ > 0, \end{aligned}$$

gdzie:

- x_j — zmienna decyzyjna określająca (procentowo) likwidowaną część zanieczyszczeń (BZT) w mieście j -tym.
- c_j — koszt jednostkowy likwidacji zanieczyszczenia w mieście j -tym,
- a_{ij} — wielkość zanieczyszczenia zrzucana do rzeki na początku odcinka i -tego i dopływająca z poprzedzających go miast (jeżeli miasta ponumerowane są zgodnie z biegiem rzeki, to dla $j > i$ mamy oczywiście $a_{ij} = 0$),
- b_i — maksymalny poziom zanieczyszczenia dopuszczalny na początku odcinka i -tego,
- t_j — największy stopień oczyszczania (0/0) możliwy do osiągnięcia w oczyszczalni j -tego miasta,
- d_{2n+1}^+ — dodatnie odchylenie od ustalonej wielkości docelowej (nadwyżka),
- d_j^- — ujemne odchylenie od ustalonych wielkości docelowych (nie-dobór),
- w_k^j — wagi przypisane realizowanym celom.

Jak wynika z zapisu problemu w języku programowania celowego, w funkcji-kryterium minimalizowane będą odchylenia od założonych wielkości docelowych. Dąży się do tego, by koszt oczyszczania $\sum_{j=1}^n c_j x_j$ był w całym układzie jak najmniejszy, jak również do utrzymania odpowiedniego standardu jakości wody opisanego wielkościami docelowymi b_j oraz t_j . Aspekt jakości wody określony jest, co wynika z zapisu zadania, następującymi zależnościami:

$$\begin{aligned} & \sum_{j=1}^n a_{ij} - \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \leq b_i; \quad i=1, 2, \dots, n, \\ & x_j < t_j; \quad j=1, 2, \dots, n. \end{aligned}$$

E. Najbardziej skomplikowane jest uzyskanie wiarygodnych wielkości b_i , kluczowych dla poprawnego rozwiązania nawet tak uproszczonego

modelu. Jako koncepcję ogólną można ją przyjąć i zastosować wszędzie tam, gdzie istnieją konkretne pomiary ciągłe, umożliwiające przeliczenia.

- A. Optymalizacja relacji człowiek—środowisko.
 B. L o n e r g a n S. C., 1981, *A methodological framework for resolving ecological (economic problems)*, Papers of Reg. Sci. Ass., 48, 117—133.
 C. A-2.3/B-1+3/G-2.3/H-2.3.
 D. Integracja systemu ekonomicznego i ekologicznego znajduje swoje odzwierciedlenie w analizie input-output dla charakterystyki związków między wyróżnionymi podsystemami. Ponieważ przy tak wielodyscyplinarnym podejściu występują pewne niedogodności, autor proponuje inne analityczne ujęcie, łączące submodel symulacji ekosystemowej z submodelem optymalizacji gospodarczej. Sformalizowane podejście matematyczne jest ujęte jako:

$$\max \rightarrow c^T \cdot x, \quad (1)$$

przy ograniczeniach:

$$\begin{aligned} A \cdot x &\leq b, \\ x &> 0; \\ x - \frac{dx}{dt} &= Dx + Ez, \end{aligned}$$

gdzie:

- x — wektor głównych zmiennych,
 z — wektor sił przenoszących w analizie symulacyjnej,
 C, A, D, E — wektor i macierze stałych współczynników,
 b — wektor ograniczeń.

Podejście symulacyjno-optymalizacyjne zostało zastosowane w ocenie zlewni rzeki Choptank w stanie Maryland (Kanada). Uwzględniono dwa podstawowe czynniki zmniejszające ilość roślinności wodnej, a mianowicie: wzrastające zaludnienie zlewni oraz używanie herbicydów w rolnictwie. Nastąpił konflikt między rozwojem funkcji rolnej terenu a użytecznością wody w rzece, zarówno do celów komunalnych, jak i sportowych dostarczających zysków miejscowej ludności.

Do rozwiązania tego trudnego problemu autor użył funkcji liniowej:

$$\min \leftarrow C = cW, \quad (2)$$

ograniczenia:

$$\begin{aligned} A_1 W + A_2 Z &\neq B, \\ HZ &= X, \\ X &> S, \\ X, W, Z &> 0, \end{aligned}$$

gdzie:

- X — przestrzenny rozkład koncentracji zanieczyszczeń,
- W — wektor procesów związanych z obniżeniem zanieczyszczenia wody,
- S — normy dopuszczalnych zanieczyszczeń,
- C — ogólny koszt redukcji zanieczyszczeń.

Moduł symulacyjny został wyrażony w trzech rodzajach jednostek: fizycznych, energetycznych i pieniężnych w celu wykrycia wpływu różnych miar na ostateczną interpretację wyników. Szacunki pieniężne oparto na cenach rynkowych i tak zwanych „cieniach” cenowych (umowne ceny na takie „usługi” środowiska, jak np. turystyczne łowienie ryb), co posłużyło następnie do realizacji procedury optymalizacyjnej, składającej się z trzech etapów. Symulację i optymalizację łączy dwustopniowe podejście iteracyjne.

E. Interesująca, kompleksowa propozycja metodologiczna o charakterze symulacyjno-optymalizacyjnym, zweryfikowana w Kanadzie. Ma ona charakter wyraźnie ukierunkowany ku optymalizacji rozwiązań ekonomiczno-ekologicznych.

A. Gospodarczo-ekologiczna optymalizacja rozwoju strefy nadbrzeżnej.

B. Nishikawa Y., 1980, *An ecologic-economic model for supporting land-marine integrated development*, /w:/ I I a i m e s Y., K i n d l e r J. (eds.): *Water and Related Land Resource Systems*, Pergamon Press, Oxford, s. 141—149.

I k e d a S., 1984, *Economic-ecological models in regional netting*, Institute of Socio-Economic Planning, University of Tsukuba, Disc. Papers 241, 26—33.

C. A-2/B-1/G-2.3/H-1.3.2.

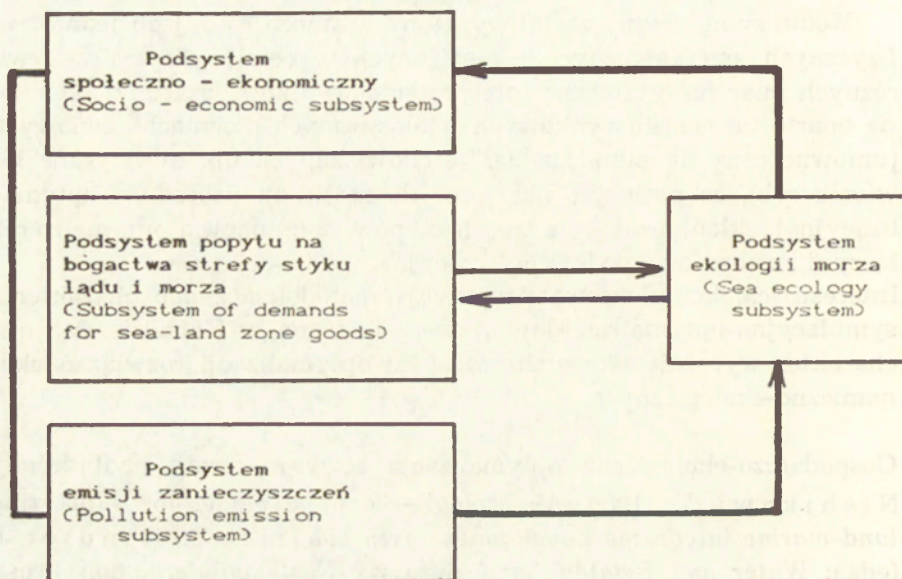
D. Do przeprowadzenia analizy rozwoju gospodarczego strefy brzegowej łądu i morza oraz poznania wzajemnych zależności zachodzących pod wpływem gwałtownej industrializacji i urbanizacji stworzono model operacyjny, który testowano dla warunków miejscowości Seto. Rozwój gospodarczy wywołał wiele problemów środowiskowych w tym tradycyjnie połowowym regionie, głównie na skutek eutrofizacji i chemizacji wód.

Model zawiera elementy niemierzalne w jednostkach pieniężnych; wprowadza dynamikę procesu eutrofizacji na równi z dynamicznym rozwojem społeczno-gospodarczym. Posługuje się programowaniem liniowym, analizą input-output oraz dynamiką systemów. Ogólna struktura modelu składa się z dwóch systemów: morskiego i lądowego, które bazują na czterech wzajemnie połączonych segmentach (podsystemach) — patrz rycina 4.

Wzajemne zależności między systemem morskim a lądowym realizują się w podsystemach zanieczyszczeń i eksploatacji bogactw brze-

gowych i są określone przez:

- wpływ nutrientów i polutantów,
- techniczne zniszczenia strefy nadbrzeżnej,
- eksploatację bogactw szelfowych,
- ekspansję turystyczną.



Ryc. 4. Struktura japońskiego modelu integracji strefy brzegowej
(Structure of the Japanese model of the coastal zone integration)

Podsystem ekologii morza jest systemowym modelem decyzyjnym, określonym przez równanie:

$$E = \frac{dE}{dt} = f(E, X, t); \quad E = E_0;$$

$$X = X_0;$$

$$t = 0,$$

gdzie: E , X — stałe parametry wejścia (wektor wszystkich gatunków). Jeżeli przyjmiemy za jednostkę czasu 1 rok, wówczas bieżąca produkcja netto (posiadająca sprzężenie zwrotne z substytutem społeczno-ekonomicznym) jest różnicą między produkcją w okresie t , a produkcją w okresie $t+1$, czyli:

$$\text{bieżąca produkcja netto} = E(t+1) - E(t).$$

Model wyjściowy składa się z ilości nutrientów (azot i fosfor) oraz zanieczyszczeń (np. rozlana ropa naftowa) i utylizatorów strefy lądowej).

2. Podsystem społeczno-gospodarczy jest wielocelowym modelem programowania liniowego i opisuje działalność człowieka emitującą zanieczyszczenia do morza. Posiada silne i słabe ograniczenia. Do silnych zalicza się pojemność naturalną (np. przestrzeń) oraz bariery zewnętrzne, związane z dostawą wody lub handlem zagranicznym. Słabe ograniczenia są określane interwencyjnym wpływem wzmacniającym lub rozluźniającym człowieka (wykształcenie, opieka zdrowotna, środowisko życia).

3. Podsystem emisji zanieczyszczeń jest łącznikiem między dwoma wymienionymi podsystemami poprzez określanie źródeł i ładunków zanieczyszczeń, używając do tego funkcji liniowej. Źródła: zaludnienie, produkcja rolna, rybołówstwo, produkcja przemysłowa. Ładunki: BZT, azot, fosfor, ropa naftowa.

4. Podsystem źródeł bogactw nadbrzeżnych pozwala oszacować popyt ze strony podsystemu społeczno-gospodarczego w podziale na budownictwo, rekreację, rybołówstwo, przemysł i inne. Równania popytowe są liniowe z natury.

E. Model z powodzeniem zastosowany w praktyce. Jest on przykładem nowoczesnego podejścia do ocen relacji człowiek—środowisko w szczególnym układzie geoeologicznym. Model jest przydatny w praktyce planistycznej.

A. Ekonomiczna ocena lasów.

B. Oprac. zbiorowe, 1985, *Mietodika ekonomiczeskoj ocienki ważniejszych widow prirodnich riesursow w stanach-czlenach SEW*, Komitet po nauczno-ekonomiczeskomu sotrudnicestwu SEW, Moskwa, 23—31.

C. A-2.3/B-1/G-2.3/H-2.2.

D. Przez ekonomiczną ocenę lasów autorzy rozumieją wyrażenie w jednostkach pieniężnych efektów ekonomicznych, które można uzyskać z lasów, użytkując je kompleksowo i racjonalnie. Otrzymane wielkości pozwalają na:

- określenie miejsca i znaczenia zasobów leśnych w ramach całości bogactw narodowych kraju oraz poszczególnych regionów,
- analizę stanu i dynamiki funduszu leśnego.
- uzasadnienie celowości przeznaczenia terenów leśnych na potrzeby rolnictwa i budownictwa,
- określenie ekonomicznej efektywności przedsięwzięć związanych z lepszym użytkowaniem lasów i z ich odtworzeniem,
- stymulowanie racjonalnego użytkowania zasobów leśnych,
- określenie strat, które powodują w lasach pożary, emisje przemysłowe oraz inne przyrodnicze i antropogeniczne czynniki. W zależności od celu oceny jej obiektem mogą być:

- 1) drzewostan jako podstawowy składnik lasu i źródło pozyskiwania surowców drzewnych,
- 2) zasoby ubocznego i nie niszczącego lasu użytkowania,
- 3) ziemia pod lasami oraz dodatkowo las jako układ geoekologiczny, których znaczenie ma jedynie charakter modyfikacyjny,
- 4) ochronne (glebochronne, wodochronne itp.) i rekreacyjne funkcje lasu.

Podstawowym kryterium oceny zasobów leśnych jest wielkość dochodu, rozumianego jako różnica między kosztami krańcowymi produkcji leśnej a indywidualnymi nakładami na wytworzenie jednostki produktu podlegającego ocenie (czyli renta różniczkowa).

1. Ocena drzewostanów.

Ocenę zapasu drzewostanów na pniu przeprowadza się w ramach pojedynczego wydzielenia taksacyjnego. Ponieważ ocenie podlegają wszystkie nasadzenia, a potrzebnymi wielkościami charakteryzują się jedynie drzewostany dojrzałe, ocena polega na zdyskontowaniu wartości drzewostanów dojrzałych na moment przeprowadzania oceny według formuły:

$$R_d = \frac{M_a \cdot r_a}{(1+E)^T a^{-t}}, \quad (1)$$

gdzie:

- R_d — dyskontowana wartość drzewostanów,
- M_a — oczekiwany zapas drewna w wieku rębności (m^3),
- r_a — ocena $1 m^3$ drewna w wieku rębności (jednostki pieniężne/ m^3),
- T_a — wiek rębności (lata),
- t — rzeczywisty wiek drzewostanu w momencie przeprowadzania oceny (lata),
- E — normatyw efektywności (zalecana wartość = 0,02).

Wielkości oczekiwane uzyskuje się z tablic wzrostu drzewostanów i opisów taksacyjnych.

Przy wcześniej przeprowadzanych cięciach pielęgnacyjnych formuła przybiera postać:

$$R_d = \sum_{i=1}^m \frac{M_i \cdot r_i}{(1+E)^T i^{-t}}, \quad (2)$$

gdzie:

- R_d — dyskontowana wartość drzewostanów,
- i — indeks planowanych cięć (głównych i pielęgnacyjnych), pozostałe wielkości jak wyżej.

2. Ocena użytkowania ubocznego i nie niszczącego lasu.

Oceny dokonuje się w przypadku prowadzenia eksploatacji na skalę przemysłową. Podobnie, jak w punkcie 1, podstawą oceny jest różnica między kosztami krańcowymi a indywidualnymi nakładami na pro-

dukcję — według przyjętej wcześniej metody badań. Ocena rocznego pozyskania dokonywana jest według formuły:

$$R_p = \sum_{i=1}^n V_i \cdot r_i, \quad (3)$$

gdzie:

- i — indeks danego zasobu,
- n — liczba rodzajów pozyskiwanych zasobów,
- V_i — dostępna gospodarczo część urodzaju danego zasobu produkcyjnego (kg),
- r — ocena jednostkowa i -tego rodzaju zasobu (jednostka pieniężna),

Przy uwzględnieniu czynnika czasu formuła przybiera postać:

$$R_p = \frac{\sum_{i=1}^n V_i \cdot y_i}{E}. \quad (4)$$

Inaczej wycenia się produkcję żywicy:

$$R_z = \frac{Vr(1+E)^{\frac{T-t}{2}+t_1}}{(1+E)^T - 1}, \quad (5)$$

gdzie:

- V — waga uzyskanej żywicy (t),
- r — cena jednostkowa,
- T — wiek rębności (lata),
- t — okres sączenia się żywicy (lata),
- t_1 — wiek drzewostanu w momencie oceny (lata).

3. Ocena ziemi pod lasami.

Specyfika wykorzystania ziemi w gospodarce rolnej i leśnej polega na fakcie, iż użytkowana prawidłowo ziemia może dawać efekty w nieograniczenie długim czasie. Stosuje się tu wzór:

$$R_z = \frac{M_w \cdot r_w}{(1-E)^{T_w-1}} + \sum_{i=1}^n \frac{V_i \cdot r_i}{E}, \quad (6)$$

gdzie:

- M_w — zasoby „wzorcowego” drzewostanu w okresie rębności (m^3/ha),
- r_w — cena jednostkowa m^3 zapasu (jednostki pieniężne),
- T_w — wiek rębności (lata),
- V_i — roczne pozyskanie produkcji i -tego rodzaju użytku ubocznego (m^3),
- r_i — cena jednostkowa jak wyżej (jednostka pieniężna).

Gospodarcza wartość ziemi według pełnionej funkcji równa się

zatem maksymalnej wielkości przyszłego efektu ekonomicznego zdyskontowanemu na moment oceny.

Wycenę gospodarczą ziemi zajętej przez drzewostany przeprowadzić można za pomocą sumarycznego wzoru:

$$R_s = \frac{M_a \cdot r_a}{(1+E)^{T_a-t}} + \frac{M_w \cdot r_w}{[(1+E)^{T_w-t}](1+E)^{T_a-t}} + \sum_{i=1}^n V_i \cdot r_i, \quad (7)$$

gdzie:

t — faktyczny wiek drzewostanu na ocenianej powierzchni (lata),

M_a — zapas w wieku rębności (m^3),

r_a — cena jednostkowa.

Pozostałe wielkości jak we wzorach poprzednich.

Natomiast przy dokonywaniu cięć pielęgnacyjnych — jeżeli posiadamy szczegółowe dane w zakresie wyrębu i jego struktury asortymentowej — formuła powyższa przybiera postać:

$$R_s = \sum_{i=1}^m \frac{M_i \cdot r_i}{(1+E)^{T_i-t}} + \sum_{j=1}^n \frac{M_j \cdot r_j (1+E)^{T_n-T_m+t-T_j}}{(1+E)^{T_n-1}} + \sum_{d=1}^k \frac{V_d \cdot r_d}{E}, \quad (8)$$

gdzie:

i, j, d — indeks rodzaju użytkowania,

M_i, M_j, V_d — wielkość użytkowania (m^3),

r_i, r_j, r_d — cena jednostki produkcji,

T_i, T_j — wiek drzewostanu, w którym dochodzi do pośredniego wykorzystania (lata),

T_n, T_m — wiek głównych wyrębów w drzewostanie ocenianym i wzorcowym (lata).

E. Metoda dość jednostronna, nie uwzględniająca właściwie pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Niemniej — w porównaniu z wieloma stosowanymi u nas — charakteryzuje się dość szerokim sposobem ujęcia.

A. Wpływ zabudowy na środowisko naturalne.

B. Pickering M., 1978, *Formula for the needs of man and nature*, New Scientist 77, 1085: 81—86 (tłumaczenie polskie: Problemy 1979, 5, 29—30).

C. A-2/B-1/G-2.3/H-1.3.2.

D. Celem ogólnym jest ocena wpływu człowieka na środowisko przyrodnicze na przykładzie budowy osiedla domków jednorodzinnych w obszarze o dużych walorach naturalnych. Hipoteza autora zakłada, że dla danego miejsca wartość ekologiczna (EV) i wpływ aktywności człowieka (H) powinny dążyć do równowagi, co można zapisać wzorem:

$$H + EV = 0 \quad (1)$$

przy czym:

$$EV = \log \sum_1^n (v^3 \cdot e \cdot r \cdot s), \quad (2)$$

$$H = 1 \cdot 5 \log \sum_1^a \left(\frac{p \cdot t}{2 \cdot 5z} \right) - 10, \quad (3)$$

gdzie:

- n — liczba różnych typów siedlisk,
- v — liczba pionowych pięter siedliska (drzewa, krzewy, rośliny zielone, poszycie),
- e — rozległość siedliska w ha (planimetrowana z mapy),
- r — współczynnik rzadkości siedliska, wyrażony w procentach, określany szacunkowo lub za pomocą wyrażenia:

$$r = 100 \cdot \frac{1 - \text{zasięg siedliska w badanym rejonie}}{\text{powierzchnia rejonu}};$$

gdzie:

- s — liczba gatunków roślin i zwierząt (na podstawie pomiarów i obserwacji),
- a — ilość różnych aktywności,
- p — liczba osób zatrudnionych w okręgu lub główne zajęcia dla niepracujących,
- t — czas pracy (w min.),
- z — rozległość strefy danego zajęcia (w ha).

Rezultaty badań przedstawione są w formie kartograficznej.

- E.** Metodę tę autor zastosował do wyliczenia optymalnej liczby domów mieszkalnych, którą można wybudować z jak najmniejszym uszczerbkiem dla krajobrazu, w hrabstwie Haringey pod Londynem. W rezultacie liczbę domów zmniejszono o połowę w stosunku do pierwotnych zamierzeń. Ma ona jednakże znacznie szerszy zasięg i może być z powodzeniem zastosowana w ocenie stanu zagospodarowania środowiska (rozumianego jako odchylenie od równowagi).

Metoda jest oparta w całości na materiale empirycznym, tak że zaproponowane ujęcia matematyczne nie mają dowodu formalnego.

- A.** Tablica przepływów międzygałęziowych uwzględniająca zanieczyszczenia gospodarcze środowiska.
- B.** Rajackas R. Ł., Sutkajtis W. P., 1981, *Okružajuszczaja srieda i problemy planirowanija*, Moskwa, Nauka, 72—98.
- C.** A-2.3/B-1/G-2.3/H-2.2.
- D.** Budowa tej tablicy przedstawia się następująco:

A_{11}	$A_{12} - A_{22}^+$	A_{13}
A_{21}	$A_{22} - A_{22}^+$	A_{23}
A_{31}	A_{32}	A_{33}

- A_{11} — macierz współczynników technologicznych opisujących proces produkcyjny (nakłady na jednostkę produktu),
- A_{12} — macierz współczynników określających nakłady na likwidację jednostki zanieczyszczenia,
- A_{12}^+ — macierz współczynników określających wielkość nakładów odzyskiwanych w wyniku likwidacji jednostki zanieczyszczenia,
- A_{13} — macierz współczynników określających straty przypadające na jednostkę zanieczyszczenia znajdującego się w przyrodzie i oddziaływającego na produkcję,
- A_{21} — macierz współczynników określających zasobowe nakłady na wytworzenie jednostki produktu,
- A_{22} — macierz współczynników określających zasobowe nakłady na likwidację jednostki zanieczyszczenia,
- A_{22}^+ — macierz współczynników określających wielkość zasobu odzyskanego dzięki likwidacji jednostki zanieczyszczenia,
- A_{23} — macierz współczynników określających straty w zasobach powodowane przez jednostkę zanieczyszczenia występującego w przyrodzie,
- A_{31} — macierz współczynników określających wielkość zanieczyszczeń powstających przy wytwarzaniu jednostki produktu,
- A_{32} — macierz współczynników określających wielkość zanieczyszczeń powstających przy likwidacji jednostki zanieczyszczenia,
- A_{33} — macierz współczynników określających wielkość zanieczyszczeń przypadających na jednostkę konsumowanego produktu

Zaprojektowana tablica przepływów może zostać wykorzystana w modelu, do którego wprowadzone zostaną następujące wektory:

X — wektor produkcji globalnej działów gospodarki,

C — wektor konsumpcji wytwarzanych produktów,

Z — wektor globalnej wielkości zanieczyszczeń powstających w działach gospodarki,

R — wektor zasobów gospodarki, przede wszystkim zasobów środowiska przyrodniczego,

Y — wektor zanieczyszczeń ulegających likwidacji,

P — wektor zanieczyszczeń likwidowanych poza procesem produkcyjnym w wyniku regeneracyjnych własności środowiska.

Na podstawie wyspecyfikowanych macierzy współczynników i wektorów zmiennych formuluje się trzy warunki bilansowe odpowiadające kolejno produkcji globalnej, zasobom służącym do produkcji oraz wielkości zanieczyszczeń:

$$1) A_{11}X + (A_{12} - A_{12}^+)Y + A_{13}Z + C = X,$$

$$2) A_{21}X + (A_{22} - A_{22}^+)Y + A_{23}Z \leq R,$$

$$3) A_{31}X + A_{32}Y + A_{33}C - Y - P = Z.$$

- E. Pomimo koniecznych dla tej metody uproszczeń, związanych z wysokim szczeblem abstrakcji, w schemacie przepływów znaleźć można istotne wskazania dla relacji gospodarka—środowisko. Uwzględniono tu ograniczoność zasobów naturalnych, łączną wielkość zanieczyszczeń powstających w procesie produkcyjnym, ujemny wpływ konsumpcji, wreszcie pomijany często fakt powstawania zanieczyszczeń w samych procesach ich likwidacji. Wprowadzenie do warunków bilansowych cen (produktów, zasobów i zanieczyszczeń) umożliwia wyznaczenie punktu równowagi modelowanego układu ekonomiczno-ekologicznego.
- A. Metoda oceny terenu za pomocą wskaźników ilościowych i jakościowych.
- B. Rohon P., 1980, *Širši rozhodovací proces v řízení péče o chráněná území*, Památ. a prir., 2, 121—123.
Hlavaček S., 1981, *Realne hodnocení krajiny s využitím mapových podkladu*, Zév. práce postgr. studia, Stavební fakulta ČVUT, Praha.
- C. A-2.1/B-1/G-2.3/H-1.3.2.
- D. Autor podkreśla na wstępie, iż metoda ta ma na uwadze głównie cel praktyczny i dlatego stosuje się w niej mierzalne dane wyjściowe, aby można było korzystać z map i zdjęć lotniczych. Jako założenie wyjściowe badań przyjęto tezę, iż podstawowymi elementami określającymi teren jest stosunek powierzchni podstawowych ekosystemów naturalnych i seminaturalnych do powierzchni całkowicie antropogenezowanych. Uzupełnieniem tego są jakościowe charakterystyki poszczególnych ekosystemów, specyficzne dla każdego badanego regionu. Ocena realizowana jest za pomocą bonitacji punktowej. Podstawową wielkością jest tak zwany współczynnik stabilności, który przyjmuje postać:

$$U_s = \frac{O + PO + A \cdot TTP + B \cdot L + C \cdot V}{Z + 1} \cdot K \cdot Q, \quad (1)$$

gdzie:

- O — powierzchnia ziemi ornej (km²),
 PO — inne powierzchnie naturalne trudne do ujęcia, na przykład kompleksy skalne (km²),
 A — współczynnik określający udział stałych powierzchni trawiastych,
 TTP — stałe powierzchnie trawiaste, włącznie z powierzchniami ogródków, sadów, pastwisk, winnic itp.,
 B — współczynnik udziału powierzchni zalesionych,
 L — powierzchnie zalesione (km²),
 C — współczynnik określający udział powierzchni wodnych,
 V — powierzchnia wód,
 Z — powierzchnia zabudowy; obejmuje także inne po-

wierzchnie zantropogenizowane, nie spełniające funkcji gleby w dokładnym tego słowa znaczeniu, jak na przykład wysypiska śmieci lub wybetonowane powierzchnie lotnik; powierzchnie dróg czy linii kolejowych wygodniej jest nie uwzględniać,

- K — współczynnik charakteryzujący rozczłonkowanie terenu,
 Q — współczynnik oceniający jakość środowiska, przede wszystkim czystość powietrza.

Krótki opis poszczególnych współczynników:

Współczynnik A

Założeniem jest, iż powierzchnie trawiaste mają w zależności od położenia różną wartość, większą na przykład na obszarach suchych. Na plan pierwszy wysuwa się ich znaczenie hydrologiczne, głównie funkcja przeciwoerozyjna oraz transformacja spływu powierzchniowego do gruntu. Dla regionów klimatycznych Czecho-Słowacji ustalono przeliczniki:

- 1) region ciepły — 1,0 równina; 1,5 stok,
 2) region umiarkowany — 1,5 równina; 2,0 stok,
 3) region chłodny — 2,0 równina; 3,0 stok.

Współczynnik B

Określa on udział wszystkich powierzchni pokrytych lasem (w km²). Ważnym elementem jest tu wysoka zieleń rozproszona (aleje, ciągi drzew na miedzach i wzdłuż potoków itp.). Wielkość tę kreślić wystarczająco dokładnie według mapy lub zdjęcia lotniczego

$$B = \frac{L \cdot O}{p^2} \cdot \frac{r}{p}, \quad (2)$$

gdzie:

- L — powierzchnia lasu, km²,
 p — powierzchnia regionu, km²,
 O — obwód lasu, km,
 r — długość swobodnej (liniowej) zieleni, km.

Można go uzupełnić o jakościowe cechy lasu.

Współczynnik C

Określa udział wód powierzchniowych. W przypadku rzek bierzemy albo ich rzeczywistą powierzchnię z mapy, albo przyjmujemy umowną szerokość w metrach pomnożoną przez odczytaną z mapy długość ciek. Współczynnik przyjmuje postać:

$$C = \frac{V \cdot v}{p^2}, \quad (3)$$

gdzie:

V — suma powierzchni wodnych (km^2),

v — obwód powierzchni wodnej (km),

p — powierzchnia regionu (km^2).

Można go uzupełnić jakościowymi aspektami wód powierzchniowych.

Współczynnik K

Charakteryzuje rozczłonkowanie terenu i jego dostępność; wyliczamy go ze wzoru:

$$K = K_1 \cdot K_2; \quad (4)$$

K_1 wyliczamy ze wzoru:

$$K_1 = \frac{n_v}{n_m}, \quad (5)$$

gdzie:

n_v — liczba wzniesień w regionie,

n_m — różnica pomiędzy maksymalną a minimalną wysokością npm. (w metrach).

$$K_2 = \frac{d_c}{P},$$

gdzie:

d_c — długość dróg w regionie (km),

P — powierzchnia ogólna regionu (km^2).

Współczynnik Q

Określa zmniejszenie wartości terenu w wyniku zanieczyszczenia atmosfery i wód oraz przez hałas. Gdy nie dysponujemy dokładnymi danymi przyjmujemy następujące wartości Q :

- 1) minimalne zanieczyszczenie powietrza SO_2 i minimalny opad pyłu $Q = 1,0$
- 2) średnie zanieczyszczenie powietrza SO_2 i opad pyłu $Q = 0,5$
- 3) silne zanieczyszczenie powietrza SO_2 i opad pyłu $Q = 0,2$

E. Metoda została opracowana przez Rohona (1980) i uzupełniona przez Hławačka (1981); wykorzystano w niej również uzyskane dotychczas wyniki praktyczne badań z 14 powierzchni modelowych. Jest ona szczególnie przydatna w ocenie stopnia antropogenicznego przekształcenia krajobrazu. W odróżnieniu od innych podobnych ujęć, propozycja ta wyróżnia się tym, iż zwraca uwagę na znaczenie charakteru i długości granic (perymetru) między poszczególnymi układami.

A. Planowanie jakości krajobrazu.

B. Shuttleworth S., 1980, *Planning for Landscape Quality*, A dissertation submitted as a part of the requirements for the Diploma in Town and Regional Planning at the Leeds Polytechnic.

Shuttleworth S., 1980, *The Evaluation of Landscape Quality*, Landsc. Res. 51.

C. A-1/B-1/G-2.2/H-1.3.2.

D. Metodę opracowano na politechnice w Leeds. Badania oceny jakości estetycznej krajobrazu oparto na licznych badaniach ankietowych, obejmujących różne środowiska społeczne. Wypowiedzi były analizowane metodą dyferencjału semantycznego i opracowane metodami analizy wieloczynnikowej.

Odczucie wartości estetyczne oddawane było przez ankietowanych w trzech „wymiarach”: „jakości scenerii”, „siły oddziaływania scenerii” oraz przytulności”. Okazuje się, że można je odnieść do bardziej jednoznacznych cech krajobrazu: zróżnicowania, jednolitości, kompleksowości.

Szczegółowa analiza materiału badawczego pozwoliła na wyodrębnienie elementów krajobrazu najsilniej wpływających na jego ocenę u odbiorcy. Najważniejszym okazał się rytm rzeźby oraz rozległość widoku. Jako dodatkowe elementy podwyższające odbieraną jakość krajobrazu zostały wyodrębnione: parki, rzeki, jeziora i stawy oraz zabudowania. Zdecydowanie obniżającymi jakość widoku okazały się słupy oraz obiekty przemysłowe.

Analiza pojęć i określeń użytych przez respondentów wskazuje na grupowanie się w skali semantycznej zespołów pojęć odpowiadających pewnym, powszechnie występującym wyobrażeniom krajobrazowym (*landscape images*). W warunkach brytyjskich tworzą one wyraźnie pięć typów krajobrazu. W obrębie tych, odpowiadającym pewnym ugruntowanym wzorcom „wyodbrażeń” typów krajobrazu, dokonywana jest hierarchizacja i ocena ich wartości estetycznej.

Autor metody wskazuje, że elementy zagospodarowania mogą być bardzo różnie odczuwane w zależności od cech przyrodniczych krajobrazu. Czynniki istotne w opracowaniach o dużym zróżnicowaniu typów krajobrazu mogą okazać się zawodne przy opracowaniach w skali lokalnej.

E. Metoda typowa dla badań wartości estetycznych krajobrazu. Jest w różnych modyfikacjach dość powszechnie stosowana w pracach poświęconych poszczególnym zagadnieniom percepcji środowiska.

A. Analiza oddziaływania na środowisko.

B. United Nations Environmental Programme.

Erickson P. A., *Environmental Impact Assessment. Principles and Applications*, Academic Press, New York.

Bisset R., 1980, *Methods for Environmental Impact Analysis: Recent Trends and Suture Prospects*, Journ. Environ. Manag. 11, 1, 27—43.

Nijkamp P., 1980, *Environmental Policy Analysis: Operational Method and Models*, Wiley, New York.

Siebert H., 1981, *Economics of the Environment*, Heath Lexington 1981.

Fudała J. (red.), 1982, *Ocena skutków działań w środowisku: Projekt UNDP, WHO, POL-RCE-003. Raport końcowy*, IKŚ, Katowice.

Nijkamp Y., 1984, *Economic and Ecological Models: A Qualitative Multidimensional View*, /w:/ Jansson A. M. (red.) *Integration of Economy and Ecology*, Univ. Press, Stockholm, 167—184.

C. A-1/B-2/G-2.3/H-2.2.2.

D. Metoda Environmental Impact Analysis (EIA), programowana i rozwijana przez UNEP (również w Polsce), za punkt wyjścia przyjmuje ogólny schemat tablicy input-output, z tą różniac, że występujących powiązań nie definiuje się wyłącznie ilościowo lub wartościowo (tab. 1). EIA ukierunkowana jest na wykrywanie oddziaływania na środowisko bez wymagania kwantyfikacji zjawisk, a więc informacje jakościowe są równoprawne z ilościowymi.

Tabela 1. Układ ekonomiczno-ekologiczny opisany za pomocą tablicy input-output (Siebert, 1981, s. 12)

Inputs Outputs	Gospodarka	Środowisko Przyrodnicze
Gospodarka	(1)	(2)
Środowisko Przyrodnicze	(3)	(4)

gdzie:

Blok (1) — klasyczna tablica przepływów materiałowych między działami gospodarki,

Blok (4) — przepływy między wyodrębnionymi częściami badanego systemu ekologicznego,

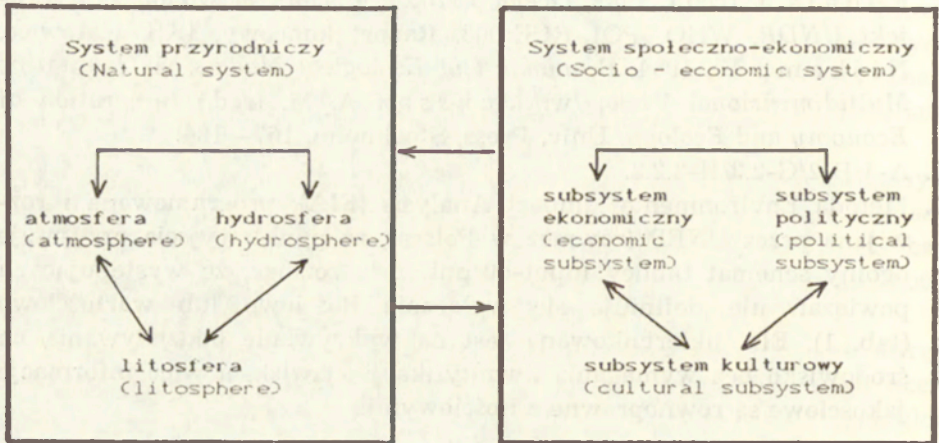
Blok (3) — przepływy ze środowiska do gospodarki,

Blok (2) — przepływy materialne z gospodarki do środowiska (z reguły emisje zanieczyszczeń).

W tej sytuacji większą wagę przywiązuje się do badania struktury powiązań i wykrywania występujących między nimi prawidłowości, niż do dokładnego ustalenia określonej wielkości opisującej oddziaływanie (często dane szczegółowe są zresztą niemożliwe do uzyskania).

Gospodarkę możemy przedstawić jako całość systemu przyrodniczego i systemu społeczno-ekonomicznego (ryc. 5).

Na system przyrodniczy składają się czynniki biotyczne i abiotyczne, tworzące ekosystemy oraz zasoby naturalne. Na system społeczno-ekonomiczny składają się trzy subsystemy: ekonomiczny (całość produkcji, dystrybucji i konsumpcji), polityczny (normy i ideologia) oraz kulturowy (problematyka ludnościowa, struktur społecznych, działalność pozaekonomicznych).



Ryc. 5. Relacja między systemem przyrodniczym i społeczno-ekonomicznym
(Relation between natural and socio-economic system)

Dokonując za Nijkampem (1980, s. 11—17) pewnych modyfikacji można wyróżnić pewne „profile” związane z określonymi dziedzinami działalności człowieka, a z nich skonstruować tablicę oddziaływań (impact matrix):

EIA	PP	PG	PE
PP	?	?	?
PG	?	?	?
PE	?	?	?

gdzie:

PP — profil produkcyjny — produkcja, inwestycje, dystrybucja dochodów, konsumpcja;

PG — profil geograficzno-demograficzny — struktura demograficzna, migracje, urbanizacja, rekreacja, infrastruktura socjalna;

PE — profil środowiskowy — dzieli się na dwa podprofile: pierwszy związany z dużymi wartościami przyrodniczymi, jakością flory i fauny, wskaźnikami struktury krajobrazu itp., a drugi ujmuje środowisko „użytkowo”: za-

nieczyszczenie powietrza, wody i gleby, użytkowanie i eksploatacja dóbr środowiska itp.

Impact Matrix powinna informować, jak w konkretnej sytuacji przedstawiają się relacje między wyróżnionymi profilami, w zależności od potrzeb — odmiennie w przypadku przeprowadzenia irygacji w rolnictwie, badania rekreacji w warunkach miejskich, czy realizacji znacznego przedsięwzięcia inwestycyjnego.

Innym sposobem wykorzystania EIA jest skonstruowanie takiej tablicy oddziaływań, której w główce umieszcza się alternatywne warianty projektowanych działalności, a w boczku pola oddziaływań (Nijkamp 1984, s. 174—175). W polach tablicy występują przewidywane lub obserwowane efekty rozważanych działań.

E. Pewnym niebezpieczeństwem jest nadmiar informacji, występujących podczas tworzenia tablicy oddziaływań (Impact Matrix), w których łatwo zagubić najistotniejsze powiązania i sam cel analizy. W tym przypadku interdyscyplinarność przysparza kłopotów związanych z selekcją i porównywalnością danych ilościowych i jakościowych. Nie mniej tablica oddziaływań jest prostym i uniwersalnym narzędziem analizy, najbardziej przydatnym na wstępnym etapie strukturalizacji problemu.

- A. Program zagospodarowania zasobów wizualnych.
- B. Bureau of Land Management, *Visual Resource-Management Programme*, 1980, Washington.
- C. A-2.2/B-1/G-2.2/H-1.3.2.
- D. Koncepcja opracowana przez Bureau of Land Management jest częścią oficjalnego programu rządu federalnego USA, w ramach którego dokonuje się analizy jakości wizualnej krajobrazu, jako procedury wstępnej przy planowaniu inwestycji lub projektowaniu działań w dziedzinie ochrony środowiska i krajobrazu.

System oceny jakości party jest na przyporządkowaniu arbitralnie ustalonej liczby punktów za jakość wizualną krajobrazu w 7 kategoriach oceny: formy rzeźby, roślinności, wody, koloru, scenerii obszarów przyległych, unikatowości i modyfikacji antropogenicznej krajobrazu. W każdej z kategorii ocena jest trzystopniowa, punktowana według ustalonej tabeli. Punkty ujemne przyznawane są tylko w kategorii modyfikacji antropogenicznej, jeśli działania ludzkie umniejszają wartość scenerii. Suma punktów uzyskanych w klasyfikacji we wszystkich kategoriach jest podstawą do zaliczenia jakości wizualnej krajobrazu do jednej z trzech klas:

- A. Obszary, które łączą wybitne walory we wszystkich aspektach,
- B. Obszary odznaczające się kombinacją zjawiska wybitnych i powszechnie występujących w regionie,
- C. Obszary o cechach powszechnie występujących w regionie.

Jest to metoda ukierunkowana na wyselekcjonowanie obszarów, w których występują krajobrazy o szczególnie wysokich walorach widowskich, estetycznych. Klasyfikacja nie umożliwi wyodrębnienia obszarów zdewastowanych i zdegradowanych.

E. Jest to jedna z wielu propozycji oceny wartości wizualno-estetycznej krajobrazu, uwzględniającej kierunki zmian, jakie w nim zachodzą. Metoda ta została umieszczona w załączniku nie tyle ze względu na jej merytoryczną wartość, ale z przyczyn jej zastosowania w Stanach Zjednoczonych, Kanadzie i niektórych krajach Europy Zachodniej jako obowiązującej w procesach planowania inwestycji.

A. Wariantowa ocena wpływu rozmieszczenia ludności na środowisko naturalne.

B. Władymirov W. W., 1982, *Rassielenije i okrużajuszczaja srieda*, Strojizdat, Moskwa.

C. A-2/B-1/G-2.3/H-1.3.2+2.2.

D. Autor zastanawia się, jaki poziom zaludnienia można nazwać „ekologicznym” — zbliżonym do przyrody. Proponuje obok tradycyjnych ujęć ekonomicznej i społecznej efektywności skupisk ludzkich badać również „ekologiczność” różnych form miasta.

W tym celu tworzy hipotetyczny przykład 4 różnych form skupisk o 1 mln mieszkańców każde:

- 1) jedno miasto 1 mln mieszkańców,
- 2) słabo wykształcona aglomeracja z centralnym miastem o zaludnieniu 700 tys. mieszkańców i kilkoma satelitarnymi liczącymi około 300 tys. mieszkańców,
- 3) 5 miast „optymalnych” po 200 tys. mieszkańców każde,
- 4) system powiązanych miast — centrum 500 tys. mieszkańców i 5 peryferyjnych miast po 100 tys. mieszkańców.

Wszystkie te struktury miejskie autor umieścił w jednakowych warunkach przestrzennych i przyrodniczych, by ocenić je za pomocą 43 czynników podzielonych na pasywne (obserwowane cechy czy objawy) i aktywne (przedsięwzięcia przeciwdziałające). Ocena punktowa odzwierciedla miejsce każdego z 4 wariantów, przemnożone (oddzielnie dla czynników pasywnych i aktywnych) przez współczynnik znaczenia spośród określonych metodą ekspertów 9 grup: ziemia, wody powierzchniowe i podziemne, powietrze, świat roślin i zwierząt, hałas, zagrożenia cieplne, wstrząsy elektromagnetyczne, promieniowanie, zagrożenie epidemiologiczne. Poziom efektywności ekologicznej (E_{ek}) określono za pomocą formuły:

$$\bar{E}_{ek} = \frac{\sum_{r \in R} \left(\sum_{i=1}^{m_r} F_i^{(R)} K_i^{(R)} \right) + \sum_{l=1}^{m_l} F_l^{(R)} K_l^{(R)}}{2m}$$

gdzie:

m_{r_i} — liczba czynników r -tego komponentu,

m_r — liczba czynników r -tego przedsięwzięcia,

$K_i^{(R)}$ — współczynnik znaczenia i -tego czynnika dla r -tego komponentu.

$K_j^{(R)}$ — współczynnik znaczenia dla r -tego przedsięwzięcia,

$$\sum_{i=1}^{m_r} K_i^{(R)} = 1; \quad \sum_{i=1}^{m_r} K_i^{(R)} = 1;$$

$F_i^{(R)}$ — ocena efektywności w punktach i -tego czynnika dla r -tego komponentu,

$F_i^{(R)}$ — ocena efektywności w punktach i -tego czynnika dla i -tego przedsięwzięcia,

R — zbiór uwzględnionych komponentów (przedsięwzięć),

m — ilość uwzględnionych komponentów.

Najwyższe oceny otrzymał wariant 4 (system miast powiązanych), następnie wariant 3 (miasta „optymalne”). Uwzględniając jednakże uwarunkowania społeczne wariant miast powiązanych, czyli czwarty uznany został przez autora za najlepszy.

- E.** Metoda teoretyczna, zasługuje na uwagę ze względu na jej przydatność i łatwość stosowania w planowaniu i ocenie warunków życia w mieście, łatwo można ją przekształcić w kierunku ocen ekologicznej sprawności innych układów osiedleńczych i użytkowania ziemi.

THE „MEN-ENVIRONMENT” SYSTEM IN THE LIGHT OF THE THEORY OF EVALUATION

Summary

The book deals with the theoretical and methodical foundations of the evaluation of the interrelationships between the human community, the economy and nature. The research findings concerning those interrelationships have usually been presented in the form of evaluations, and even if that form is not the main one, it is as valid as other forms of presenting those findings. Notwithstanding that fact, the essence of evaluation has been given so far too little attention: evaluation has often been guided by intuition and has sometimes departed from the basic assumptions of the theory of evaluation, the theory of value or the theory of utility. This has resulted in excessive simplifications and faulty practical guidelines.

The current number of methods of evaluating „men-environment” interactions equals to no less than several thousand. Those methods are both quantitative and qualitative, employ verbal descriptions or logical-mathematical formulae, the latter mainly in the applied researches. Thus, it seems that some kind of order should be introduced both into methodic approaches and the evaluated objects, i.e., the „men-environment” relationships.

In Chapter I, „An Outline of the Theory of Evaluation of Geographical Environment” the author briefly presents the main assumptions of the theory of evaluation and proposes a classification and a typology of evaluation systems (evaluative standards) on the basis of four hundred and forty-eight methods of evaluation found both in the Polish and foreign literature. The classification of those methods into homogenous groupings is based on their relationship to twenty-seven investigated attributes, and the typology — on the degree of their mutual similarity. The result is that nearly 90 per cent of the analysed evaluation procedures turned out to be that modifications of nine basic evaluative standards; the same standards are used by different branches of science interested in the environment: by the natural, economic, social sciences, etc.

In Chapter II, „The System 'Men-Environment' — Axiological Approach” the author presents his own views on the essence of the system „men-environment” against the background of vast literature. In the initial sections he discusses „men-environment” relationships in terms of the systems theory and concludes that they should not be treated in a reductionistic manner as they constitute a dynamic system with distinct linkages which stem neither from the structure nor from the functioning of its constituent parts. It is just those relationships, the so-called integrons, that determine the mode of operation of the whole system.

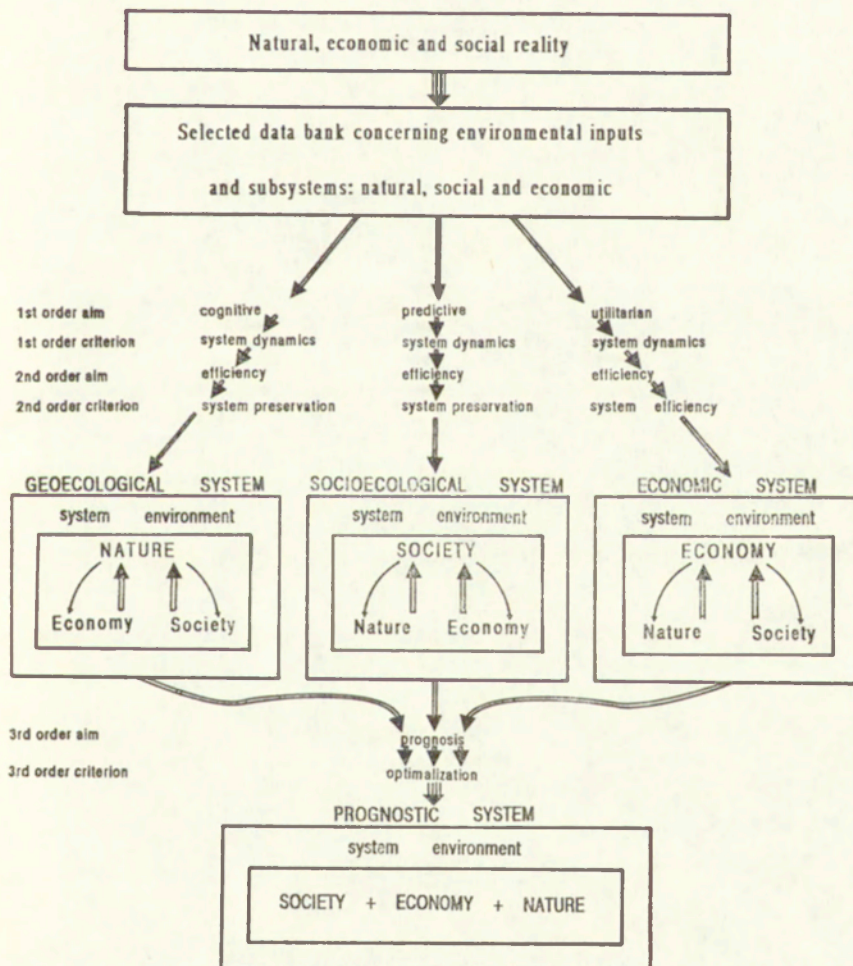
Later in the book the author arrives at the conclusion that all „men-environment” relationships have spatial nature. On those grounds he formulates the concept of „Men-Economy-Nature Territorial Systems” (MENTS) and examines those systems with the application of morphological and functional criteria as well as the criterion of the degree of openness of the system, etc. MENTS analysis makes it clear that neither cognitive nor practical results of the evaluation procedure can be satisfactory if a system's components, i.e. human com-

munities, the economy and nature are treated on equal terms. Therefore, with the same data bank, both the goal and the criteria of the system must be defined *a priori* as they differentiate the modes of evaluation of the available data with regard to specific aspects (see Model). Then the following three approaches are used to analyse the same MENTS system: the geo-ecological approach, its systemic goal being the protection and preservation of the mechanisms of nature; the socio-ecological approach, its goal consisting in the improvement of the quality of life and welfare of men, and finally, the economic approach, the system's goal assuming the optimization of production, processing and consumption.

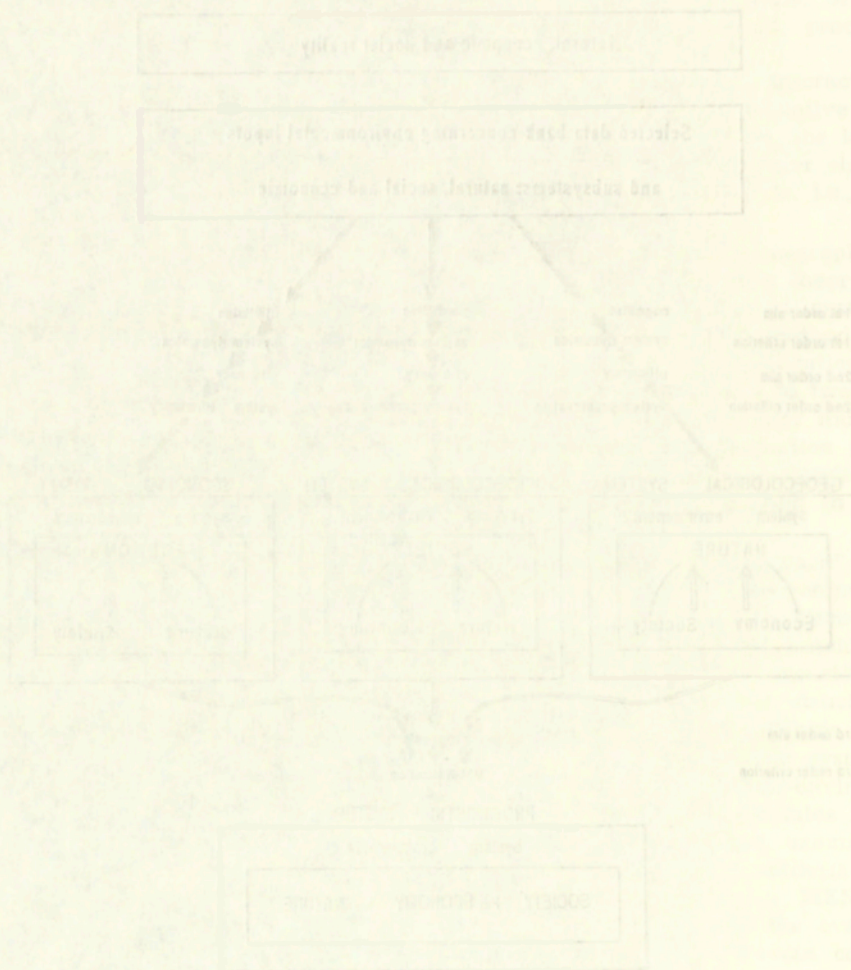
An Appendix to the book contains a selection of uniformly presented twenty, out of the total number of nearly four hundred and fifty, evaluation methods.

Translated by Izabela Budzyńska

Model of investigation of "MAN-ECONOMY-NATURE" Territorial System



MAN-ECONOMY-ENVIRONMENT SYSTEM



PRACE GEOGRAFICZNE IGiPZ PAN

140. Dzięwoński K., Korcelli P. (red.), *Studia nad migracjami i przemianami w Polsce*, 1981, s. 267, 63 il., zł 82,—
141. Rościszewski M., Mashbits Y. S., Siemek Z. (red.), *Third World, geographical problems of development. Proceedings of the III Polish-Soviet Seminar*, Warsaw, September 1979, 1981, s. 121.
142. Słupik J., *Rola stoku w kształtowaniu odpływu w Karpatach fliszowych*, 1981, s. 98, 34 il., 10 fot., zł 32,—
143. Froehlich W., *Mechanizm transportu fluwialnego i dostawy zwietrzelin do koryta w górskiej zlewni fliszowej*, 1982, s. 114, 68 il., 17 fot., zł 120,—
144. Rościszewski M. (red.), *Różnicowanie się i nowe podziały światowej przestrzeni społeczno-gospodarczej*, 1983, s. 96, 13 il., zł 50,—
145. Baumgart-Kotarba M., *Kształtowanie koryt i teras rzecznych w warunkach zróżnicowanych ruchów tektonicznych (na przykładzie wschodniego Podhala)*, 1983, s. 145, 39 il., 13 fot., zł 110,—
146. Drozdowski E., *Stratygrafia i geneza osadów zlodowacenia wistulian w północnej części dolnego Powiśla*, 1986, s. 90, 22 il., 25 fot., zł 150,—
147. Kostrowicki A. S. (red.), *Studium geokologiczne rejonu jezior wigierskich*, 1988, s. 134, 23 il., zł 210,—
148. Eberhardt P., *Regiony wyludniające się w Polsce*, 1989, s. 141, 10 map, zł 750,—
149. Szulc H., *Morfogenetyczne typy osiedli wiejskich na Pomorzu zachodnim*, 1988, s. 138, 36 il., 3 mapy, zł 300,—
150. Leszczycki S., *Badania geograficzne nad osadnictwem w południowej Anatolii*, 1987, s. 113, 7 il., 45 fot., zł 230,—
Kawecka-Endrukajtis B., Tuszyńska-Rękałek H., *Spis wartości Prac Geograficznych 1—30 (1954—1987)*, s. 43.
151. Rykiel Z. (red.), *Struktury i procesy społeczno-demograficzne w regionie katowickim*, 1989, s. 148, 31 il., zł 650,—
152. Korcelli P., Gawryszewski A. (red.), *Współczesne przemiany regionalnych systemów osadniczych w Polsce*, 1989, s. 176, 35 il.
153. Bogacki M. (red.), *Współczesne przemiany rzeźby Polski południowo-wschodniej*.

ISBN 83-04-03976-1
PL ISSN 0373-6547

<http://rcin.org.pl>

A. S. KOSTROWICKI: SYSTEM „CZŁOWIEK—ŚRODOWISKO” W ŚWIETLE TEORII OCEN