

PROBLEMY EKOLOGICZNE
JAKO PROBLEMY SPOŁECZNE

83140

Z.412922

UNIwersytet IM. ADAMA MICKIEWICZA W POZNANIU
SERIA SOCJOLOGIA NR 27

Piotr Matczak

PROBLEMY EKOLOGICZNE
JAKO PROBLEMY SPOŁECZNE



WYDAWNICTWO
NAUKOWE

POZNAŃ 2000

60 702/2
2000

ABSTRACT. Matczak Piotr, *Problemy ekologiczne jako problemy społeczne* [Ecological problems as social issues], Wydawnictwo Naukowe UAM, Seria Socjologia nr 27. Poznań 2000. Pp. 175. ISBN 83-232-1041-1. ISSN 0554-8225. Polish text with a summary in English.

In the book an attempt is made to define the meaning of an environmental problem, what are its causes and, consequently, how to solve them. Environmental problems are understood in a specific sense, emphasising social construction of such problems. "Environmental problems" are treated as a case of a broader class of social problems, which are the situation that is socially recognised as unacceptable. In the book a revision of environmental problems causes is presented. Attention is paid to external costs as the situation when the costs of social activities are transferred to others while the benefits are gained by few. Social dilemma concept revealing mechanisms leading to social problems is also presented. Further, the role of local communities and self-government authorities in solving environmental problems is considered.

Piotr Matczak, Instytut Socjologii UAM (Institute of Sociology of Adam Mickiewicz University), ul. Szamarzewskiego 89, 60-568 Poznań, Poland
e-mail: matczak@socjo.amu.edu.pl



Recenzent: prof. zw. dr hab. Marek Szczepański

Z. 412922

© Piotr Matczak 2000

Projekt okładki: Ewa Wąsowska

Redaktor: Anna Rąbalska

Redaktor techniczny: Elżbieta Rygielska

ISBN 83-232-1041-1

ISSN 0554-8225

WYDAWNICTWO NAUKOWE UNIWERSYTETU
IM. ADAMA MICKIEWICZA W POZNANIU
www.amu.edu.pl/wydawnictwo;press@amu.edu.pl

Wydanie I. Nakład 700 egz. Ark. wyd. 11,50. Ark. druk. 11,00.
Papier druk. offset. III kl, 80 g, 61 × 86.

Podpisano do druku i druk ukończono w kwietniu 2000 r.

POZNAŃSKA DRUKARNIA NAUKOWA
POZNAŃ, UL. HEWELIUSZA 40

Spis treści

Wstęp	7
1. Koncepcja problemu ekologicznego	11
1.1. Relacja człowiek – środowisko	11
1.1.1. Rozumienie terminu „ekologia”	12
1.1.2. Rozumienie terminu „środowisko”	27
1.1.3. Podsumowanie – definicja środowiska	39
1.2. Pojęcie problemu społecznego	41
1.3. Problem ekologiczny jako problem społeczny	47
1.3.1. Definicja problemu ekologicznego	47
1.3.2. Wymiary analizy problemów ekologicznych	48
1.3.3. Rozpoznanie problemów ekologicznych	59
1.3.4. Wytwarzanie problemów ekologicznych	60
1.3.5. „Przesocjologizowana” koncepcja problemu ekologicznego	65
1.4. Główne problemy ekologiczne świata współczesnego	66
2. Problemy ekologiczne – przyczyny	72
2.1. Fizyczne zniszczenie ekosystemów jako przyczyna problemów ekologicznych	72
2.2. Obszar ludzkich wartości jako przyczyna problemów ekologicznych	74
2.3. Obszar ludzkich działań jako przyczyna problemów ekologicznych	75
2.3.1. Podejście konfliktowe (marksistowskie)	76
2.3.2. Podejście instytucjonalne	77
2.3.3. Koszty społeczne – koncepcja W. Kappa	78
2.3.4. Stanowisko neoklasycznej ekonomii	86
2.4. Koncepcja dylematów społecznych	89
2.4.1. Dobra publiczne i dobra wspólne	89
2.4.2. Dylematy społeczne	91
2.4.3. Wyjaśnienia problemów ekologicznych w gospodarkach centralnie sterowanych	95

3. Rozwiązania problemów ekologicznych	97
3.1. Rozwiązania problemów ekologicznych dotyczące poziomów: fizycznego, ludzkich wartości, ludzkich działań	98
3.1.1. Rozwiązania dotyczące poziomu fizycznie rozumianych ekosystemów	98
3.1.2. Rozwiązania dotyczące wartości społecznych	99
3.1.3. Rozwiązania dotyczące zachowań społecznych	100
3.1.4. Instrumenty informacyjne	105
3.2. Instrumenty prawne	106
3.2.1. Prywatyzacja dóbr środowiskowych	106
3.2.2. Prawo jako instrument ochrony środowiska	109
3.3. Instrumenty ekonomiczne	114
3.3.1. Ekonomiczne rozumienie zanieczyszczenia	114
3.3.2. Problem kosztów społecznych – stanowisko R. Coase'a	119
3.4. Kryteria decyzyjne przy rozwiązywaniu problemów ekologicznych	128
3.4.1. Dylematy polityki ekologicznej	129
3.4.2. Rozwój zrównoważony (ekorozwój)	130
3.5. Ocena kosztów i korzyści	132
3.6. Wartość środowiska	135
3.6.1. Cele oceny wartości środowiska	135
3.6.2. Wartości w odniesieniu do środowiska	136
3.6.3. Mierniki wartości środowiska	137
3.6.4. Metody oceny wartości ekonomicznej	142
3.6.5. Badanie gotowości płacenia	144
3.6.6. Zniekształcenia wyników przy badaniu gotowości płacenia	145
3.6.7. Różnica między gotowością płacenia a gotowością przyjęcia rekompensaty	147
3.7. Ograniczenia kryterium ekonomicznego	152
Podsumowanie	158
Bibliografia	165
Ecological problems as social issues (Summary)	174

Wstęp

– Jesteś z Polski...!? Strasznie zatrute macie środowisko w Polsce. To musi być okropne mieszkać w takim miejscu...!

Książka ta dotyczy środowiska. Nie powstałaby, gdyby nie przekonanie, że sprawa jest poważna. Co więcej, nie powstałaby, gdyby nie przekonanie, że ilość nieporozumień w tej dziedzinie dorównuje wadze problemu.

...i obiecujemy dokończyć budowę oczyszczalni ścieków dla gminy.

(z ulotki wyborczej lokalnego ugrupowania
w wyborach samorządowych w 1994 roku)

Książka ta nie powstałaby, gdyby nie przekonanie, że dobre intencje nie muszą prowadzić do sukcesu.

* * *

Od co najmniej 25 lat obserwować można rosnące zainteresowanie opinii publicznej, badaczy, polityków zagadnieniem jakości środowiska. Środowisko i jego stan wydaje się być jednym z najważniejszych wyzwań stojących obecnie przed rządami i społeczeństwami. Publiczna dyskusja na temat „kryzysu środowiska”, działania grup i ruchów ekologicznych, aktywność polityczna (partie „zielonych”), działania podejmowane na arenie międzynarodowej – wszystko to każe przypuszczać, że nie mamy do czynienia ze zjawiskiem incydentalnym, wywołanym przez garstkę zapaleńców, lecz z poważnym problemem dotyczącym współczesnego człowieka.

Spektakularne akcje grup ekologicznych, głośne debaty, poruszające reportaże, ukazujące zniszczenie środowiska, nie muszą jednak

być dowodem tego, że sprawa jest rzeczywiście poważna i że wymaga przedsięwzięcia środków zaradczych. Głośność tematyki nie musi też skłaniać ludzi do rzeczywistych zmian zachowań. Co się zatem kryje za kryzysem środowiska?

Niniejsza praca jest próbą zdefiniowania, czym jest problem ekologiczny, jakie są jego przyczyny i w konsekwencji – jak można rozwiązywać problemy ekologiczne. Celem pracy jest, po pierwsze, rozpoznanie obszaru, który określany jest jako „problematyka ekologiczna”. Już na pierwszy rzut oka można zauważyć, że pod tym terminem można rozumieć wiele różnych kwestii. W tym zakresie książka ma charakter przeglądowy i porządkujący. Współczesne konteksty problematyki ekologicznej odniesione są zarówno do tradycji badań ekologicznych w naukach społecznych, jak i do biologicznych korzeni terminu.

Pierwszy rozdział zawiera omówienie przyjętego w pracy rozumienia „problemu ekologicznego”. Przedstawione są tu wieloznaczności (mogące prowadzić do nieporozumień) dotyczące pojęć „środowisko” oraz „ekologia”. Zamieszanie terminologiczne w dziedzinie badań nad relacją człowiek – środowisko zmusza do sprecyzowania stosowanej terminologii. Tytułowy „problem ekologiczny” rozumiany jest w pewnym określonym znaczeniu, kładącym nacisk na aspekt społecznego tworzenia tych problemów. „Problemy ekologiczne” są traktowane jako pewien przypadek problemu społecznego – sytuacji społecznie definiowanej jako niemożliwa do zaakceptowania.

Przyjęte w pracy rozumienie problemu ekologicznego może wywołać irytację biologów. W ramach tej nauki ekologia jest bowiem dobrze rozwiniętą subdyscypliną, która nie ma wiele wspólnego z takim rozumieniem ekologii (i problemu ekologicznego), które odnosi się do problematyki związanej z zanieczyszczeniem środowiska. Decyzja o nieortodoksyjnym – z tego punktu widzenia – użyciu terminu była spowodowana głównie względami pragmatycznymi. Poszukiwanie nowego terminu na określenie „problemów ekologicznych” byłoby nadmiernym pedantyzmem.

Drugim celem pracy jest dokonanie przeglądu sposobów, jakich używają ludzie do radzenia sobie z problemami ekologicznymi.

Zważywszy na rozległość problematyki, pełna prezentacja byłaby zadaniem zbyt ambitnym. Intencją wywodu jest raczej wskazanie różnych stanowisk zajmowanych przez badaczy przy określaniu przyczyn problemów ekologicznych i podobnie – różnych stanowisk wobec sposobów rozwiązywania tych problemów. W odniesieniu do prawa ochrony środowiska czy ekonomicznych instrumentów ochrony środowiska w pracy zawarte są jedynie niektóre zagadnienia, bez prezentacji kwestii szczegółowych.

W drugim rozdziale dokonuje się – w świetle przyjętych założeń – systematyzacji przyczyn powstawania „problemów ekologicznych”. Omówione są tu koncepcje kosztów zewnętrznych oraz dylematów społecznych, kładące nacisk na mechanizmy prowadzące do powstawania „problemów ekologicznych”. Szerzej przedstawiona jest koncepcja kosztów zewnętrznych (społecznych), gdzie koszty pewnych działań są „przerzucane” na barki innych, a korzyści są „konsumowane” przez nielicznych.

W trzecim rozdziale omówione są możliwe rozwiązania „problemów ekologicznych”, w szczególności instrumenty prawne oraz ekonomiczne. Rozdział ten zawiera również omówienie niektórych aspektów podejmowania decyzji w odniesieniu do możliwych rozwiązań, co wiąże się z zagadnieniem polityki ekologicznej. W szczególności uwaga zwrócona jest na badanie gotowości płacenia – technikę badań ankietowych, która wydaje się oferować istotne informacje potrzebne przy rozwiązywaniu problemów ekologicznych.

W zakończeniu podane są wnioski wynikające z przeprowadzonych analiz. Tłem podsumowania jest perspektywa roli wspólnot lokalnych i samorządu terytorialnego w rozwiązywaniu problemów ekologicznych.

Sledząc dyskusje wokół problemów dotyczących środowiska można zauważyć, że zachowanie neutralności, dystansu nie zawsze jest łatwym zadaniem. Wydaje się, że kontrowersyjność problematyki wynika ze zderzenia dwóch zasadniczych stanowisk: jedno kładzie nacisk na określenie „obiektywnych” wyznaczników problemów ekologicznych, drugie odwołuje się do „subiektywnych” ludzkich potrzeb – prawa do czystego środowiska, konieczności obrony naturalnych zasobów przyrody itd. W gruncie rzeczy książka

jest opisem społecznych prób obiektywizowania problemów ekologicznych, poszukiwania „twardych podstaw”, umożliwiających podejmowanie prawidłowych decyzji w walce z drugim, „ekocentrycznym”, nurtem myślenia o problemach ekologicznych, który wskazuje na bezsensowność takiego obiektywizującego podejścia lub na jego katastrofalne skutki.

Książka nie ma charakteru przeglądu historycznego, raczej systematyczny. Nie jest jednak wyczerpującym przeglądem koncepcji dotyczących problemów ekologicznych. Jest rozpoznaniem różnych sposobów problematyzacji wokół zagadnień ekologicznych. Stąd jej kształt jest mniej krytyczny, a bardziej integrujący i interdyscyplinarny.

Problemy ekologiczne stanowią bardziej rozległe pole badawcze niż zaprezentowano w książce. Stąd wiele, skądinąd interesujących, kwestii, jak na przykład problematyka świadomości ekologicznej czy ruchów społecznych, poruszonych zostało jedynie marginalnie.

Praca stanowi nieco zmodyfikowaną wersję trzech rozdziałów pracy doktorskiej. Podczas pracy pomogło mi wiele osób. Krzysztof Pachocki służył swym doświadczeniem w obszarze ochrony środowiska, prof. Marek Ziółkowski podsunął literaturę, dr Ryszard Cichocki służył wielokrotnie radą i nieocenioną pomocą, Marek Matkowski ratował zaginione w przeddzień zakończenia pracy pliki. Prof. Marek Szczepański oraz prof. Marek Ziółkowski dokonali wnikliwych recenzji pracy.

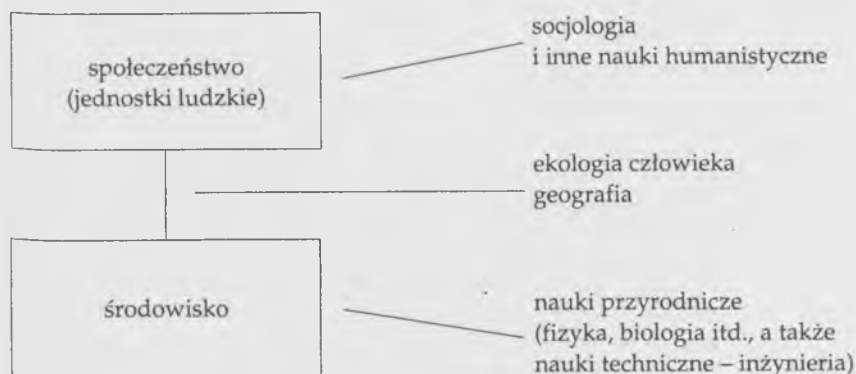
Szczególne podziękowania należą się prof. Piotrowi Buczkowskiemu, bez którego inspiracji, zachęty i pomocy praca ta nie mogłaby powstać.

Wreszcie, bez życzliwości i wyrozumiałości Viktorii praca nad książką byłaby znacznie trudniejsza.

1. Koncepcja problemu ekologicznego

1.1. Relacja człowiek – środowisko

„Problemy ekologiczne”, o których mowa w tytule, odnoszą się do stosunku człowieka (jako istoty społecznej) do otaczającego go środowiska. Zarówno przymiotnik „ekologiczny”, jak i termin „środowisko” dalekie są od jednoznaczności. Słowo „ekologia” zrobiło w ostatnich latach dużą karierę i – co więcej – zyskało znaczenie wartościujące: „dla większości użytkowników tego terminu ekologiczny znaczy dobry, nieekologiczny – zły” (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 4). Podobnie niejednoznaczne jest rozumienie „środowiska”. Nieporozumienia biorą się z potocznego stosowania wspomnianych terminów, a sprzyja temu popularność problematyki „ekologicznej” w mediach.



Rys. 1. Dziedziny wiedzy opisujące świat społeczny i środowisko

Kłopoty pojęciowe biorą się po części z trudności w przyporządkowaniu opisywanej problematyki do konkretnej dyscypliny naukowej. Poszczególne dziedziny wiedzy używają tych pojęć w sobie właściwy sposób. Na rys. 1. przedstawione są schematycznie obszary zainteresowań poszczególnych nauk jeśli chodzi o opis relacji między człowiekiem a środowiskiem.

Termin „problem ekologiczny” używany jest w pracy w pewnym specyficznym (choć opartym na tradycji) rozumieniu. Lokalizować tę problematykę należy na styku świata społecznego i środowiska. Poniżej przedstawione są podstawowe rozstrzygnięcia terminologiczne.

1.1.1. Rozumienie terminu „ekologia”

Ekologia jako termin biologiczny

Z historycznego punktu widzenia termin „ekologia” pojawił się w biologii – pierwszy użył go E. Haeckel w roku 1869. Jako wyodrębniona dziedzina biologii, ekologia funkcjonuje od początków XX wieku. Termin pochodzi od greckiego *oikos* (dom, miejsce życia). Według definicji biologicznych ekologia to: badanie organizmów w ich „domu”; nauka o związkach między organizmami (grupami organizmów) a środowiskiem; całość lub model stosunków między organizmami a ich środowiskiem; funkcjonowanie żywych organizmów w ich otoczeniu (Odum 1977; Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995).

W biologii badania ekologiczne odnoszą się do wszelkich relacji między osobnikiem, definiowanym jako „ta część materii, której uporządkowanie zależy od informacji osobniczej, zakodowanej w nośniku chemicznym – kwasach nukleinowych” (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 15), a środowiskiem, definiowanym jako „ta część materii, która przez tę informację nie jest porządkowana” (tamże, s. 16). Badania ekologiczne dotyczą relacji osobników ze środowiskiem, przy czym osobniki mogą być proste lub złożone: od jednokomórkowców do roślin, zwierząt i człowieka. Badania te dotyczą zarówno pojedynczych osobników, jak i populacji. Wyodrębnia się dwa typy badań: autoekologiczne – odnoszące się do relacji osobnika z otoczeniem

oraz synekologiczne – odnoszące się do interakcji między osobnikami jednego lub wielu gatunków. W biologii badania ekologiczne sprowadzają się do analiz: (1) przepływów energii, (2) łańcuchów pokarmowych, (3) modeli zróżnicowania w czasie i przestrzeni, (4) krążenia składników mineralnych (cykle biogeochemiczne), (5) rozwoju i ewolucji oraz (6) sterowania (cybernetyka).

Podstawowym pojęciem ekologii jest „ekosystem” (pierwszy użył tego terminu A. Tansley w roku 1935). Jest to jednostka ekologiczna obejmująca biocenozę (wszystkie organizmy żywe na danym obszarze), współdziałająca ze środowiskiem fizycznym w ten sposób, że przepływ energii prowadzi do powstania wyraźnie określonej struktury troficznej (pokarmowej), zróżnicowania biotycznego oraz krążenia materii, tzn. wymiany pierwiastków i związków między żywymi a nieożywionymi częściami tej jednostki (Odum 1977). Przykładami ekosystemów mogą być: staw, zlewnia, łąka itp.

Ekologia człowieka

Człowieka można traktować jako gatunek biologiczny. Badania ekologiczne, podobnie jak w innych przypadkach, odnoszą się do relacji gatunek ludzki – środowisko. Człowiek jest jednak gatunkiem specyficznym. Szczególnie istotne jest w tym przypadku rozróżnienie między badaniami autoekologicznymi oraz synekologicznymi. W odróżnieniu od zbiorów osobników innych gatunków biologicznych, populacje ludzkie stanowią strukturę wysoce zorganizowaną, dysponującą kulturą. Kulturę traktować można jako strukturę informacyjną organizującą populację ludzką. Nawiązując do teorii systemów J. Strzałko i J. Ostoja-Zagórski (1995) uznają, że kultura stanowi wyposażenie społeczne człowieka – organizuje strukturę populacji ludzkich, przy czym informacja o tej strukturze nie stanowi wyposażenia osobniczego (zawartego w genach), lecz ma swe źródło w interakcjach ludzkich – „zbiorowej pamięci” o tych interakcjach. W odniesieniu do specyfiki gatunku ludzkiego T. Benton (1994) dodaje jeszcze unikatową zdolność do zwiększania „pojemności środowiska” (jego zdolności adaptacyjnych względem powodowanych zakłóceń) oraz zróżnicowanie ludzkich kultur.

Ekologia człowieka to „ekologia populacyjna” (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 16). Chodzi w tym przypadku o człowieka traktowanego jako populacja – społeczeństwo stanowiące strukturę zorganizowaną, dysponującą mechanizmem homeostazy. Autoekologię społeczeństw ludzkich (metaekologię) należy – piszą Strzałko i Ostoja-Zagórski – odróżnić od autoekologii człowieka dotyczącej poszczególnych osobników ludzkich. W tym drugim rozumieniu, mylące jest często spotykane określenie „środowisko człowieka”, gdzie identyfikuje się (a raczej myli) środowisko jednostki ze środowiskiem grupy, społeczności ludzkiej.

Pojęcie ekologii w naukach społecznych i geografii – szkoła chicagowska

W naukach społecznych pojęcie ekologii pojawiło się na początku XX wieku. Wtedy to na uniwersytecie w Chicago grupa badaczy zapoczątkowała nowy kierunek badań nad przemianami miast amerykańskich. W obrębie szkoły chicagowskiej (jak ją później nazwano) stworzono koncepcję ekologii społecznej (*human ecology*). Pojęcie ekologii społecznej używane było i jest w socjologii i geografii. Z czasem terminu „ekologia” zaczęto używać także w ekonomii („ekonomia ekologiczna”), politologii, psychologii.

Klasyczne (chicagowskie) ujęcie ekologii społecznej nawiązywało do nauk biologicznych. R. Park – twórca szkoły – pokazuje (1936) analogie między porządkiem w biologii i porządkiem w świecie społecznym – podobieństwo procesów konkurencji, dominacji oraz sukcesji. Zadaniem ekologii społecznej jest, jego zdaniem, analiza systemu ludzkich wspólnot (*community*) z uwzględnieniem czterech czynników: populacji, kultury technologicznej, kultury symbolicznej oraz zasobów naturalnych.

W ramach szkoły chicagowskiej terminu „ekologia” używano w nieco metaforycznym znaczeniu. Badane procesy społeczne traktowano jako analogiczne do lepiej wówczas zbadanych procesów biologicznych. W sensie metodologicznym ekologia społeczna była próbą zaadaptowania modeli zapożyczonych z badań biologicznych do analiz świata społecznego.

Niejednorodność szkoły chicagowskiej

Podjęcie badawcze szkoły chicagowskiej wypracowane zostało w latach 20. i 30. naszego wieku i kontynuowane było przez kolejne pokolenia badaczy. Z czasem poglądy te uległy stopniowej ewolucji. Z. Pióro (1982) wyróżnia pięć faz rozwoju ekologii społecznej. Pierwsza, klasyczna faza to prace R. Parka i E. Burgessa: powstał wtedy model koncentrycznych stref rozwoju miasta. W tej fazie mieszczą się też badania E. Burgessa i C. Shawa nad przestępczością w miastach (Czekaj i Wódcz 1992). W drugiej fazie rozwoju ekologii społecznej uwagę skoncentrowano nie tyle na przestrzennej bliskości ludzi, ile na wspólnocie interesów. Koncentrowano się w badaniach na przejawach ładu społecznego – w przeciwieństwie do fazy pierwszej, gdzie badano raczej rozpad ładu. Trzecia faza ekologii społecznej to analizy czynnikowe, uprawiane głównie przez geografów. Analizowano tu powiązania poszczególnych zmiennych z kształtowaniem się struktur przestrzennych w miastach. Czwarta, wyróżniona przez Pióro faza, to faza syntezy poprzednich stanowisk, gdzie wskazuje się na to, że poszczególne modele miasta stanowią części szerszego, całościowego modelu. Piąta faza to faza socjologicznej interpretacji zachowań i struktur przestrzennych. Do obszaru badań ekologicznych włączono też badanie kulturowych znaczeń przestrzeni.

Podjęcie badawcze w ramach szkoły ewoluowało i trudno mówić o jednolitym stanowisku. Było tak z dwóch powodów: po pierwsze, była ona empirycznie zorientowana i teoria miała znaczenie drugoplanowe. Po drugie, szkoła rozwijała się przez długie lata i poszczególni badacze zajmowali różniące się od siebie stanowiska. J. Szacki (1983) pisze o „badaniach ekologicznych” w ramach szkoły chicagowskiej jako jednym z nurtów obecnych w jej ramach (obok orientacji typologicznej oraz strukturalno-funkcjonalnej). B. Jałowicki (1992, s. 53) odmawia szkole chicagowskiej miana teorii. Podobnie W. Piotrowski (1992, s. 47) używa sformułowania „podejście ekologiczne” jako sposobu badań przebijającego się przez rozmaite poczynania empiryczne.

Rozwój i zróżnicowanie w ramach ekologii społecznej łączy się ze zróżnicowaniem terminologii. Pojawia się kilka nazw opisujących poszczególne podejścia. I tak, oprócz klasycznego rozumienia ekologii społecznej (*human ecology*), w użyciu były też nazwy: *social ecology* i

urban ecology. W tradycji polskiej używa się pojęcia ekologii społecznej zarówno w odniesieniu do *human ecology* (pojawia się tu tłumaczenie „ekologia ludzka” – Misztal 1978, s. 43; Górka *et al.* 1995, s. 12; Kaltenberg-Kwiatkowska 1982, s. 145), jak i w przypadku *social ecology*. Z kolei, pojęcie *urban ecology* używane jest w badaniach w obrębie socjologii miasta, a także na styku socjologii oraz planowania przestrzennego i geografii. Obszary obejmowane przez poszczególne określenia nie różniły się zasadniczo między sobą. Jak piszą P. Korcelli i G. Węclawowicz (1982, s. 57), obecnie pojęcia „ekologia społeczna” (*human ecology*) oraz „ekologia społeczna miast” (*urban ecology*) są równoznaczne.

Bliskim ekologii ludzkiej stanowiskiem badawczym jest ekologia kulturowa (*cultural ecology*). Jak podaje A. Posern-Zieliński (za: Piontek 1992, s. 20), ekologia kulturowa – zwana też antropologią ekologiczną – koncentruje swoją uwagę na zależnościach adaptacyjnych wiążących kulturę z ekosystemem. Jest to nurt badań zapoczątkowany przez J. Stewarda (za: Szacki 1983, s. 727–728). Ekologia kulturowa jest to „badanie procesu, w którym społeczeństwa przystosowują się do otoczenia. Głównym problemem jest tu określenie, czy procesy przystosowawcze wywołują wewnętrzne przemiany społeczne lub procesy ewolucyjne. Adaptacja ta jest analizowana przez ekologię kulturową w połączeniu z innymi procesami zmian społecznych i instytucji oraz ich interakcji z otoczeniem” (Steward 1968). W ramach tego podejścia można wymienić badania W. Fireya nad wpływem znaczeń symbolicznych na kształtowanie przestrzenne centrum Bostonu. Z kolei C. Jonassen zajmował się analizami wpływu „bagażu kulturowego” (dotyczącego percepcji przestrzeni) na wybór miejsca zamieszkania przez emigrantów norweskich w Nowym Yorku (za: Hannigan 1995).

Badania wspólnot lokalnych

W ramach podejścia ekologicznego silnie zaznaczało się nastawienie badaczy na badanie wspólnot lokalnych. Analizowane procesy społeczne przebiegały w obrębie pewnej zbiorowości, zamieszkującej określone terytorium. Wykształcił się też pogląd o potrzebie brania pod uwagę wpływu, jaki na społeczność terytorialną wywiera środowisko przyrodnicze. Według zwolenników tego poglądu warunki przyrodnicze determinują wzory zachowań osadniczych. Wyodręb-

niono też specjalny rodzaj interakcji – interakcje ekologiczne, które przebiegać mają w sposób na poły przyrodniczy. Dlatego też przyjmowano, że takie interakcje badać można analogicznie do badania zjawisk przyrodniczych (Szacki 1983).

Ekologia społeczna a socjologia

Ekologia społeczna leży na pograniczu kilku dyscyplin. Relacje między ekologią społeczną i socjologią nie są proste. Z socjologicznego punktu widzenia, podsumowując założenia nurtu ekologii społecznej, G. Babiński (1980) wymienia następujące tezy przyjmowane przez badaczy w obrębie tego nurtu:

- 1) społeczeństwo jest bytem ponadjednostkowym i zachodzą w nim związki między wielkością i strukturą społeczeństwa a zasadami jego organizacji;
- 2) procesy społeczne muszą być wyjaśniane przez odwołanie się do warunków otoczenia;
- 3) społeczeństwo rozumiane globalnie jest abstrakcją – realnie istnieją tylko „układy naturalne” (wsie, dzielnice, miasta – Kaltenberg-Kwiatkowska 1982, s. 147);
- 4) spośród czynników zewnętrznych rozmieszczenie przestrzenne elementów społeczności odgrywa rolę bardzo ważną – wręcz podstawową.

„Analiza ekologiczna” w socjologii, biorąca pod uwagę powyższe założenia, to: „sposób postępowania badawczego polegający na poszukiwaniu wyjaśnień zjawisk społecznych (indywidualnych i zbiorowych) przez odwołanie się do czynników zewnętrznych w stosunku do zbiorowości, w której te procesy zachodzą” (Babiński 1980, s. 99). Zasadniczym czynnikiem są zmienne geograficzno-przestrzenne (typu: gęstość zabudowy, wartość mieszkań). Koncepcję „ekologii społecznej” uwzględniającą te zmienne wypracowali w latach 20. i 30. E. Burgess i R. Park. W obrębie tego stanowiska znalazły się pojęcia przejęte z biologii: „ekosystem” – oznaczający powiązanie społeczeństwa z warunkami życia, „habitat” – ludzka część ekosystemu, czy „jednostka naturalna” – samodzielna część ekosystemu (np. badania Wirtha).

G. Babiński (1980) wyróżnia także inne znaczenia terminu „zmienna ekologiczna” w socjologii. Są to zmienne mogące wywierać fizyczny wpływ na organizm (np. zaopatrzenie w żywność). Badania tego typu prowadzono już w XIX wieku. Podstawą badań było założenie o biologicznych podstawach życia ludzkiego i założenie o analogii równowagi występującej w naturze oraz równowagi w społeczeństwie¹.

Następny typ zmiennych to zmienne typu: dominacja, współzawodnictwo, równowaga, będące w mniejszym stopniu niż powyższe zmiennymi „zewnętrznymi” wobec zbiorowości.

W ramach analiz ekologicznych uwzględniano też właściwości grup społecznych (np. średni poziom wykształcenia w danej grupie). W tym przypadku badano korelacje cech zbiorowości².

Wreszcie zmienna ekologiczna traktowana jest czasem jako zespół zmiennych kompleksowo oddziałujących na daną zbiorowość.

Ogólnie można powiedzieć, że problematyka podejmowana przez ekologię społeczną nie jest odmienna od problemów podejmowanych przez socjologów. Burgess utrzymywał, że ekologia społeczna stanowi część socjologii *sensu stricto* – „w socjologii [...] pojęcie ekologii społecznej traci precyzję i staje się tożsame z socjologią w ogóle” (Rykiel 1982, s. 212).

Interdyscyplinarność ekologii społecznej

Znaczącą część dorobku ekologii społecznej wywodzącej się ze szkoły chicagowskiej stanowią badania dotyczące przestrzeni (zwłaszcza przestrzeni miejskiej).

¹ W badaniach odwoływano się do czynników geograficznych i klimatycznych (badania M. de Champonet nad przestępczością we Francji w latach 1821–1835) oraz do tez darwinizmu społecznego (badania Ch. Bootha nad ludnością Londynu w latach 80. XIX wieku). Podobne podejście stosowali L. Quetelet oraz R. Fletcher. Należy tu także włączyć nurt nazwany determinizmem geograficznym w socjologii. O wpływie warunków geograficznych na kształt życia społecznego, religie, rozmieszczenie terytorialne grup, typy organizacji społecznej itd. pisali m.in.: F. Le Play, E. Demolins, H. Buckle, E. Huntington. T. Szczurkiewicz (1969, s. 109) uznaje zresztą Le Playa za twórcę kierunku ekologicznego.

² Wspominany przy tej okazji „błąd ekologiczny” polega na nieuprawnionym przenoszeniu wnioskowania o korelacji pewnych cech grupowych na jednostki (Karpieński 1985, s. 115–116).

Według niektórych badaczy (także socjologów) badania ekologiczne – zwłaszcza w odniesieniu do analiz przestrzeni – stanowią połączenie badań geograficznych, socjologicznych i urbanistycznych. B. Jałowiecki (1982, s. 53) traktuje ekologię społeczną jako sposób badania miasta, gdzie przestrzeń i środowisko stanowią zmienne wyjaśniające zachowania ludzkie. Podobne podejście – skoncentrowane na badaniu przestrzeni – prezentuje W. Piotrowski (1992, s. 48). P. Tobera (1984, s. 75) twierdzi, że ekologia społeczna rozumiana jest obecnie jako socjologia stosunków przestrzennych, której pojęcie bliższe jest urbanistyce i obecne zwłaszcza w obrębie socjologii miasta (Ziółkowski 1965, 1972; Misztal 1978; Szczepański 1992; Wallis 1979, 1990; Castells 1982; Ossowski 1967b). Przestrzeń traktowana jest – w obrębie tego podejścia – jako „czynnik o charakterze ontologicznym dla zbiorowości lokalnej” (Białas 1982, s. 305) – jako „przestrzeń społeczna” (*human space*). Badania tego typu dotyczą zarówno konsekwencji kształtu przestrzeni dla życia społecznego (Szczepański 1992; Kazanecka-Michałowska 1992), jak i społecznych sposobów kształtowania przestrzeni społecznej.

Stanowisko łączące podsystem społeczny oraz podsystem urbanistyczny w jeden społeczny system miejski zajmuje A. Wallis (1979). Analizuje on centrum miejskie, traktując przestrzeń miejską jako punkt odniesienia dla procesów ekonomicznych i – zwłaszcza – kulturowych. Kształt przestrzeni miejskiej stanowi – zdaniem tego autora – przedmiot oddziaływań społecznych i dalej – zwrótnie – oddziałuje on na formy życia społecznego w tych ramach.

Podobny kierunek badań przyjmuje J. Ziółkowski (1972). Buduje on model planowania regionalnego jako celowej działalności służącej rozwojowi regionów. Struktura społeczna i kulturowa oraz zakres przestrzenny przekształceń to zmienne, które – jego zdaniem – powinny być brane pod uwagę zarówno przy opracowywaniu planów rozwoju, jak i przy analizach skutków przemian.

Propozycja połączenia socjologii z urbanistyką zawarta jest w pracach S. Ossowskiego (1967a, 1967b). Wskazuje on na związki planowania urbanistycznego z socjologią. Planowa działalność urbanistyczna jest, jego zdaniem, formą kształtowania życia społecznego. Z drugiej strony, kształtowanie to uzależnione jest od danych form spo-

łeczeństwa (1967b, s. 344). Szczególnie istotne zagadnienia w działalności urbanistycznej i planowanych zmianach to – jak podkreśla – obecność więzi społecznej (zwłaszcza sąsiedzkiej) oraz problem stosunku wsi i miasta. Autor ten podkreśla też wagę ośrodków skupienia, które poprzez swoją atrakcyjność budują tożsamość miejsca (dzielnicy).

Podjęcia Wallisa, Ossowskiego oraz Ziółkowskiego, silnie skoncentrowane na badaniu przestrzeni, sytuują się blisko planowania przestrzennego i geografii. W ujęciu geograficznym, ekologia społeczna stara się odpowiedzieć na pytanie: „jakie są współzależności struktury zjawisk społecznych od struktury przestrzennej” (Korcelli i Węclawowicz 1982, s. 53). Jak pisze A. Jagielski (1982, s. 160–161): „wprawdzie w badaniach miasta socjologowie i geografowie wychodzą z różnych założeń, jednakże ich studia zmierzają do pokrewnych celów. Wyjaśniając obserwowane przez socjologów prawidłowości w przestrzennym zróżnicowaniu cech demograficznych, ekonomicznych i społecznych na obszarze miasta geografowie coraz więcej uwagi poświęcają zasadom funkcjonowania i strukturom organizacyjnym miast, traktowanych jako złożone systemy społeczno-technologiczne. Natomiast w koncepcjach ekologii społecznej czynnik przestrzenny uznawany jest za czynnik, który w istotny sposób oddziałuje na formy organizacyjne i strukturę społeczeństwa miejskiego”.

Podjęcie ekologiczne w geografii spotykane jest zasadniczo w dwóch dziedzinach: (1) w odniesieniu do lokalizacji działalności ludzkiej oraz (2) w odniesieniu do problemów środowiska naturalnego. W pierwszym przypadku jest to obszar stosunkowo bliski klasycznemu ujęciu szkoły chicagowskiej (w wersji Parka). Przykładem takiego podejścia może być koncepcja „kompleksu ekologicznego” O. Duncan. Na kompleks ekologiczny składają się cztery elementy (za: Castells 1982, s. 128; Hannigan 1995, s. 16): ludność, środowisko przyrodnicze, technologia, organizacja społeczeństwa. Analizując wpływ wywierany przez poszczególne elementy na pozostałe, Duncan zajmowała się badaniami dotyczącymi transportu miejskiego, zanieczyszczenia powietrza itp.

W drugim przypadku – w odniesieniu do problemów środowiska naturalnego – analizy geograficzne polegają na badaniu powiązań

pionowych między różnymi szczeblami hierarchii środowiska (w odróżnieniu od pierwszej dziedziny, gdzie zależności mają charakter poziomy – przestrzenny). Chodzi tu na przykład o analizę łańcuchów wymiany energii i materii. Jest to zatem podejście bliskie analizom biologicznym.

Nurty w obrębie ekologii społecznej

Jak już powyżej wspomniano, ekologia społeczna cechuje się różnorodnością podejść i założeń. Z punktu widzenia celu niniejszych rozważań, tzn. rozpoznania różnic w rozumieniu terminu „ekologia”, warto wspomnieć o charakterystycznych stanowiskach w obrębie ekologii społecznej. Jak pisze G. Babiński (1980, s. 106), w ramach szkoły chicagowskiej wyodrębniły się dwie orientacje teoretyczne i dwa typy analizy ekologicznej. Pierwsza z nich kładła nacisk na powiązania środowiska ludzkiego z warunkami naturalnymi, druga zaś zorientowana była kulturalistycznie i humanistycznie.

W przypadku podejścia klasycznego ekologia społeczna „określała jako sferę swoich zainteresowań płaszczyznę biotyczną, przedspołeczną, związaną z zachowaniami człowieka jako organizmu biologicznego” (Miroslawski 1992, s. 75). Było to stanowisko obecne w badaniach podejmowanych przez Parka, Burgessa, McKenzie’go. Czynniki kulturowe były wyłączone z badań – badacze ci zajmowali się raczej organizacją przestrzenną życia miejskiego.

Stanowisko powyższe spotkało się z krytyką, wskazującą na niewystarczający charakter analiz stosowanych jedynie w odniesieniu do materialnych determinant zmian zachodzących w społeczności. L. Wirth (1938) dokonał redefinicji założeń szkoły, odróżniając materialne i kulturowe aspekty urbanizacji, kładąc nacisk na działania społeczne i wprowadzając kategorię stylu życia.

Stanowisko F. Znanieckiego

Gruntowną krytykę ekologii społecznej przeprowadził F. Znaniecki (1938). Stanowisko Znanieckiego mieści się w jego koncepcji kulturalizmu. Jak pisze B. Jałowicki (1992, s. 56) – „tytuł [artykułu Zna-

nieckiego] nie ma nic wspólnego z ekologią ludzką [w jej chicagowskim rozumieniu]"³.

Współautor *Chłopa polskiego* wychodzi od krytyki podstawowego dla szkoły chicagowskiej pojęcia przestrzeni. Dla Znanieckiego przestrzeń w znaczeniu społecznym stanowi odrębną płaszczyznę analizy od przestrzeni w jej fizycznym znaczeniu. Należy zatem „brać przestrzeń [...] ze współczynnikiem humanistycznym, tj. tak, jak jest doświadczana przez te podmioty ludzkie” (Znaniecki 1938, s. 90). Co więcej, ludzie doświadczają wielu przestrzeni i odmiennie je oceniają. Znaniecki proponuje zastąpić pojęcie przestrzeni pojęciem wartości przestrzennej. Poszczególne wartości przestrzenne zrelatywizowane są względem systemów wartości (religijnych, etycznych, estetycznych itd.), zaś poszczególne grupy mogą tę samą fizycznie przestrzeń oceniać w odmienny sposób. Waloryzacja przestrzeni wiąże się z pojęciem roli społecznej oraz pojęciem statusu. Miejsce przestrzenne przysługujące jednostce jest związane z miejscem w strukturze społecznej. Prawo obecności w danej przestrzeni wynikające z pewnej roli nazywa Znaniecki „pozycją ekologiczną”. Związki między strukturą społeczną a strukturą „ekologiczną” w swoim, specjalnym sensie, analizuje on na przykładzie rodziny, wspólnoty lokalnej oraz wspólnoty narodowej.

Koncepcja Znanieckiego stanowiła propozycję zupełnie odmienną względem klasycznego podejścia szkoły chicagowskiej. Opublikowana po polsku nie stała się szerzej znana⁴. W Polsce „humanistycz-

³ Wspomniany artykuł F. Znanieckiego nawiązywał do prac S. Czarnowskiego (Jałowicki 1992, s. 56). Warto wspomnieć o innych polskich socjologach, „wczesnych” przedstawicielach szkoły ekologicznej. Jak pisze P. Tobera (1984, s. 35), do prekursorów badaczy zjawisk ekologicznych należy zaliczyć L. Krzywickiego, który zajmował się wpływem warunków przyrodniczych na życie społeczności ludzkich. Reperkusje dorobku szkoły chicagowskiej można znaleźć w artykułach S. Rychlińskiego, opublikowanych w latach 1933–1937, poświęconych ówczesnemu miastu i jego problemom społecznym. Rychliński przebywał w Stanach Zjednoczonych, znał koncepcję szkoły chicagowskiej, choć był wobec nich dość krytyczny, zarzucając amerykańskim badaczom ahistoryzm w traktowaniu problemów miasta (Kaltenberg-Kwiatkowska 1982, s. 133–138). P. Tobera zauważa pewne ekologiczne zainteresowania także u S. Bystronia i T. Szczurkiewicza.

⁴ Jeżeli mówić o wpływie Znanieckiego na szkołę chicagowską, to jedynie jako współautora *Chłopa polskiego*. D. Smith (1992) przyznaje drugiemu współautorowi *Chło-*

ne” stanowisko Znanieckiego podjął A. Wallis. Za wartości ekologiczne uznaje on „miejsce, jakie na społecznej mapie miasta zajmuje rozpatrywana przestrzeń w kategoriach standardu i prestiżu” (Wallis 1990, s. 62).

Orientacja „humanistyczna” – bliska podejściu Znanieckiego – obecna jest również w geograficznej wersji ekologii społecznej. Przydatność wprowadzonej przez Znanieckiego kategorii „wartości miejsca” – jako kategorii przydatnej w ramach procesu decyzyjnego w planowaniu przestrzennym – zauważa A. Jagielski (1982, s. 176). W geografii kładzie się też coraz większy nacisk na świadomość społeczną jako element determinujący korzystanie z przestrzeni. W. Davies i D. Herbert (1993) wskazują na kluczową rolę świadomości społecznej w tworzeniu obrazu tożsamości jednostki terytorialnej i wspólnoty lokalnej. Rolę świadomości społecznej w badaniach ekologicznych podkreślają też D. Timms (za: Pióro 1982a, s. 114–115) i Y. Tuan (1987). Traktują oni wybory przestrzenne jako wynik preferencji indywidualnych, będących odbiciem wzorów i wartości społecznych. Homogenizacja aspiracji i preferencji zależy – ich zdaniem – od zasobów informacji i środków finansowych oraz od uznawanych stereotypów waloryzujących różne elementy przestrzeni miejskiej. Aspiracje opierają się przy tym nie na obiektywnych informacjach, lecz na konstruktach poznawczych (*cognitive constructs*). Konstrukty te powstają w drodze przejścia informacji przez filtry: receptorów percepcyjnych oraz wartości osobniczych (Rykiel 1982, s. 218).

Odrębne stanowisko względem dwóch powyższych nurtów – „biologicznego” oraz „humanistycznego” – zajmuje M. Castells. Wychodzi on z pozycji bliskich marksizmowi i traktuje miasto jako obszar przejawiania się konfliktowych interesów znajdujących swój wyraz w organizacji przestrzeni miejskiej. Zauważa wzrost znaczenia determinant kulturowych w zachowaniach przestrzennych. Odrzuca (1982, s. 117–119) zarówno kulturalny, jak i ekologiczny (śro-

pa polskiego – W. Thomasowi pewien istotny, choć rzadko dostrzegany wpływ na szkołę chicagowską – mianowicie w odniesieniu do postawy badawczej. Thomas łączył ambicje teoretyczne z intencjami aplikacyjnymi. Badania miały się według niego przyczyniać do postępu reform społecznych. Była to później charakterystyczna postawa badaczy w ramach szkoły chicagowskiej.

dowiskowy) determinizm w wyjaśnianiu zachowań przestrzennych. Jego zdaniem decydującą rolę ma przywłaszczenie przestrzeni, rozumiane w kategoriach zróżnicowania społecznego i procesów reprodukcji siły roboczej. Podobne stanowisko zajmuje M. Szczepański (1992), pokazując konsekwencje wytwarzania przestrzeni w czasach socjalizmu w Polsce, czego efektem była segregacja społeczno-zawodowa i – w rezultacie – nierówny podział korzyści ekologicznych⁵.

Podejście ekologiczne w psychologii

Pojęcie ekologii społecznej wskazuje na rolę oddziaływań środowiska na kształt grupy społecznej oraz zachowania jednostek. Oddziaływania te stały się też przedmiotem badań psychologicznych. Badania psychologiczne relacji człowiek – otoczenie prowadzone są od czasów prac K. Lewina. Analiza wpływu środowiska naturalnego i społecznego na jednostkę stanowiła też punkt wyjścia psychologii behawiorystycznej. Zainteresowanie psychologów środowiskiem było jednak dość powierzchowne – „przez długi czas psychologia pozostawała obojętna wobec środowiska fizycznego jako układu naturalnego. [...] Uwaga psychologów skoncentrowana była bądź na izolowanych bodźcach płynących ze środowiska, bądź na bodźcach środowiska pojętych behawiorystycznie jako system nagród i kar” (Bańka 1994, s. 188). Przykładowo, w obręb procesu terapeutycznego włączano 4 składniki: wspólny obraz świata pacjenta i terapeuty, osobiste cechy terapeuty, nastawienie pacjenta oraz techniki terapii. Otoczenie (środowisko) nie było brane pod uwagę.

A. Bańka zwraca uwagę na zasadnicze przewartościowanie w rozumieniu relacji człowiek – otoczenie, jakie dokonuje się w psychologii. Pisze on (1994, s. 200), że rozwój nurtów psychoekologicznych należy widzieć w kontekście koncepcyjnego opracowania założeń modyfikacji otoczenia fizycznego oraz ekologicznej formuły inter-

⁵J. Hannigan (1995, s. 18–23) zwraca uwagę na nurt „ekonomii politycznej” w wyjaśnianiu „kwestii ekologicznej”. Korzenie tego podejścia można znaleźć u Marksa, w koncepcji alienacji oraz w traktowaniu sprzeczności kapitalizmu jako zmiennej wyjaśniającej „choroby” społeczne – także takie, jak przeludnienie, wyczerpanie bogactw itp. (por. także Tobera 1988; Stretton 1976).

wencji psychologicznej. Używa się dwóch terminów w odniesieniu do owego podejścia: mówi się o psychologii ekologicznej oraz o psychologii środowiskowej. Tym, co łączy oba powyższe stanowiska, jest traktowanie środowiska nie jako – jak dawniej – pasywnej i przeciwstawnej człowiekowi przestrzeni, lecz w wymiarze wzajemnego przystosowania (akomodacji) między aktywną, będącą w rozwoju, istotą ludzką a zmieniającymi się cechami otoczenia. Otoczenie to nie powinno być, zgodnie z tym podejściem, sprowadzane jedynie do oddziaływań przestrzeni materialnej – K. Obuchowski (1990, s. 240) zwraca też uwagę na istotną rolę oddziaływań środowiska organizacyjnego.

Dwie koncepcje psychologii ekologicznej opracowali R. Barker oraz J. Gibson. Pierwsza z tych koncepcji badawczych – ekobehawiorystyczna – opiera się na wykorzystaniu „nieinwazyjnych” metod obserwacji. Oznacza to obserwację „naturalnych” jednostek, w jakich występuje zachowanie (*behaviour setting*). Systemem nadrzędnym względem owych naturalnych jednostek jest *milieu* – całość składająca się z elementów będących wytworem działalności ludzkiej, jak i wytworów naturalnych procesów przyrodniczych.

Drugie podejście ekologiczne, opracowane przez Gibsona, wychodzi od pojęcia percepcji, gdyż – jak twierdzi autor – „wymóg przetrwania implikuje konieczność podtrzymywania przez systemy percepcyjne zachowań adaptacyjnych w środowisku” (Bańka 1994, s. 193). Środowisko podlega percepcji, a systemy percepcyjne podlegają oddziaływaniom środowiska.

Na rolę czynników świadomościowych w relacji jednostka – środowisko zwracają uwagę badacze ze szkoły w Iowa (Stadler 1992, s. 248). W badaniach K. Stadlera – zainspirowanych szkołą Iowa – „poczucie tożsamości człowieka może być traktowane jako odzwierciedlenie szeregu procesów społecznych, którym człowiek podlega w ciągu życia”. Tożsamość to konsekwencja cech i właściwości otoczenia społecznego, ale i fizycznego – oddziałującego na jednostkę. Autor stwierdza na podstawie przeprowadzonych badań (test dwudziestu pytań), że bardziej zdewastowane środowisko wiąże się z uproszczeniem obrazu samego siebie, posługiwaniem się kodem ograniczonym oraz nasileniem patologii społecznych.

Analizy ekologiczne dokonywane przez psychologów obejmują głównie obszar, w którym zachodzi relacja jednostka – środowisko. Te analizy różnią się od analiz socjologicznych, które dotyczą zwykle procesów o większej skali. Stąd stosowanie psychologicznych analiz ekologicznych do badania zagadnień typu: architektura, urbanistyka, sytuacja pracy itp.

**Termin „ekologia”
w kontekście „zanieczyszczenia środowiska”**

Powyższe rozważania dotyczyły biologicznego rozumienia terminu „ekologia”, znaczenia psychologicznego oraz „klasycznego” – wywodzącego się z tradycji szkoły chicagowskiej. Mniej więcej od lat 60. (choć trudno tu o dokładną cezurę) termin „ekologia” coraz częściej używany jest w odniesieniu do problematyki zanieczyszczenia środowiska naturalnego⁶. J. Hannigan (1995) dowodzi, że przekraczanie nazbyt skoncentrowanego na człowieku pojęcia ekologii społecznej w wersji szkoły chicagowskiej następowało w związku z koniecznością wyjaśniania postępującego zanieczyszczenia środowiska. Jednocześnie, w obszarze angielskojęzycznym, do potocznego użycia wchodzi wyrażenie *environmental problem*.

Skutkiem pojawienia się nowego pola analiz, związanego z zanieczyszczeniem środowiska, stała się dwuznaczność pojęcia „ekologia”. Krytyczne nawiązanie do szkoły chicagowskiej, przy jednoczesnym zwróceniu uwagi na nowe pole badawcze związane z problematyką zanieczyszczenia środowiska, można zobrazować propozycjami K. Czekaja i J. Wodza (1991, s. 71). Zwracają oni uwagę na rolę badań nad świadomością w analizach ekologicznych patologii społecznej i konieczność nowego podejścia do badań monograficznych. Przestrzeń nie jest – ich zdaniem – jedynie technicznym wymiarem organizującym zmienne, lecz – o tyle, o ile stanowi przed-

⁶ W publicystyce „ekologia” stanowi często słowo-wytrych. Co więcej, bywa też w kuriozalny sposób upodmiotowiane, jak w poniższym dialogu, będącym częścią zasłyszanego wywiadu radiowego:

- Jaka jest przyczyna pogorszenia stanu zdrowia mieszkańców?
- Zły stan ekologii.

miot ocen (zwłaszcza w kategoriach zagrożenia środowiska) – stanowi element organizujący zachowania badanych. Rzecz charakterystyczna, u autorów widać pewne niezdecydowanie w używaniu terminu „ekologiczny”, który stosowany jest zarówno w zgodzie z tradycją chicagowską (i wiąże się wówczas z przestrzennym rozmieszczeniem badanych zjawisk), jak i w kontekście „zanieczyszczenia środowiska”, gdzie „świadomość ekologiczna” oznacza świadomość stanu zagrożenia środowiska naturalnego.

Nowy kontekst, w jakim pojawia się „ekologia”, wiązany jest najczęściej z publikacjami wskazującymi na degradację środowiska naturalnego. Chodzi tu o takie książki i raporty, jak: *Silent Spring* R. Carson (na temat długofalowych skutków używania pestycydów, 1962), *Population Bomb* S. Ehrlicha (na temat wpływu rosnącej populacji Ziemi na środowisko, 1968), „Człowiek i jego środowisko” – raport sekretarza generalnego ONZ U'Thanta (na temat zagrożeń dla cywilizacji ludzkiej wynikających z nadmiernej eksploatacji bogactw Ziemi, 1969), „Granice wzrostu” (raport Klubu Rzymskiego na temat katastrofalnych skutków kontynuacji dotychczasowych trendów rozwoju społeczeństw, 1972), dalsze raporty Klubu Rzymskiego, zwłaszcza – „O nowy ład międzynarodowy” Tinbergena.

Zanim przedstawione zostanie pojęcie ekologii przyjęte w niniejszej pracy, należy przyjrzeć się pojęciu środowiska.

1.1.2. Rozumienie terminu „środowisko”

Najkrócej ujmując, przedmiotem zainteresowania ekologii jest funkcjonowanie organizmów w ich środowisku. Kłopoty pojęciowe związane z terminem „ekologia” przedstawione zostały powyżej. Również „środowisko” nie jest terminem jednoznacznym.

Angielski termin *environment* (francuski: *environnement*, niemiecki: *Umwelt*, holenderski: *milieu*) oznacza środowisko jako otoczenie człowieka, składające się zarówno z elementów przyrodniczych, jak i ze sztucznego otoczenia (wytworów ludzkich) oraz otoczenia kulturowego (Michajłow 1978, s. 7; Dubos 1970, s. 38). W języku angielskim węższe, biologiczne określenie, to *habitat* (Winpenny 1995,

s. 17), co odpowiada polskiemu, używanemu w biologii, terminowi „siedlisko”.

Polski termin „środowisko”, użyty bez przymiotnika, kryje w sobie pewną dwuznaczność. Z jednej strony mówi się o „środowisku naturalnym” – wskazując przyrodniczy komponent otoczenia człowieka, z drugiej strony termin „środowisko”, a zwłaszcza „środowisko społeczne”, oznacza (Szczepański 1972, s. 146–147) „ogół jednostek i grup, z którymi człowiek styka się w trakcie swego życia i które wywierają wpływ na jego zachowanie” – w tym znaczeniu używa tego terminu T. Szczurkiewicz (1969, s. 146) – bądź pewną zbiorowość (np. „środowisko plastików” itp.). To rozumienie terminu „środowisko” kładzie nacisk na otoczenie społeczne, z pominięciem aspektu środowiska przyrodniczego (materialnego).

Oprócz niejasności związanej z obszarem denotowanym przez termin „środowisko”, należy zwrócić uwagę na zakres tego pojęcia. Wyróżnia się (Kostrowicki 1990, s. 61–62; Szczepański 1972, s. 250–251) dwa podstawowe zakresy tego terminu, jest to zatem:

- 1) relacja między cechami organizmu a bodźcami płynącymi ze świata zewnętrznego (w tym rozumieniu środowiska dwóch gatunków będą różne, mimo że znajdują się w otoczeniu tych samych fizycznie przedmiotów);
- 2) obiektywny układ zachodzący między organizmem a otoczeniem.

Oba te zakresy bywają brane pod uwagę przy analizach „środowiska”, choć częściej używane jest znaczenie pierwsze. Jest to związane zwłaszcza ze stosowaniem podejścia systemowego w analizach.

Pojęcie środowiska w biologii

W biologii (ekologii) rozumienie środowiska zależy od skali analizy. Najogólniej, środowisko rozumiane jest jako otoczenie organizmu (jako zorganizowanej struktury materii), przy czym organizm (lub populacja – w badaniach synekologicznych) stanowi system otwarty, pobierający energię z – najczęściej niestabilnego – środowiska, które również stanowi pewien system (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 13, 37–38).

W biologii termin „środowisko” (*environment*) nie ma dużego znaczenia teoretycznego (Begon 1990; Odum 1977; Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995) – ważniejszym pojęciem jest „ekosystem”⁷. W przypadku „ekologii człowieka” (w systemowym znaczeniu, jakie nadają tego typu badaniom Strzałko i Ostoja-Zagórski) czy podejścia geograficznego, nawiązującego do biologii, relację człowieka i jego otoczenia rozumie się raczej jako relację człowiek – ekosystem (Tivy i O’Hare 1981) lub – w najogólniejszym ujęciu – interakcję gatunek ludzki – biosfera (*Europe’s Environment* 1995; Tivy i O’Hare 1981).

Relacja człowiek – środowisko

Trzy elementy należy wziąć pod uwagę, gdy mówimy o relacji człowiek – środowisko (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 7): populacje ludzkie w sensie biologicznym, środowisko przyrodnicze oraz kulturę ludzką.

Człowiek (*homo sapiens*) dysponuje kulturą w kontakcie z ekosystemem. Gdyby jednak potraktować relację człowieka z otaczającym go ekosystemem w kategoriach ekologii „biologicznej”, to mamy wówczas do czynienia z człowiekiem jako istotą (gatunkiem) dominującą, przekształcającą ekosystemy za pomocą narzędzi, wpływającą na ewolucję (np. tworzącą nowe gatunki zbóż), używającą ekosystemów w celach niekonsumpcyjnych (sztuka, magia), udomawiającą zwierzęta, tworzącą wielkie ilości odpadów, wpływającą na abiotyczne składniki ekosystemów (powietrze, woda, gleby, minerały) oraz na biotyczne (np. deforestacja).

W takim sensie, w jakim można mówić o kulturowym wyposażeniu człowieka w relacjach z ekosystemem, mówić należy raczej o środowisku człowieka niż o ekosystemie. Środowisko zatem to ekosystem „przefiltrowany” przez ludzką kulturę. Stanowisko takie

⁷ Przypomnijmy podaną już powyżej definicję P. Oduma: ekosystem jest to jednostka ekologiczna obejmująca biocenozę (wszystkie organizmy żywe na danym obszarze), współdziałająca ze środowiskiem fizycznym w ten sposób, że przepływ energii prowadzi do powstania wyraźnie określonej struktury troficznej (pokarmowej), zróżnicowania biotycznego oraz krążenia materii (wymiany pierwiastków i związków między żywymi a nieożywionymi częściami tej jednostki).

zajmuje R. Kazmann, wyrzucając poza nawias środowiska świat fizyczny. Píše on: „środowisko każdej istoty żywej, ludzkiej lub nie, może być zobrazowane jako suma koncentrycznych obszarów, o poszerzających się przekątnych, otaczających żyjącą istotę. Pierwszy krąg to człowiek: potrzebuje on żywności, schronienia, ubrania. Dobre środowisko zaspokaja jego potrzeby i pozwala dysponować czasem wolnym na zaspokajanie innych potrzeb. Przyjaźń i partnerstwo znajdują się w następnym kręgu. Trzeci krąg zawiera społeczność otaczającą osobę oraz relacje z innymi osobami i organizacjami. Zawarta jest tu obrona narodowa, system prawa itd. Poza tymi trzema kręgami znajduje się rzeczywisty, fizyczny świat, nie mający znaczenia dla przetrwania gatunków” (Kazmann 1992, s. 306)⁸.

Kultura jest rozumiana nie tylko jako narzędzie ułatwiające człowiekowi adaptację, lecz także jako element mający wpływ na relację człowieka z ekosystemem. W tym kontekście należy widzieć tezę P. Oduma, że ciągle kłopoty człowieka związane z pogarszaniem się środowiska wynikają z jego zbyt silnych tendencji kulturowych do uniezależnienia się od naturalnego środowiska.

Cztery kwestie stanowią implikację powyższego rozumienia środowiska człowieka:

1. Na środowisko należy patrzeć w sposób funkcjonalny, co oznacza, że w jego skład wchodzi tylko te elementy fizycznego otoczenia, które mają rozpoznawalną funkcję.
2. Środowisko, z którym mają do czynienia współczesne społeczeństwa, jest zwykle środowiskiem przekształconym w sensie fizycznym, trudno zatem mówić o „środowisku naturalnym”.
3. Środowisko przekształcone jest przez człowieka nie tylko w sensie fizycznym, także obraz środowiska obecny w życiu społeczeństw stanowi w dużej mierze konstrukt złożony z wyobrażeń społecznych.
4. Środowisko staje się społecznie relewantne, gdyż poziom jego przekształceń (zniszczenia) staje się barierą rozwoju. Patrząc historycznie (i w uproszczeniu) można powiedzieć, że dla cywilizacji

⁸ W świetle powyższego nadmiernie szeroka wydaje się definicja środowiska podana przez L. Indekę i Z. Karaczuna (1992), którzy za środowisko uważają „wszystkie rzeczy i zjawiska występujące we wszechświecie i znajdujące się na zewnątrz każdego organizmu”.



Rys. 2. Wartość natury i cywilizacji (za: Nash 1973)

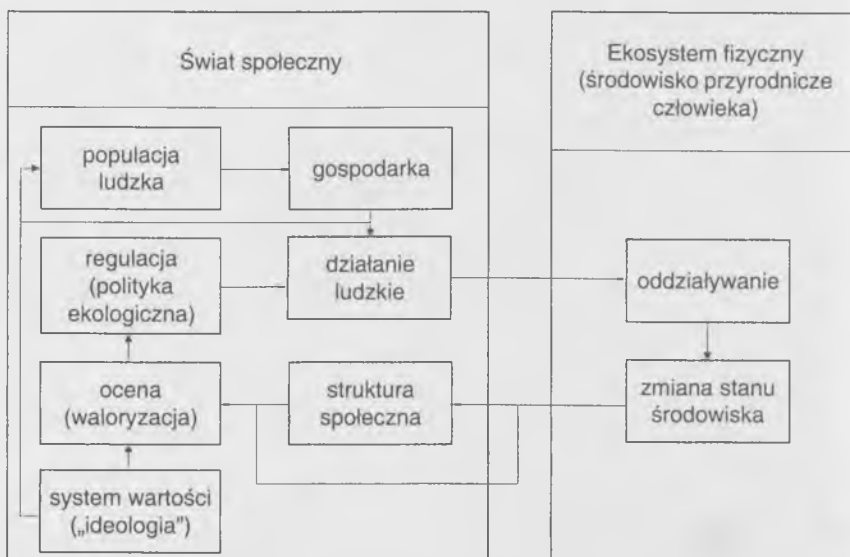
ludzkiej przez tysiąclecia środowisko stanowiło źródło ograniczeń i zagrożeń typu kłęski głodu, zimno itd. (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995). Rozwój technologiczny pozwolił z czasem uniezależnić się od środowiska. Ten współrozwój ewolucji w sensie przyrodniczym oraz rozwoju (strukturalizacji) w odniesieniu do gatunku ludzkiego, nazwany przez Norgaarda koewolucją (Redclift i Woodgate 1996, s. 57–58), dał taki skutek, że środowisko stało się dobrem deficytowym – ponownie stało się barierą. R. Nash (1973) przedstawił schematycznie relację natury oraz cywilizacji w postaci modelu (rys. 2).

W większości krajów słabo rozwiniętych wartość krańcowa cywilizacji (technicznej) jest wyższa niż wartość krańcowa natury, gdyż natura jest łatwo dostępna (nawet w nadmiarze). Skutkuje to nadmiernym zużyciem natury (intensywne rolnictwo, wyrąb lasów itp.).

Wraz z rozwojem cywilizacji wartość krańcowa natury rośnie – staje się ona dobrem rzadkim. Wreszcie, natura staje się bardziej pożądana niż cywilizacja. Jest to sytuacja na prawo od punktu przecięcia krzywych na rys. 2, typowa dla najwyżej rozwiniętych krajów. Przyrost kolejnych udogodnień cywilizacyjnych przynosi już nieznaczny przyrost użyteczności, podczas gdy zmniejszający się dostęp do natury staje się „na wagę złota”.

Powyższy wykres przyjmuje bardzo ogólną wizję relacji cywilizacji ludzkiej oraz natury (środowiska). Bardziej szczegółowo relacje człowiek – środowisko przedstawia rys. 3.

Rys. 3 prezentuje powiązania między podstawowymi elementami świata społecznego w relacji do środowiska przyrodniczego. Na „wyjściu” świat społeczny oddziałuje na środowisko przyrodnicze, zaś zmiany stanu tego środowiska wpływają zwrótnie na wzajemne relacje poszczególnych elementów. Rozważania zawarte w następnych rozdziałach są w znacznej mierze opisem poszczególnych elementów świata społecznego i ich znaczenia dla kształtu i siły oddziaływań na środowisko.



Rys. 3. Relacja człowieka i środowiska (na podstawie: Piontek 1992; Werff 1993)

Funkcje środowiska

Przyjmuje się, że środowisko pełni pewne funkcje: użytki, usługi środowiskowe, stanowi kapitał, ma wartości funkcjonalne (Winpeny 1995; Kozłowski 1991). Wyróżnia się trzy zasadnicze funkcje środowiska (Sejak 1994; Winpeny 1995; Pearce i Turner 1990):

- 1) dostarczanie bogactw naturalnych służących do tworzenia dóbr ekonomicznych – surowców i energii (zasobów odnawialnych i nieodnawialnych);
- 2) przyjmowanie (asymilowanie) odpadów – pochłanianie ubocznych skutków działalności społecznej i gospodarczej człowieka;
- 3) dostarczanie „natury”, tzn. krajobrazu, zróżnicowanych ekosystemów itd.

Powyższe funkcje sprowadzają się do jednej, podstawowej – funkcji podtrzymywania życia – wspierania procesów życiowych. Środowisko składa się z elementów niezbędnych do życia, zdrowia i dobrobytu człowieka. Część z nich uległa przekształceniom lub zniszczeniu, inne są dostępne.

Podejście kładące nacisk na funkcje środowiska (Catton i Dunlap, za: Hannigan 1995, s. 17) rozszerza – względem klasycznej ekologii chicagowskiej – pola zainteresowań poza zainteresowanie wyłącznie ludzką przestrzenią życia, także na pole związane z dostarczaniem bogactw oraz asymilowaniem odpadów. Zwraca się tu uwagę na narastający konflikt między poszczególnymi funkcjami środowiska. Rozszerzanie się jednej funkcji zmniejsza „przestrzeń” drugich. Jest to kluczowy moment tzw. „kryzysu środowiska”.

Z kolei systemowy charakter środowiska – jako struktury o dużym stopniu skomplikowania powiązań między elementami oraz o dużej podatności na zakłócenia stabilności – podkreślają R. Johnston (1992) oraz G. O'Hare i J. Tivy (1981).

Zmiany środowiska fizycznego. Środowisko człowieka jest obecnie w znacznym stopniu zniekształcone i rozróżnienie między przyrodniczo nienaruszonym środowiskiem oraz środowiskiem przekształconym jest trudne. Skala przekształceń jest oczywiście zróżnicowana. Na pewnych obszarach (np. na Antarktydzie) wpływ człowieka jest nieznaczny, inne zaś obszary są „dziełem rąk ludzkich” (np. holenderskie poldery). Pośredni wpływ człowieka sięga właściwie do każdego ekosystemu. Od milionów lat przodkowie człowieka oraz *homo sapiens* stanowią część ekosystemów lądowych. Wpływ człowieka na otaczające środowisko zwiększał się. W czasach gospodarki zbieracko-łowieckiej człowiek użytkował 0,0001% „sfotosyntetyzowanej” energii słonecznej (*Europe's Environment* 1995, s. 10). Oceniając obecną działalność człowieka w kategoriach przekształceń energii i materia-

łów, człowiek używa i przekształca ok. 40% ziemskich niewodnych zasobów energetycznych. Negatywny wpływ człowieka na środowisko dostrzegalny był już w czasach starożytnych. Na zniszczenie lasów w Attyce narzekał już Platon w *Kritiaszu*. Z czasem negatywne oddziaływania nasiliły się. Od XVIII wieku Ziemia straciła obszar lasów większy od powierzchni Europy. Obecnie 17% powierzchni Ziemi to obszar o zdegradowanej glebie (*Europe's Environment 1995*, s. 9).

Rozumienie terminu „środowisko” w naukach niebiologicznych

Podobnie jak w przypadku terminu „ekologia”, również w odniesieniu do „środowiska” można zauważyć zróżnicowanie stanowisk. Zasadnicze nurty to: nurt „zasobowy”, „kulturalistyczny”, nurt odwołujący się do konfliktowego spojrzenia na społeczeństwo, nurt podkreślający wpływ środowiska na zdrowie człowieka.

Nurt „zasobowy”. Przykładem pierwszego podejścia może być stanowisko S. Kozłowskiego (1991). Mówi on o środowisku w kontekście barier rozwojowych dla człowieka, wynikających ze zniszczenia i nadmiernej eksploatacji poszczególnych elementów środowiska naturalnego. Środowisko traktowane jest w sposób zasobowy – jako dobro deficytowe, a jednocześnie niezbędne gospodarce (społeczeństwu).

Podobnie w geografii, środowisko rozumiane jest jako „zbiór zjawisk, tj. rzeczy i powiązań między nimi, wypełniających przestrzeń bytowania danej społeczności”, przy czym między człowiekiem (społecznością) a otoczeniem zachodzą procesy wymiany: energii, informacji, materii (Kostrowicki 1990, s. 62).

Z punktu widzenia inżynierii – jak piszą H. Pearn, D. Rowe i G. Tchobandous (1985) – „słowo ‘środowisko’ może przybierać wymiar globalny, może też odnosić się do ściśle zlokalizowanych obszarów, w których specyficzny problem musi być rozwiązany, może też odnosić się – w przypadku zanieczyszczonego środowiska – do niewielkiej ilości cieczy, gazu albo ciała stałego w urządzeniu oczyszczającym”. Na globalne środowisko składają się: atmosfera, hydrosfera, litosfera oraz biosfera. W tym przypadku środowisko rozumiane jest jako materialny przedmiot o charakterze technicznym, przy czym „środowisko” konkretyzowane jest w każdym – zadaniowo określonym – przypadku.

Powyższe stanowiska nie zakładają bynajmniej, że zasoby przyrodnicze są oddzielone od wpływów ludzkich. Człowiek występuje jako aktywny podmiot przekształcający dostępne mu zasoby – kształtujący środowisko. Człowiek ma zatem najczęściej do czynienia ze środowiskiem „wtórnym”.

Nurt „kulturalistyczny”. Jeśli założyć, że istnieją obszary nieknięte ludzką ręką, to można by uważać, że nurt ochrony przyrody stanowi przykład podejścia „zasobowego”. W obrębie nurtu ochrony przyrody środowisko utożsamiane jest z naturą: środowiskiem naturalnym, przyrodą w stanie naturalnym⁹. Jednak istnieją powody, aby podejście „ochronne” zaliczyć do nurtu „kulturalistycznego”. Idea ochrony wartości naturalnych środowiska przyrodniczego narodziła się w XIX wieku (Kolbuszewski 1992). Odwołując się do – głównie – etycznych i estetycznych przesłanek, głoszono potrzebę ochrony środowiska naturalnego¹⁰. W Stanach Zjednoczonych XIX-wieczny termin *conservationism* związany był z ochroną naturalnych wartości przyrody w stanie dzikim (*wilderness*), natomiast nowszy termin *environmentalism* związany jest z ochroną środowiska (*environment*) w kontekście zanieczyszczeń (*pollution*) (O'Hare i Tivy 1981, s. 201). Ruch ochrony przyrody miał swoje silne korzenie „romantyczne” wraz z romantycznym rozumieniem „naturalności”. W tym sensie należy uznać, że „dzika przyroda”, którą starano się chronić, była w znacznej mierze ekstrapolacją pewnej społecznie stworzonej wizji, była pewnym „konstruktem” (Kolbuszewski 1992). Przykładem mogą być „angielskie ogrody” – parki wystylizowane na obszary „dzikie” – stosownie do romantycznej wizji naturalnej przyrody¹¹.

Koncepcję, w której aktywność człowieka stanowi ontologiczną podstawę rzeczywistości, stworzył F. Znaniecki. Kulturalizm Znanieckiego

⁹ Jeśli chodzi o problem „naturalności” środowiska „naturalnego”, to J. Strzałko i J. Ostojka-Zagórski powiadają (1995, s. 52), że w zasadzie: „z przyrody da się wyodrębnić sfery, w których wpływ obecności człowieka jest pomijalny”.

¹⁰ W Stanach Zjednoczonych ruch ten (konserwacjonizm – *conservationism*) wprowadził w życie ideę parków narodowych (*The American Environment* 1976). W Polsce Towarzystwo Tatrzańskie, pierwsza organizacja ochrony przyrody, powstało w 1873 roku (Górka *et al.* 1995, s. 55).

¹¹ W odniesieniu do ochrony przyrody W. Goetel stworzył termin „sozologia”. Sozologia była projektem nauki o ochronie przyrody i należy ją traktować jako podejście zasadniczo „zasobowe”.

odnosi się również do środowiska. Odrzuca on bezpośrednio determinujący wpływ zjawisk przyrodniczych na zjawiska kulturowe (1988, s. 27). Co więcej, zakłada humanistyczny charakter środowiska przyrodniczego: „przyroda więc, która istotnie wpływa na życie kulturalne, to nie owa absolutnie realna i absolutnie obiektywna przyroda fizyka, chemika, astronoma, geologa, biologa, lecz ta konkretna przyroda, którą we własnym swym doświadczeniu postrzegają, we własnym myśleniu i działaniu uprzedmiotawiają historycznie uwarunkowane jednostki ludzkie. Środowisko rzeczywiste grup społecznych to nie środowisko widziane i obserwowane przez obserwatora, który owe grupy, jako zrzeszenia organizmów żyjących, w nim lokalizuje, lecz to, które sami członkowie owych grup postrzegają jako dane w przebiegu ich doświadczenia, łącznie z wielu innymi, danymi im przedmiotami – mitami, formami prawnymi itd.” (Znaniński 1988, s. 41).

Znaniński odrzuca determinujący wpływ środowiska przyrodniczego na kulturę: „niedorzecznością jest tedy pojmować kulturę jako przestrzennie zlokalizowaną i zdeterminowaną przez naturalne otoczenie” (1988, s. 54). Dla Znanińskiego świat znajdujący się w granicach technologicznych użytków – „obiektywny”, to świat wtórnie pozbawiony współczynnika humanistycznego, „odczarowany”, jak powiedziała M. Weber. „Kultura jest logicznie pierwotna w stosunku do przyrody”, mamy jedną kulturę – jako ogół ludzkiego bytu i tyle natur, ile jej obrazów funkcjonuje w dziejach ludzkości (Pobojewska 1992, s. 180). Humanistyczne podejście Znanińskiego – pisze A. Pobojewska – owocuje rodzajem „relatywizmu ontologicznego”, zgodnego z duchem idei człowieka jako *homo symbolicus*: „konsekwencją empirycznego, humanistycznego charakteru rzeczywistości jest konieczność odrzucenia tego, co nazwalibyśmy postulatem jednoznaczności przedmiotów realnych” (Znaniński 1988, s. 52).

Rozważania A. Bańki dotyczące nadawania znaczenia środowisku (1984, s. 43–44) można umieścić w kontekście założeń nurtu kulturalistycznego. Bańka wskazuje na aktywność ludzi jako podmiotów kształtujących środowisko, aktywnie się do niego ustosunkowujących: „nadawanie środowisku znaczenia jest równoznaczne z kierunkiem zachowania się człowieka w środowisku. Dla zrozumienia tej zasady, tzn. dla zrozumienia zachowania się człowieka w tym środowisku, należy odwołać się do dwóch następujących

założeń. Po pierwsze, zachowanie człowieka zależy nie tylko od tego, co znajduje się aktualnie na zewnątrz niego [...]; po drugie, czy zachowanie człowieka będzie adekwatne do sytuacji, czy też nie, tzn., czy odniesie sukces, czy porażkę, zależy od tego, na ile skutecznie odzwierciedla on zewnętrzną sytuację”.

A. Bańka mówi o środowisku w kontekście psychologicznych aspektów projektowania architektonicznego. Środowisko architektoniczne stanowi element środowiska w skali mezo – pośredni między środowiskiem makro (przyrodniczym) a mikro (poziom organiczny człowieka). Środowisko (w sensie architektonicznym) stanowi strukturę oddziałującą na zachowania ludzkie. Bańka wyróżnia oddziaływania specyficzne i niespecyficzne. W pierwszym przypadku chodzi o wpływ bezpośredni na zmysły i procesy metaboliczne człowieka. Oddziaływania niespecyficzne są to procesy pośrednio wpływające na człowieka. Zatem, analizując wpływ środowiska na człowieka, należy brać pod uwagę także „podświadome” oddziaływania. Środowisko architektoniczne ma poza tym aspekt zadaniowy i stymulacyjny – wpływa na decyzje i zachowania ludzi. Stanowi ono więźkę zmiennych i percypowanych jakości sensorycznych, a jednocześnie jest odbierane – poszczególne osoby tworzą mapy poznawcze wielkości środowiskowych. Oddziaływania wzajemne środowiska architektonicznego oraz użytkowników nie ograniczają się do jednostek. Dotyczy to grup – zwłaszcza jeśli chodzi o grupowe przypisywanie znaczeń¹². Psychologiczny obszar zainteresowań Bańki bliski jest stanowisku humanistycznemu, zakładającemu aktywną rolę człowieka (w tym przypadku jednostek) w kontakcie ze środowiskiem.

Nurt konfliktowy. Odrębne stanowisko wobec dwóch powyżej zaprezentowanych i odrębne rozumienie środowiska przyjmuje M. Castells. Na „problematykę środowiska” składają się jego zdaniem (1982, s. 195–196):

- 1) ogólna ideologia dotycząca stosunków społecznych jako całości;
- 2) sposób społecznego użytkowania zasobów przyrody;
- 3) społeczna dystrybucja jakości życia.

Castells traktuje środowisko jako zasobowe otoczenie przyrodnicze cywilizacji ludzkiej. Kryzys zasobowy związany z dewastacją tych za-

¹² Zwraca na to uwagę m.in. A. Wallis (1979, s. 117).

sobów (co jest elementem społecznych konfliktów wokół podziału pracy) stanowi – według niego – nowy element sprzeczności społeczeństwa kapitalistycznego. Castells patrzy na środowisko przez pryzmat grup społecznych. Środowisko rozumie jako otoczenie społeczeństw. Badania nad miastem w tym podejściu inspirowane są marksizmem.

Podejście zdrowotne. Z medycznego punktu widzenia środowisko (w znaczeniu przyrodniczym oraz społecznym) można traktować jako element całości systemowej, którego częścią jest człowiek (Aleksandrowicz 1988; Aleksandrowicz i Waszczenko 1990). O zdrowiu – w systemowym ujęciu Aleksandrowicza – nie można mówić pomijając wpływ środowiska, które traktować należy jako źródło choroby, a jednocześnie czynnik niezbędny przy leczeniu. Współcześnie środowisko jest jednak głównie przyczyną zakłóceń równowagi zdrowotnej, źródłem negatywnych oddziaływań zdrowotnych.

Różne definicje środowiska w polskim prawie ochrony środowiska

Zmiany rozumienia terminu „środowisko” można prześledzić na przykładzie definicji prawnych. Pierwsze przepisy prawne dotyczące środowiska (zatem pierwsze problemy ekologiczne) w Polsce sięgają czasów Kazimierza Wielkiego (Boć i Samborska-Boć 1994). Pierwsza polska ustawa o ochronie przyrody z 10 marca 1934 r. miała charakter konserwatorski. Ochronie podlegały ekosystemy fizyczne ze względu na wartości naukowe, estetyczne, krajobrazowe, historyczne¹³. Następną ustawą, z 7 kwietnia 1949 r., oparta była na innej nieco koncepcji (zapoczątkowanej przez A. Wodziczko i W. Szafera). Większą wagę położono na zasoby przyrody niż – jak to było wcześniej – na ochronę wartości krajobrazowo-estetycznych. W tym czasie ochrona przyrody przeszła z resortu oświaty do resortu leśnictwa (co przetrwało do 1985 roku). W latach 60. ochrona środowiska nabrała znaczenia sanitarno-higienicznego i została sprowadzona do ochrony wód i powietrza przed zanieczyszczeniami. Ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska (z 31 stycznia 1980 r.) oraz o ochronie przyrody

¹³ Ustawa nie zapobiegła konfliktowi między zwolennikami budowy kolejki na Kasprowy Wierch a zwolennikami ochrony tych terenów przed ludzką interwencją (por. Radecki, w: Górka *et al.* 1995).

(z 16 października 1991 r.) można traktować jako oparte na komplementarnych założeniach. Środowisko rozumiane jako zasoby przyrody jest chronione w zakresie swoich poszczególnych zasobów (zgodnie z ustawą z 1980 roku) oraz w odniesieniu do utrzymania procesów ekologicznych, zachowania różnorodności genetycznej, zapewnienia trwałego użytkowania ekosystemów (zgodnie z ustawą z 1991 roku).

1.1.3. Podsumowanie – definicja środowiska

Jak wynika z powyższych rozważań na temat rozumienia terminu „środowisko”, w skład środowiska „ludzkiego” wchodzi zarówno elementy świata przyrodniczo-fizycznego, jak i ludzkiego – kulturowego. Zatem środowisko to: „wszystko, co człowieka otacza i składa się zarówno z elementów czysto przyrodniczych, jak i z wytworów kultury ludzkiej” (Michajłow 1978, s. 7); środowisko „składa się z wielkości o charakterze naturalnym (fizycznym, chemicznym i biologicznym) i kulturowym (ekonomicznym, technicznym, polityczno-społecznym), które oddziałują na życie człowieka” (Łupina 1992); „na wpływy środowiska składają się zarówno czynniki przyrodnicze, jak i znaczenie, jakie te czynniki mają dla poszczególnych osób” (Dubos 1970, s. 38).

Na podstawie powyższych rozważań za środowisko należy uznać wszelkie relewantne dla ludzkich społeczeństw elementy środowiska przyrodniczego oraz sztucznie wytworzone składniki otoczenia, tak jak się jawią jednostkom i społecznościom przez pryzmat kultury.

Choć człowiek (społeczeństwa ludzkie) stanowi część ekosystemu (ekosystemów), to daje się oddzielić jako struktura odrębna od swego środowiska. Charakter zależności łączących człowieka ze środowiskiem opisywany jest w rozmaity sposób. Strzałko i Ostoja-Zagórski (1995) piszą o kilku orientacjach przyjmowanych w badaniach relacji człowiek – środowisko:

1. Indeterminizm zakłada niezależność człowieka od środowiska.
2. Nihilizm geograficzny traktuje środowisko przyrodnicze jako bierne tło dla ludzkiej aktywności.
3. Adaptacjonizm przyjmuje, że społeczeństwo odbiera i reaguje na bodźce w ten sam sposób, jak populacje zwierzęce. Takie podejście

można zaobserwować u przedstawicieli niektórych radykalnych ruchów ekologicznych.

4. Orientacja pozytywistyczna absolutyzuje wpływ środowiska przyrodniczego nie tylko na zaspokojenie elementarnych potrzeb biologicznych organizmu, lecz także potrzeb społecznych. Przykładem tej orientacji mogą być różne odmiany determinizmu geograficznego. Także wspomniane powyżej podejście „zasobowe” mieści się w obrębie tej orientacji.
5. Posybilizm geograficzny zakłada, że społeczeństwo jako suma izolowanych indywidualuów podlega oddziaływaniu środowiska przyrodniczego. Środowisko wpływa na psychikę poszczególnych osób i – pośrednio – na więzi społeczne. Badania dotyczące zdrowia można traktować jako przykład tej orientacji.
6. Historyzm zakłada, że „środowisko przyrodnicze stanowi nieodzowny warunek materialnego życia społecznego. Pełni ono rolę czynnika statycznego [...], nie może zatem wpływać na dynamikę rozwoju społeczeństwa. Środowisko przyrodnicze nie jest źródłem dla indywidualnych reakcji, lecz zrecypowane przez świadomość społeczeństwa stanowi faktyczną determinantę struktury społecznej i jej rozwoju. Determinantę tę należy rozumieć dialektycznie, ponieważ wpływ na nią mają stosunki produkcji oraz całość kultury, z kulturą symboliczną i sferą światopoglądu włącznie” (Strzałko i Ostoja-Zagórski 1995, s. 6–7). W ramach tej orientacji należałoby umieścić pojęcie ekologii zaproponowane przez K. Górkę, B. Poskrobko i W. Radeckiego (1995, s. 14): „celem ekologii społecznej w jej **nowym ujęciu** [podkr. Autorów] jest poznanie związków i zależności występujących między społeczeństwem a przyrodą, po to, aby nimi sterować oraz osiągnąć niezbędną równowagę w funkcjonowaniu tych dwóch wielkich podsystemów”. Dla autorów, ekologia społeczna stanowi element zarówno poznawczej, jak i praktycznej działalności. Środowisko jest przy tym punktem kluczowym analiz – jako zagrożenie (dla zdrowia, rozwoju itd.) oraz jako obiekt ludzkiej refleksji (m.in. kwestia „świadomości ekologicznej”). Celem jest poznanie i sterowanie zależnościami między społeczeństwem a środowiskiem. Według M. Bella (1998) środowisko należy traktować nie jako bierne otoczenie, lecz

jako aktywną część układu dynamicznego łączącego życie społeczne z otoczeniem (*environmental agency*).

Wydaje się, że kulturalizm Znanieckiego to podejście nie do końca mieszczące się w powyższym zestawieniu. Znaniecki podstawową wagę przykłada do aktywności ludzkiej w kontakcie ze środowiskiem. „Materialność” środowiska jest tu wyrzucona poza obszar zainteresowania. Środowisko jest ludzkim konstruktem i z „ekologicznego” punktu widzenia jego fizyczne podstawy są drugorzędne. Humanistyczne stanowisko Znanieckiego (obecne także u innych, współczesnych autorów) może być zatem określone mianem „idealizmu”. Z tego punktu widzenia zasadniczo podobne jest stanowisko Castellsa. Zajmuje się on bowiem badaniem procesów społecznych, zachodzących w pewnej relacji do środowiska, ale środowisko samo stanowi jedynie substrat tych zasadniczych procesów.

Przy „przyjaznej interpretacji” stanowisko humanistyczne różni się od historyzmu tylko rozłożeniem akcentów. Kładzie nacisk na badanie „społecznych reakcji dotyczących środowiska”, mniejszą wagę przykładając do zwrotnego charakteru relacji między tymi systemami. Jednak problem pozostaje: różnica między „materialistami” – włączającymi w obręb badań fizycznie rozumiane środowisko, a „idealistami” zakładającymi, że kłopoty człowieka ze środowiskiem stanowią od początku do końca wewnętrzną część życia społecznego, mają swoje konsekwencje teoretyczne i praktyczne. Zwraca na to uwagę Bell (1998). W tym kontekście ważne jest pojęcie problemu społecznego jako sposobu definiowania relacji człowiek – środowisko.

1.2. Pojęcie problemu społecznego

Niniejsze rozważania dotyczą „kryzysu środowiska” – kryzysu związanego z zanieczyszczeniem środowiska. Można w tym względzie dokonać analizy fizycznego wymiaru sytuacji – zmierzyć poziom skażenia gruntu czy wody, poziom hałasu w danym miejscu, wyliczyć, jaki procent lasu stanowią drzewa „umierające” itd. Zgodnie jednak z konkluzjami z poprzedniego podrozdziału, w przyjętych w pracy rozumieniach środowiska ludzkiego oraz ekologii społecz-

nej zakłada się, że stosunek ludzi do materialnego (fizycznego) wymiaru otaczającego świata jest zależny od społecznej interpretacji danej sytuacji. Środowisko jest środowiskiem społecznym. Analogicznie, ekologia społeczna dotyczy problematyki *par excellence* społecznej. Zaprezentowana orientacja, zwana historyzmem, spójna jest z socjologicznym podejściem, które każe patrzeć na społeczeństwo przez pryzmat problemów społecznych. O problemie społecznym można mówić wówczas (Blumer, za: Sullivan i Thompson 1988), gdy wpływowa grupa definiuje warunki społeczne jako zagrażające jej wartościom, warunki te oddziałują na duże grupy ludzi i można zapobiegać ich powstaniu przez podejmowanie działań (nie są to procesy „naturalne”). W przypadku wielu spraw, takich jak przestępczość, nędza itp., określenie ich mianem problemów społecznych nie budzi sporów (przynajmniej na pozór). Nie jest tak jednak w każdym przypadku. Zanim przejdziemy do analizy relacji człowiek – środowisko w kategoriach problemu społecznego, należy przyjrzeć się dokładniej założeniom i konsekwencjom definicji problemu społecznego.

Problem społeczny w odróżnieniu od prywatnego

Jak zauważa R. Merton (1966), problem społeczny pojawia się, gdy mamy do czynienia z rozbieżnością między społecznymi standardami a społeczną rzeczywistością. Jednakże, problemy społeczne są zrelatywizowane – istnieją różnice międzygrupowe i różnice historyczne, różnice skali – np. między morderstwem a drobną kradzieżą. O problemie społecznym można mówić, gdy wspomniana rozbieżność definiowana jest przez grupę wpływową – nie zaś, gdy definicja formułowana jest przez poszczególne indywidua – prywatnie. Zgodnie ze stanowiskiem G. Beckera, problemy społeczne tworzone są przez „naznaczenie” określonych sytuacji, mają swoich „jurorów”, wraz z całym bagażem wpływu struktury społecznej: zróżnicowań statusowych, zróżnicowania wyznawanych wartości itd. Zatem, sytuacja definiowana przez jedną grupę jako problem społeczny może być przez inną traktowana neutralnie lub wręcz pozytywnie. Oczywiście, problem jurorów pozostaje – Merton powiada, że problem społeczny pojawia się wraz z istotną niechcianą roz-

piętością między tym, co jest, a tym, co funkcjonalnie znacząca grupa społeczna chciałaby widzieć. Trzy instytucje wymieniane są jako szczególnie istotne przy definiowaniu problemów społecznych: opinia publiczna, specjaliści (zwłaszcza akademicy) oraz media.

J. Manis (1976) zauważa, że podstawowe paradygmaty analizy problemów społecznych za punkt wyjścia przyjmują stanowisko opinii publicznej. Proponuje on konkurencyjny „paradygmat wiedzy” (*knowledge-value*). Opinia publiczna nie ma bowiem, jego zdaniem, kompetencji do decydowania o tym, co stanowi problem. „Problem społeczny to warunki rozpoznane przez badania naukowe i naukowe wartości jako szkodliwe dla ludzkiego dobra” (Manis 1976, s. 25)¹⁴.

R. Merton pisze o jawnych i ukrytych problemach społecznych. Mogą bowiem istnieć problemy szeroko rozpoznane społecznie, obok ukrytych – takich, których jurorami są tylko specjaliści. W tym kontekście badacz ten tak widzi rolę socjologii (1966, s. 790): „socjologia nie czyni ludzi mądrzejszymi czy rozsądniejszymi. Jednak poprzez sukcesywne odkrywanie ukrytych problemów społecznych i poprzez ich analizę, badania socjologiczne czynią ludzi bardziej świadomymi skutków ich kolektywnych i zinstytucjonalizowanych działań”¹⁵.

Problem społeczny jako zagrożenie wartości

R. Nisbet stwierdza, że problem społeczny pojawia się jako zakwestionowanie oczekiwanego porządku rzeczy (1966, s. 5). Przyznaje jednak, że trudno oddzielić problem społeczny od takiego, który nim nie jest. Przykładem może być picie alkoholu. Widać tu kluczową rolę wartości, nie jest bowiem ważna skala alkoholizmu (mierzona ilością wypijanego alkoholu), ważniejsze są przykładane

¹⁴ Rola mediów oraz nauki omawiana będzie szerzej przy okazji problemów ekologicznych.

¹⁵ Jako że R. Merton mówi o praktycznych zastosowaniach socjologii, warto wspomnieć, że F. Znaniecki rozróżnia (1994) „problem społeczny” od „problemu socjologicznego”. „Problem socjologiczny” pojawia się, gdy „socjolog stara się rozszerzyć, usystematyzować czy wystandaryzować wiedzę teoretyczną na temat społecznych danych” (1994, s. 34); problem społeczny zaś odnosi się do pytań, które pojawiają się przy okazji praktycznych poczynań mających wpłynąć na rzeczywistość społeczną.

do sytuacji standardy trzeźwości. Na problem społeczny w tym kontekście należy patrzeć przez pryzmat konfliktu wartości. Patrząc na historyczne tło współczesnych problemów społecznych, trzeba zwrócić uwagę na: konfliktowość instytucji społecznych (pluralizm), ruchliwość społeczną (horyzontalna i wertykalna), indywidualizację i depersonalizację, narastanie anomii (zachwianie wartości).

Następna kwestia, to rozbieżność między „obiektywną” skalą problemów społecznych a ich percepcją. Na percepcję oddziałuje struktura społeczna – np. dystans społeczny. Istnieją sposoby uwidaczniania problemów niezauważanych (czy „obiektywnie” nieistotnych) poprzez bojkoty, *sittingi* itp. M. Spector i J. Kitsuse (za: Hannigan 1995, s. 34) opracowali 4-fazowy model historii rozwoju problemów społecznych: od prób uczynienia z prywatnych kłopotów sprawy publicznej; poprzez oficjalne uznanie sprawy za problem; niezadowolone ze sposobu, w jaki biurokracja zajmuje się sprawą; do poszukiwań alternatywnych sposobów uporania się z problemem.

Na problem społeczny można spojrzeć przez pryzmat koncepcji anomii. Według Mertona istnieją dwa rodzaje problemów społecznych: wynikające ze społecznej dezorganizacji (niewłaściwej organizacji statusów społecznych względem systemu społecznego) oraz wynikające z zachowań dewiacyjnych (gdzie ludzie nie realizują wymogów statusowych).

Odrębnym zagadnieniem, na które w tym momencie warto zwrócić uwagę, jest „nateżenie” problemów społecznych. Nisbet dokonując analiz porównawczych, zwraca uwagę, że narastanie problemów społecznych jest zjawiskiem stosunkowo nowym. W społecznościach pierwotnych, skoncentrowanych na przetrwaniu i adaptacji do środowiska fizycznego, nie odnajdziemy problemów społecznych. Podobnie, sytuacje wymagające nadzwyczajnej mobilizacji, typu: wojna czy katastrofa naturalna, powodują zwiększenie moralnego konsensusu. To zaś likwiduje w sposób „naturalny” problemy społeczne.

Znaczenie skali problemów społecznych

Próbując zdefiniować problem społeczny, należy zauważyć, że czym innym jest sytuacja, która jest traktowana jako zagrożenie dla małej grupy ludzi, czym innym zaś – sytuacja będąca zagrożeniem

dla całej społeczności. Jeśli narkomanami są poszczególne jednostki – to trudno mówić o problemie społecznym. Jeśli jednak zjawisko to dotyczy dużych grup społecznych (co więcej, funkcjonalnie istotnych, np. studentów, a nie grup marginesowych), to wówczas można mówić o pojawieniu się takiego problemu. Oczywiście sama skala zjawiska nie jest kryterium wystarczającym, aby daną sytuację uznać za problem. Co więcej, niektóre zjawiska mogące być uznane za problematyczne pełnią często rolę funkcjonalną – przykładem może być wspomniany powyżej alkoholizm. E. Durkheim wspominał w tym kontekście o funkcjonalnej niezbędności łamania prawa (przestępczości) dla podtrzymania spójności grupy.

„Korygowalność” problemów społecznych

Problemy społeczne muszą być rozpoznawane jako możliwe do korygowania, podległe ludzkiej woli i kontroli. Jeśli dane zjawisko traktowane jest jako „obiektywnie nieuchronne” – naturalne lub takie, na które nie można mieć wpływu, to wówczas nie jest traktowane jako problem społeczny. Jak powiada Merton – fatalizm likwiduje problem społeczny. Z drugiej strony, filozofia aktywizmu – przekonania o czynnej mocy człowieka, powoduje, że niemal każda sytuacja sprzeczna z wartościami może być traktowana jako problem społeczny – o tyle, o ile człowiek może dane warunki zmienić. Tak dalece, jak dominuje etyka odpowiedzialności – problemy te są raczej ujawnione niż ukryte. Problemy społeczne są widziane w kontekście działań intencjonalnych, jeśli działanie powodujące daną sytuację nie jest intencjonalne – nie pojawia się.

Jak pisze R. Nisbet, dwie cechy społeczeństw współczesnych mają kluczowe znaczenie dla rozpoznania problemów społecznych: racjonalizm (tylko to bowiem stanowi problem, co można zrozumieć i objąć kontrolą) oraz humanitaryzm (rozumiany jako instytucjonalizacja współczucia). S. Ehrlich (1995) zwraca uwagę w swojej koncepcji „wiązących norm zachowania”, że norma społeczna nie jest tylko wytyczną dla podmiotu właśnie ją realizującego (lub nie), lecz stanowi też związaną z innymi, którzy mają obowiązek daną jednostkę do określonego zachowania nakłaniać. Wspomniana przez Nisbeta

„instytucjonalizacja współczucia” stanowi instytucjonalizację owego związania.

Istnieje wiele społecznie utrwalonych instytucji, pozwalających się uporać z problemami społecznymi (Nisbet 1966). Religia oferuje normy sankcjonowane metafizycznie; prawo dostarcza porządku normatywnego z legalnego punktu widzenia, którego złamanie stanowi powód mobilizacji aparatu represji; dziennikarstwo trudni się pobudzaniem opinii publicznej przez pokazywanie przykładów (najczęściej dramatycznych); podobnie – sztuka dostarcza poruszających przykładów, mających nakłaniać do reform itd.

Konstruowanie problemów społecznych

J. Hannigan (1995) dostrzega pewną jednostronność w analizach traktujących problemy społeczne jako zjawiska statyczne. Podkreśla, że stanowią one raczej „sekwencje wydarzeń”, które rozwijają się na bazie społecznej definicji. Problem społeczny to – jego zdaniem – działania grup społecznych składających zażalenia i żądania do organizacji, instytucji i agend odpowiedzialnych za sytuację. Wątpliwości podnoszone przy tej okazji dotyczą kwestii: co należy traktować jako „rzeczywisty” problem społeczny – czy każde działania, których tłem jest domaganie się spełnienia jakichś warunków, czy tylko niektóre?

Jeśli chodzi o same żądania, to Hannigan przytacza następującą ich strukturę. Zawierają one:

- podstawy do żądań (informacje, fakty, przykłady, definicje);
- uzasadnienia, że żądania mają podstawy (podaje się tu prawa człowieka, nawiązania do idei wolności itp.);
- konkluzje, że należy coś przedsięwziąć.

Jeśli chodzi o ludzi, którzy podejmują akcje, to zwraca się uwagę na znaczącą rolę organizacji i ruchów społecznych oraz organizacji profesjonalnych (lekarze, prawnicy, naukowcy, dziennikarze, politycy). Są to „grupy wpływowe” w sensie, o jakim mówi Merton.

W odniesieniu do procesu żądań, wyodrębnia się fazy: animowania problemu, legitymizowania, demonstrowania. Odrebną sprawą, choć bardzo istotną we współczesnych społeczeństwach, jest „ilość”

problemów społecznych. S. Hilgartner i C. Bosk (za: Hannigan 1995, s. 37) zwracają uwagę na konkurencję problemów społecznych, z których nie wszystkie mają szansę zyskać należyte zainteresowanie.

1.3. Problem ekologiczny jako problem społeczny

1.3.1. Definicja problemu ekologicznego

Z problemem ekologicznym mamy do czynienia wtedy, gdy znaczące grupy społeczne (grupy jednostek, organizacje, instytucje) uznają konsekwencje pewnych poczynań za negatywne dla środowiska (de Haes 1991)¹⁶. Problem ekologiczny wynika zatem z rozdziewu między faktami a wartościami – jest to sytuacja sprzeczności między tym, co jest, a tym, co być powinno.

Z powyższego rozumienia problemu ekologicznego wynika, że trzy elementy jednocześnie muszą być wzięte pod uwagę przez „obserwatora”, aby można było mówić o problemie ekologicznym:

- 1) fakty fizyczne (które są fizyczną „bazą” problemu ekologicznego),
- 2) wartości społeczne (które dają punkt odniesienia),
- 3) zachowania społeczne (które stanowią przyczynę problemów ekologicznych).

Zatem, problem ekologiczny nie zaistniałby, gdyby:

- 1) możliwości odtwórcze przyrody były nieskończone,
- 2) obserwator (grupa, instytucja) nie oceniał stanu środowiska (nie uruchamiał swojego systemu wartości dotyczącego środowiska) lub nie posiadał systemu wartości dotyczących stanu środowiska,
- 3) ludzie nie podejmowali działań powodujących problemy.

¹⁶ Posługiwanie się terminem „problem ekologiczny” (nie zaś – „problem środowiskowy”) jest wyborem konwencji terminologicznej, która ma pewne uzasadnienie. Chodzi o pewną tradycję („ekologia ludzka”), a także potoczne rozumienie terminu ekologiczny i ekologia (które to znaczenie jest bliskie rozważaniom). Poza tym, jak już wspomniano – terminy „środowisko” i „środowiskowy” mogą być mylące. Niemniej wybór terminologii jest pragmatyczny, a przez biologów może być uznany za mylący.

1.3.2. Wymiary analizy problemów ekologicznych

Problemy społeczne a problemy ekologiczne

Mówiąc ogólnie, problemy ekologiczne stanowią pewien szczególny rodzaj problemów społecznych. J. Hannigan zauważając podobieństwo problemów ekologicznych i problemów społecznych, zwraca jednocześnie uwagę na dwie cechy specyficzne problemów ekologicznych. Po pierwsze, problemy społeczne zwykle czerpią swoją retoryczną siłę z moralnych raczej niż faktycznych argumentów. Problemy ekologiczne – przeciwnie – często odwołują się lub wręcz są zapoczątkowywane przez odkrycia naukowe (przykładami mogą być: problem pestycydów lub efekt cieplarniany). Po drugie, problemy ekologiczne – choć związane z poszczególnymi jednostkami – wywodzą się z warunków fizycznych bardziej niż w przypadku innych problemów społecznych, które mają w większym stopniu charakter osobistych kłopotów, przekształcanych następnie w problem publiczny.

Poniżej przedstawiona jest charakterystyka specyficznych cech problemów ekologicznych, biorąca pod uwagę wspomniane trzy zasadnicze poziomy: (1) wymiar faktów fizycznych, (2) wymiar wartości społecznych, (3) wymiar działań społecznych.

Wymiar faktów fizycznych

W momencie, kiedy dany fakt fizyczny, np. „zanik życia biologicznego w jeziorze”, oceniany jest negatywnie przez „znaczącą grupę społeczną”, oznacza to, że stan aktualny został rozpoznany jako problem ekologiczny. W tym przypadku rozwiązaniem problemu ekologicznego byłoby przywrócenie życia biologicznego w danym jeziorze – powrót do stanu akceptowanego. Pojawia się pytanie – co należy rozumieć przez stan akceptowalny? W jaki sposób taki stan można określić?

„Materialną” podstawą problemów ekologicznych jest skala i intensywność ludzkich działań. Intensyfikacja ludzkiej działalności, przede wszystkim produkcyjnej, doprowadziła w drugiej połowie XX wieku do zanieczyszczenia środowiska w skali stwarzającej za-

grożenie dla zdrowia i życia ludzi oraz przetrwania gatunku (energia jądrowa, dziura ozonowa itp.).

Wymiar fizyczny problemów ekologicznych można analizować na trzech poziomach systemowych (de Haes 1991):

- 1) poziom najogólniejszy – krajobrazu i ekosystemu (wchodzą w grę takie całości, jak: obszary zurbanizowane, obszary przemysłowe, obszary rolnicze, obszary częściowo naturalne, natura z wpływami człowieka, obszary naturalnej przyrody);
- 2) poziom elementów składowych (mowa o takich składnikach ekosystemów i krajobrazów, jak: budynki, gleba, woda, atmosfera, zwierzęta, flora);
- 3) poziom najbardziej szczegółowy (składają się nań: materiały, surowce, składniki fizyczne i chemiczne, elementy składowe organizmów żywych).

Fizyczne „podstawy” problemu ekologicznego można analizować: (a) ilościowo, (b) jakościowo, w odniesieniu do (c) zakresu zjawiska oraz jako (d) łańcuch przyczynowy.

Podejście ilościowe. Fakt fizyczny będący przyczyną („wehikułem”, pretekstem) problemu ekologicznego może mieć swoje dokładne wartości. We wspomnianym przypadku zatrutego jeziora może to być wyrażony liczbowo poziom biologicznego zapotrzebowania na tlen (BZT), przy którym następuje zanik życia biologicznego, zaś rozwiązanie problemu ekologicznego oznacza akceptowany (na przykład w postaci norm środowiskowych) poziom biologicznego zapotrzebowania na tlen. Można oczywiście – robią to specjaliści – dokładniej analizować, jakie substancje i w jakich ilościach powodują negatywne skutki. Innym aspektem fizycznego wymiaru problemów ekologicznych jest funkcjonowanie ekosystemów. S. Kozłowski (1991) mówi o barierach przyrodniczych, przez które należy rozumieć takie poziomy wpływu na dany ekosystem, gdy następuje zachwianie homeostazy – równowagi ekosystemu.

Podejście jakościowe. Innym zagadnieniem jest pytanie: od kiedy można mówić o skutkach nieodwracalnych, przykładowo – kiedy mianowicie następuje śmierć biologiczna jeziora. Podobnie, zanik gatunku oznacza zmianę nieodwracalną, zniszczenie lasu tropikalnego (*rain forest*) również jest zmianą nie do naprawienia. W tych wypad-

kach istnieją pewne wartości progowe, których przekroczenie powoduje zmiany jakościowe.

Zakres problemu. Istotnym elementem analizy jest zbadanie zakresu zjawiska. W przypadku zanieczyszczenia rzeki jest to odpowiedź na pytanie: czy można mówić o śmierci biologicznej na całej jej długości, czy na pewnej jej części; czy inne rzeki (dopływy) również są skażone itd. Chodzi tu o rozpoznanie skali przestrzennej i rozmiarów zjawiska.

Łańcuch przyczynowy. Analizie podlegać może przyczynowo-skutkowy przebieg procesów dający w rezultacie obniżenie jakości środowiska. Łańcuch zależności rozpoczyna fizycznie rozumiane zjawisko, które powoduje niepożądane skutki środowiskowe, a to z kolei wywiera wpływ na zdrowie ludzi, dobrobyt materialny itd. Wy różnić można bezpośrednie i pośrednie skutki zanieczyszczenia środowiska (Górka i Poskrobko 1991, s. 69). Skutki bezpośrednie polegają na zmianach jakości oraz ilości wody, gleby, powietrza oraz zasobów biotycznych, zmniejszeniu produktywności ekosystemów, przekształcaniu rzeźby terenu oraz krajobrazu. Skutki te mogą być odwracalne lub nieodwracalne.

Skutki pośrednie to m.in.: straty w majątku trwałym przedsiębiorstw (np. na skutek korozji), straty w produkcji, straty w zabytkach historycznych, pogorszenie stanu zdrowotnego ludzi (Janikowski i Starzewska 1983).

Pojemność środowiska¹⁷

W kontekście fizycznego wymiaru problemów ekologicznych, należy zwrócić uwagę na jedną z funkcji środowiska, jaką jest przyjmowanie odpadów. W podobnym kontekście pojawia się koncepcja „pojemności środowiska” i „elastyczności środowiska”. W odniesieniu do środowiska globalnego K. Arrow *et al.* (1995) podkreślają, że zasoby Ziemi będące podstawą generowania produkcji materialnej mają charakter skończony. Co więcej, zarówno zasoby, jak i odporność środowiska (ekosystemów) na zakłócenia spowodowane przez

¹⁷ Pojemność środowiska odpowiada angielskim terminom *environmental capacity*, *ecocapacity*, *carrying capacity*.

człowieka nie przyjmują wartości statycznych – zmieniają się w czasie. Istnieje zatem sprzężenie zwrotne między aktywnością człowieka (głównie produkcyjną) a możliwościami środowiska wyznaczającymi granice rozwoju. Co więcej aktywność człowieka może prowadzić do zwiększenia pojemności środowiska¹⁸.

Pojemność środowiska, podobnie jak stabilność (homeostaza) ekosystemów, poziom entropii (stan uporządkowania energii) stanowią pewne własności fizycznych ekosystemów, pozwalające (przynajmniej potencjalnie) oceniać stan środowiska.

Wymiar wartości społecznych

Analiza problemu ekologicznego musi brać pod uwagę systemy wartości oraz systemy norm społecznych. Odróżnić należy wartości, tzn. zbiór stanów rzeczy uporządkowanych przez relację preferencji oraz normy, tzn. zbiór reguł zachowań zmierzających do realizacji wartości (Buczkowski 1985). Poza tym należy brać pod uwagę poziomy wartości, wyróżniając wartości światopoglądowe oraz „wartości techniczno-użytkowe” (Kmita 1982). Należy też odróżnić wartości ujawniane w postaci indywidualnych preferencji od wyrażanych w postaci społecznych preferencji oraz od wartości przysługujących fizycznemu ekosystemom.

Wartości światopoglądowe. Problem ekologiczny dotyczy często poziomu wartości światopoglądowych. W. de Groot i R. Stevers (1993) mówią o wartościach najwyższych (*final variables*), które należy brać pod uwagę przy analizach problemów ekologicznych. Oceny zjawiska fizycznego odnoszone są do systemów wartości, opierają się na pewnych wartościach fundamentalnych. De Groot i Stevers wyliczają następujące wartości przywołane w tym kontekście: zdrowie, bezpieczeństwo, dobrobyt materialny, dobrobyt niematerialny (dziedzictwo kulturowe, krajobraz, dostęp do natury), naturalna wartość przyrody, równowaga między człowiekiem a naturą, zatrudnienie. Można dodać jeszcze inne przykłady wartości światopoglądowych uwikłanych w kwestie problemów ekologicznych: „wyrównanie nie-

¹⁸ K. Górka (*et al.* 1995, s. 85) odróżnia pojemność środowiska od potencjału środowiska rozumianego jako zapas zasobów naturalnych danej biocenozy.

równości płciowych" w związku z problematyką niszczenia środowiska (Jackson 1994), „sprawiedliwość ekologiczna” (*environmental equity*) (Żylicz 1996) i prawo do środowiska (Tobera 1984), sprawiedliwość międzypokoleniowa i inne.

Wartości naczelné mogą być analizowane z perspektywy poszczególnych jednostek lub w formie agregatywnej – jak wartości naczelné poszczególnych grup społecznych. Mogą też przybierać formy bardziej zobiektywizowane – na przykład mogą być zawarte w dokumentach¹⁹.

Analiza roli wartości naczelných (światopoglądowych) w odniesieniu do problemów ekologicznych może odbywać się w dwóch kierunkach:

1. Zjawiska społeczne można odnosić do owych wartości. Chodzi tu o relacje między zjawiskami czy podejmowanymi decyzjami w odniesieniu do środowiska na tle wartości światopoglądowych. Pojawia się np. zagadnienie zasadności przyjmowania poszczególných standardów środowiskowych – chociażby dyskusja na temat konieczności zachowania biologicznej różnorodności, kwestia różnorodności genetycznej itd.
2. Z założonych wartości można wyprowadzić konsekwencje dotyczące działań. Ten kierunek analizy polega na wyprowadzeniu z założonych wartości takich reguł działań społecznych (norm), które wartości te pozwolą zrealizować. Przykładem podanym przez de Groota i Steversa jest wyprowadzenie z wartości „zapobieganie powstawaniu kwaśnych deszczów” konsekwencji dotyczących polityki wobec właścicieli samochodów (sprowadzającej się do minimalizacji używania samochodu). Tu włączyć należy problem wiedzy, skuteczność realizacji wartości, społeczną dystrybucję wartości, możliwości „konwersji” – co wyznacza skuteczność akcji promujących „ekologiczne” zachowania.

Wartości „techniczno-użytkowe”. Wartości, które uwikłane są w powstawanie (definiowanie) problemu ekologicznego, to zarówno wartości światopoglądowe, jak i wartości techniczno-użytkowe. W

¹⁹ W istocie, założenia polityki ekologicznej w różnych krajach, czy też Agenda 21 przygotowana w Rio de Janeiro, opierają się na pewnych naczelných wartościach wyznaczających szczegółowe propozycje.

pierwszym przypadku problem ekologiczny ma postać generalnego zagrożenia podstawowych ludzkich i „naturalnych” wartości. Ten sposób artykułacji problemów ekologicznych obecny jest zwłaszcza w obrębie nurtu „głębokiej ekologii”, gdzie krytykuje się całą nowożytną formację kulturową, wskazując na zagrożenie dla trwania życia na planecie oraz na samoistne wartości „natury” – niezależne od samego istnienia gatunku ludzkiego.

Drugą grupę wartości stanowiących „nośniki” problemów ekologicznych stanowią wartości techniczno-użytkowe (uchwytnie praktycznie) – problem ekologiczny powstaje przez „odniesienie” danego faktu fizycznego (stanu ekosystemu) do wartości tego typu²⁰. W tym przypadku środowisko ma dla zainteresowanych pewną użyteczność (*utility* – Becker 1990) i owa użyteczność jest zagrożona.

„Wartości ekologiczne”. Niektórzy autorzy (Burger 1992; Gliński *et al.* 1990) wyróżniają przy opisie relacji człowiek – środowisko specjalną kategorię „wartości ekologicznych”. Jako „wartości ekologiczne” T. Stojek (za: Gliński *et al.* 1990, s. 16) określa „elementy środowiska naturalnego postrzegane i oceniane przez ludzi” (takie, jakimi być powinny). Wartości ekologiczne stanowią element ogólnego systemu wartości społecznych. Mowa tu o poziomie „poniżej” wartości „światopoglądowych”. Wartości „ekologiczne” są zatem elementem struktury systemu wartości, obok takich wartości, jak: ochrona zdrowia, komunikacja, zaspokojenie potrzeb mieszkaniowych itp. (Gliński *et al.* 1990, s. 27). Wspomniane wartości są w pewnym stopniu konkurencyjne²¹.

O ile powyższa koncepcja odnosi wartości ekologiczne do innych wartości obecnych w życiu społecznym i traktuje je jako byty idealne (pożądane), o tyle D. Pearce i K. Turner zauważają (1990) także inne

²⁰ Należy zauważyć, że oba typy problemów ekologicznych mogą być ze sobą powiązane – zagrożenie lokalnego ekosystemu może być przez jednych traktowane jako zagrożenie jego zalet użytkowych, a przez innych wiązane z poczuciem ogólnego zagrożenia „wartości przyrody” czy z poczuciem „ginącej planety”. Nie wchodząc głębiej w skomplikowaną kwestię relacji między wartościami światopoglądowymi oraz techniczno-użytkowymi, przyjmujemy w tej pracy, że da się oddzielić te dwie sfery.

²¹ P. Gliński (*et al.* 1990, s. 26–27) pisząc o społeczeństwie polskim wskazuje na osobisty (prywatny) charakter wartości ekologicznych i brak wyraźnej społecznej konotacji wartości ekologicznych. Wśród wartości ekologicznych wyższą rangę uzyskują wartości typu instrumentalnego niż autoteliczne (Burger 1992, s. 11; Gliński *et al.* 1990, s. 17); wartości ekologiczne są też częściej wartościami uznawanymi niż odczuwanymi.

formy przejawiania się tych wartości. Z punktu widzenia badania problemów środowiskowych piszą oni o trzech typach wartości, jakie ujawniają się przy okazji takich analiz. Są to:

1. Wartości wyrażane przez preferencje indywidualne.
2. Wartości wyrażane przez preferencje grupowe („normy” społeczne). Na takie wartości, wyrażane w formie „społecznej” legislacji, tj. legislacji przygotowanej w imię „społecznych” interesów, zwracają uwagę przedstawiciele ideologii ekocentrycznych (kładących nacisk na ochronę środowiska).
3. Wartości funkcjonalne fizycznego ekosystemu. Samodzielne wartości ekosystemu, niezależne od wartości przykładanych przez ludzi, zauważają przedstawiciele nurtu tzw. „głębokiej ekologii”.

Powyższe rozróżnienie wydaje się istotne przy badaniu konkretnych problemów ekologicznych, podczas gdy koncepcja dotycząca wartości ekologicznych wydaje się bardziej przydatna przy badaniu generalnych nastawień społecznych. Z tym wiąże się kwestia „świadomości ekologicznej”.

„Świadomość ekologiczna”. Jest to „kategoria opisowa mówiąca o tym, jak konkretna grupa społeczna, czy też całe społeczeństwo (np. polskie) widzi swoje miejsce w przyrodzie i jak postrzega swoje związki ze środowiskiem naturalnym” (Burger 1992, s. 11). W odniesieniu do prezentowanej w pracy koncepcji problemu ekologicznego, świadomość ekologiczną w podanym powyżej rozumieniu należy traktować jako „odbicie” problemów ekologicznych. Jeśli bowiem mamy do czynienia z faktem fizycznego uszkodzenia środowiska człowieka, fakt ten odbierany jest przez znaczące społeczne grupy jako niezgodny względem uznawanych przez tę grupę wartości, a przyczyną uszkodzenia są ludzkie działania (mamy więc wyczerpaną definicję problemu ekologicznego), to wiedza na temat danego uszkodzenia, poczucie zagrożenia wartości „ekologicznych”, emocje związane z daną sytuacją dyspozycje do zachowań w związku z tą sytuacją składają się na „świadomość ekologiczną” danego problemu ekologicznego. Świadomość ekologiczna jest kategorią złożoną. P. Tobera (1984; por. też Gliński 1990, s. 23–26) wyróżnia w obrębie świadomości ekologicznej 4 poziomy: (1) intuicyjne przekonania; (2) wiedzę; (3) reakcje emocjonalne; (4) dyspozycje zachowaniowe.

W kontekście świadomości ekologicznej używa się pojęcia „postawy proekologicznej” (Burger 1992; Burger i Sadowski 1994). Składają się na nią łącznie: przyznawanie stosunkowo wysokiej pozycji wartościom ekologicznym na tle innych wartości oraz odczuwanie niepokoju w związku ze stanem środowiska.

Świadomość ekologiczna jest zróżnicowana czasowo, przestrzennie i społecznie. M. Bell (1998) wskazuje na „falowanie” zainteresowania problemami środowiska w drugiej połowie naszego wieku: duże zainteresowanie około roku 1970, następnie spadek oraz ponowny wzrost w latach 80. i 90. Potwierdza to koncepcję A. Downsa o „cykliczności zainteresowania problemami” ekologicznymi.

Jednakże R. Inglehart (1990) wskazuje, że trend jest bardziej wyraźny. Wzrost zainteresowania problemami ekologicznymi ma według niego związek z bardziej zasadniczym przesunięciem wartości – od materialnych do postmaterialnych. Empirycznie zaobserwowane w latach 70. i 80. w krajach rozwiniętych zmiany wartości w kierunku wartości postmaterialnych powodują większe natężenie społecznej uwagi poświęcanej jakości środowiska.

Również U. Beck (1992) wskazuje na zwiększone zainteresowanie problemami ekologicznymi. W jego ujęciu, powodem jest narastanie ryzyka technologicznego w krajach rozwiniętych.

Podobne podejście prezentowane jest w ramach tezy o „przesunięciu paradygmatu” (Bell 1998). R. Dunlap, W. Catton i W. Van Liere w latach 70. oraz S. Cotgrove i L. Milbrath w latach 80. wskazywali, że narastające zagrożenie powodowane fizycznym zniszczeniem środowiska prowadzić powinno do zmiany świadomościowej – powstawania „nowej ideologii” będącej odpowiedzią na tę sytuację. Można zatem wyodrębnić stary paradygmat (oparty na widzeniu człowieka jako istoty dominującej w środowisku) oraz nowy paradygmat (gdzie pojawia się wizja człowieka widzącego swoje ograniczenia w środowisku). Przyjęto hipotezę, że nowy paradygmat będzie „podążał” za pogorszeniem stanu środowiska. Przeprowadzane badania poszukiwały potwierdzenia tego przesunięcia oraz określenia warunków zmiany paradygmatu przez ludzi. W przeprowadzonych w latach 80. w USA badaniach dokonano rozróżnienia między „przekonaniami

ekologicznymi" (*beliefs*) oraz wartościami ekologicznymi (*values*). Poparcie dla ogólnie rozumianego „paradygmatu ekologicznego” wyraziło 78% badanych, mocne poparcie dla przekonań ekologicznych – 57%, jedynie 25% – mocne poparcie dla wartości. Na tej podstawie można wysnuć wnioski, że ludzkie wartości „adaptują” się do zmieniającego się obrazu fizycznej rzeczywistości. Jest to jednak proces stopniowy i „mocne” poparcie wartości wymaga więcej czasu.

Badania amerykańskie wskazywały na przywiązywanie większej wagi do spraw ekologicznych przez osoby młodsze, lepiej wykształcone, mieszkające w miastach, niezatrudnione w tradycyjnych przemysłowych sektorach. Jak to uogólnił L. Thurow: „biedne kraje i biedni ludzie nie są zainteresowani sprawami środowiska” (za: Bell 1998, s. 190). Jednocześnie w wielu badaniach zauważono brak wpływu podstawowych zmiennych demograficznych na świadomość ekologiczną. Dał się natomiast zauważyć wpływ innych, ogólniejszych wartości społecznych i politycznych.

Generalnie, badania świadomości ekologicznej wskazują na duże znaczenie przykładane do zanieczyszczenia środowiska. Badania międzynarodowe ujawniają jednak spore zróżnicowanie opinii w sprawie wagi poszczególnych problemów ekologicznych (choć znaleźć można również podobieństwa). W odniesieniu do problemów lokalnych mieszkańcy krajów rozwijających się oceniają sytuację wyraźnie gorzej od mieszkańców krajów uprzemysłowionych. Odwrotna sytuacja ma miejsce w odniesieniu do spraw globalnych, do których mieszkańcy krajów uprzemysłowionych przykładają większą wagę niż respondenci z krajów rozwijających się. Wyniki badań przedstawione są w tabeli 1.

W odniesieniu do Europy, Pearce *et al.* (1989) podają hierarchię najważniejszych problemów wskazywanych przez mieszkańców Wspólnoty Europejskiej w 1988 roku. Hierarchia ta przedstawiona jest w tabeli 2.

Jak widać, w hierarchii tej środowisko plasuje się wysoko, bo na drugim miejscu.

W badaniach ogólnopolskich dotyczących kształtu świadomości ekologicznej społeczeństwa polskiego, zapytano o kwestię hierarchii

Tabela 1

Międzynarodowa opinia publiczna na temat wagi wybranych problemów ekologicznych. Podano procentowe wartości odpowiedzi: „bardzo”, za: Bloom 1995

Problem ekologiczny	Średnie odpowiedzi dla populacji narodowych (w %)		
	KR	KU	różnica KR - KU
<i>„Bardzo ważne dla lokalnej społeczności”</i>			
Zła jakość wody	43	19	24*
Zła jakość powietrza	35	17	18*
Zanieczyszczona gleba	23	12	11*
Złe zagospodarowanie odpadów stałych	45	16	29*
Przeludnienie	26	10	17*
Hałas	28	9	19*
<i>„Bardzo ważne dla całego świata”</i>			
Zanieczyszczenie rzek, jezior i oceanów	61	65	-4
Zanieczyszczenie powietrza i smog	65	55	10*
Erozja, zanieczyszczenie gleb	51	48	3
Wymieranie gatunków	57	51	6
Wycinanie lasów tropikalnych	60	64	-4
Efekt cieplarniany	46	52	-6
Dziura ozonowa	53	60	-7
Kwaśne deszcze	71	78	-7

KR - kraje rozwijające się, KU - kraje uprzemysłowione, * poziom $p < 0,05$

Tabela 2

Hierarchia najważniejszych problemów dla mieszkańców Wspólnoty Europejskiej w 1988 roku

Lp.	Problem	Procent wyborów
1	Bezrobocie	98
2	Środowisko	93
3	Stabilność cen	90
4	Ograniczenie zbrojeń	85
5	Nadwyżki żywnościowe	70
6	Wprowadzenie wspólnego rynku	63
7	Ujednoczenie polityczne Wspólnoty Europejskiej	57
8	Włączenie Turcji do Wspólnoty Europejskiej	27

postrzeganych zagrożeń cywilizacyjnych. Uzyskana lista zagrożeń przedstawiona jest poniżej. Badania przeprowadzono 1992 roku. W badaniach powtórzonych w 1993 roku zatrucie środowiska i przestępczość również uznane zostały za najważniejsze zagrożenia cywilizacyjne.

Tabela 3

Odpowiedzi na pytanie „które ze zjawisk uznać należy za najgroźniejsze dla Polski i Polaków?” (badania przeprowadzone na zlecenie Instytutu na rzecz Ekorozwoju – 1992)

Lp.	Problem	Procent wyborów
1	Przestępczość	76
2	Zatrucie środowiska	76
3	Alkoholizm	67
4	Nowotwory	64
5	AIDS	62
6	Narkomania	58

Wymiar działań społecznych

Niektórzy autorzy wskazują, że – najogólniej mówiąc – społeczny wymiar problemów ekologicznych jest podobny do innych problemów społecznych i ekonomicznych (Johnston 1992). Wszystkie te problemy sprowadzają się do konfliktu:

- między interesem indywidualnym i interesem systemu oraz
- między interesem krótkofalowym i długofalowym.

Konflikt ten, wskazujący społeczny wymiar problemów ekologicznych, dysfunkcjonalność ludzkich działań, opisywany jest w kategoriach „tragedii dóbr wspólnych” (Hardin 1968), kosztów społecznych (Kapp 1960), pułapek społecznych (Hankiss 1986), logiki działań zbiorowych (Olson 1965).

Koncepcja dylematów społecznych (pojęcie dylematów społecznych traktowane jest jako równoważne pojęciu dylematów działań zbiorowych oraz pułapek społecznych) odnosi się do sytuacji, kiedy mamy do czynienia z działaniami zbiorowymi, a działania te odno-

szą się do dóbr publicznych. Kluczową cechą tych działań jest to, że rezultaty działań poszczególnych osób wpływają na siebie. Koncepcja dylematów społecznych oraz dóbr publicznych i wspólnych scharakteryzowana jest szerzej w rozdziale dotyczącym przyczyn problemów ekologicznych.

1.3.3. Rozpoznanie problemów ekologicznych

Zaistnienie fizycznie rozumianego faktu zanieczyszczenia środowiska jest warunkiem koniecznym, lecz niewystarczającym dla zaistnienia problemu ekologicznego²². Konstytytywne dla problemu ekologicznego jest jego społeczne rozpoznanie, tzn. stwierdzenie rozżewu między faktami i wartościami. Może to nastąpić na różnych poziomach. Może być to poziom:

- 1) działań społecznych, które zostają rozpoznane jako problem środowiskowy (np. odprowadzanie ścieków do rzeki);
- 2) efektów działań, które – gdy przekroczone zostają na przykład normy emisji – stają się problemem środowiskowym (np. przekroczenie norm hałasu lub emisji szkodliwych substancji);
- 3) odległych, pośrednich skutków działań, które – gdy przekroczone zostają normy jakości środowiska – stają się również problemem środowiskowym (wymieranie lasów spowodowane emisją zanieczyszczeń gazowych);
- 4) długofalowych i dalekosiężnych skutków działań, które odniesione do wartości ostatecznych mogą być uznane za problem ekologiczny; przykładem może tu być energetyka jądrowa.

Trzeba zwrócić uwagę, że najłatwiej dostrzegalne są skutki działań, i to skutki bezpośrednie. Skutki długofalowe są bardziej skomplikowane i ich rozpoznanie jest trudniejsze, wymaga też często większej wiedzy.

Jakość środowiska. W odniesieniu do fizycznie rozumianych ekosystemów używa się pojęcia jakości środowiska. Jest to charakte-

²² M. Čaha (1994) pisze, że – jak wynika z badań – znaczna większość (81%) społeczeństwa Czech jest świadoma złego stanu środowiska w kraju. Jednak dla wielu z nich sytuacja ta nie stanowi problemu.

rystyka środowiska mierzona wskaźnikami zakłóceń równowagi ekosystemów, wskaźnikami zanieczyszczeń itd. (Górka *et al.* 1995, s. 85). Jakość środowiska może być traktowana jako „niewystarczająca” – co oznacza stwierdzenie istnienia problemu ekologicznego.

Kwestia wiedzy. Negatywny wpływ działalności ludzkiej na każdym z wymienionych poziomów odbija się na pozostałych. Istotna kwestia, jaka się w tym momencie pojawia, to zagadnienie możliwości poznawczych „obserwatora”. Zarówno rozpoznanie uszkodzenia fizycznego środowiska, jak i odtworzenie łańcucha przyczynowego zdarzeń i działań, które doprowadziły do uszkodzenia, nie w każdym przypadku dadzą się przeprowadzić przez nieprzygotowanego obserwatora. W niektórych przypadkach łańcuchy przyczynowo-skutkowe są w miarę oczywiste, jednak często potoczny ogląd zawodzi. Przykładowo, w przypadku skażeń promieniotwórczych, bez znajomości, choćby ogólnej, fizycznych teorii dotyczących promieniotwórczości – nie dojdzie do rozpoznania sytuacji jako niebezpiecznej oraz jako takiej, w której człowiek jest istotą sprawczą²³.

1.3.4. Wytwarzanie problemów ekologicznych

W obrębie przyjętej koncepcji problemu ekologicznego przyjmuje się kluczową rolę grupowego potraktowania danej sytuacji jako „problematicznej”. J. Hannigan (1995) oraz T. O’Riordan (1991) zwracają uwagę na rolę mediów, środowisk naukowych oraz ruchów ekologicznych w procesie „społecznego tworzenia problemów ekologicznych”. Wyróżniają oni sześć niezbędnych warunków udanego stworzenia problemu ekologicznego (Hannigan 1995, s. 55):

- 1) istnienie naukowego autorytetu dającego naukową sankcję żądanom;

²³ Nie mówimy w tym przykładzie o naturalnej promieniotwórczości, występującej w różnych miejscach na Ziemi (m.in. w Sudetach). *Notabene* negatywny wpływ promieniowania w takich rejonach był niegdyś konceptualizowany w formie bliskiego magii, protonaukowego przekonania o „szkodliwych wyziewach” itp.

- 2) istnienie „popularyzatorów”, przekładających wiedzę naukową na język potoczny;
- 3) zainteresowanie mediów;
- 4) dramatyzacja problemu w symbolicznych i wizualnych formach;
- 5) istnienie ekonomicznych zachęt do podejmowania działań;
- 6) wyłonienie się instytucjonalnego „sponsora” dającego gwarancje legitymacji i ciągłości.

Rola mediów. Media stanowią kluczową instytucję w procesie konstruowania problemów ekologicznych. Istnieje w związku z tym szereg czynników wpływających na kształt „produktu” – problemu ekologicznego.

1. Informacje na temat problemów ekologicznych nie różnią się w istocie od rutynowego „produkowania newsów”, muszą się mieścić w danym czasie i danym formacie medialnym. Utrudnia to prezentację skomplikowanych często zależności wiążących się z problemami ekologicznymi. Niektóre z nich są jednak bardzo „medialne”.
2. Media narzucają „ramy medialne” – wzory odniesień nakładane przez przyjmowane w nieunikniony sposób metafory, przykłady, odniesienia – składające się na „pakiet” medialny.
3. Media skoncentrowane są na dramatycznych wydarzeniach, co automatycznie wyklucza problemy ekologiczne mało spektakularne, uwypukla zaś „katastrofy ekologiczne”.
4. Wpływ mediów powoduje, że problemy ekologiczne przedstawiane są w postaci określonych formuł: (a) „obiektywizowanej” (obowiązek przedstawienia dwóch punktów widzenia); (b) kwestii budzącej zainteresowanie opinii publicznej; (c) środowiska jako kwestii ekonomicznej; (d) konfliktu; (e) „apokalipsy”; (f) zadań dla instytucji.

Powyższe „skrzywienia” problemów ekologicznych powodowane przez „filtr” medialny mogą być wykorzystywane w pozytywny sposób. Hannigan podaje przykład organizacji ekologicznej Green-Peace jako grupy przyjmującej i umiejętnie wykorzystującej ograniczenia stwarzane przez media dla propagowania swoich akcji.

Rola nauki. W przypadku zdecydowanej większości problemów ekologicznych pojawiają się odwołania do autorytetu nauki (Hanni-

gan 1995, s. 76). Rola nauki w tworzeniu problemów ekologicznych wiąże się głównie z interpretatywnym celem działalności badaczy (w odróżnieniu od poznawczego). Cel ten sprowadza się do prezentacji wyników niespecjalistom. N. Aronson wyróżnia trzy typy celów interpretatywnych (za: Hannigan 1995, s. 77): techniczny (związany z doradztwem naukowym, dotyczącym np. energii jądrowej, inżynierii genetycznej itd.); kulturowy (rozwijający ideologiczne poparcie dla wydatków na badania – np. magazyny popularnonaukowe, wykłady otwarte itd.); interpretacja problemów społecznych (sugerowanie, że rozwiązywanie społecznych problemów jest działalnością zastrzeżoną dla nauki).

Szczególnie istotną rolę w tworzeniu problemów ekologicznych odgrywa fakt, że wiedza naukowa opiera się na pojęciu prawdopodobieństwa i niepewności (*scientific uncertainty*). Na tym tle rodzą się kontrowersje dotyczące interpretatywnej roli nauki – kontrowersje między środowiskami nauki, polityki, „działaczami ekologicznymi” itd. – na temat tego, co stanowi „dowód naukowy” w wystarczająco mocnym sensie. W przypadku zagadnień związanych z relacją człowiek – ekosystem wchodzi w grę takie problemy, jak: trudności w dokładnym rozpoznaniu łańcucha przyczynowo-skutkowego, trudności w predykcji, trudności w ocenie ryzyka, trudności w uzyskaniu wystarczających danych czy też trudności związane z „otwartością interpretacyjną” danych²⁴.

Wzrost zainteresowania mediów oraz polityków problemami ekologicznymi powoduje rosnące „zatrudnianie” specjalistów ze świata nauki jako ekspertów dla mediów oraz w procesie legislacyjnym (Liberatore 1994). W tym kontekście narodziło się pojęcie „wspólnot epistemicznych” – „międzynarodowych sieci wspólnot opartych na wiedzy” (Hannigan 1995, s. 86). Wspólnoty te związane są z procesami politycznymi i charakteryzują się posiadaniem wpływu zarówno na definiowanie problemów (ekologicznych), jak i na wskazywanie środków zaradczych.

Szczególne znaczenie mają wspólnoty epistemiczne w procesie legislacyjnym. S. Jasanoff (za: Hannigan 1995, s. 91) zwraca uwagę na

²⁴ Co jest zresztą nagminnie wykorzystywane przy okazji kontrowersji politycznych dotyczących środowiska.

fakt, że rozmaite naukowe instytucje doradcze służą głównie legitymizowaniu podejmowanych decyzji. „Nauka regulacyjna” (*regulatory science*) zajmuje się szczególnie chętnie obszarami stosunkowo trudnymi do wyraźnej weryfikacji oraz obejmuje problemy wymagające „syntezy” nauk. W procesie decyzyjnym autonomia komitetów doradczych jest ograniczona, a efektem negocjacji jest często kompromis. Zamiast prawdy „naukowej” pojawia się prawda „usługowa” (*serviceable truth*).

B. Wynne (1994) zwraca uwagę na inną rolę nauki w tworzeniu problemów ekologicznych – na dominację nauk matematyczno-fizycznych. Proponowane w obrębie tych nauk – i uznane za jedyne możliwe do przyjęcia – modele nie są najczęściej w stanie objąć wszystkich istotnych zmiennych, a dodatkowo modele ekologiczne są zbyt ograniczone, aby przy obecnym stanie wiedzy można było na ich podstawie podać rozstrzygające wnioski – pisze Wynne, podając przykłady związane z dyskusją wokół efektu cieplarnianego. Jednak to właśnie te nauki uznawane są za jedyne wiarygodne źródło wiedzy.

Ruchy ekologiczne. Instytucją społeczną odgrywającą dużą rolę w procesie tworzenia problemów ekologicznych są ruchy społeczne. Ruch ekologiczny to „oddolnie inicjowane, spontaniczne i niezależnie podejmowane zbiorowe działania, mające na celu ochronę i kształtowanie szeroko pojętego środowiska przyrodniczego” (Gliński *et al.* 1990, s. 51). Cechą charakterystyczną ruchów ekologicznych jest bardzo duże zróżnicowanie celów, zasięgu i sposobów działania (Oleđzka 1995).

Ruchy ekologiczne, we współczesnym rozumieniu, narodziły się w rozwiniętych krajach zachodnich. Współczesny ruch ekologiczny różni się w swoim charakterze od działań podejmowanych na rzecz ochrony przyrody przez organizacje typu „konserwacyjnego” od połowy XIX wieku (Tobera 1984; Górka *et al.* 1995). A. Touraine (za: Yearley 1994, s. 152) zwraca uwagę, że zainteresowanie problemami środowiska w przypadku nowych ruchów ekologicznych (traktowanych jako przykład „nowych ruchów społecznych”) ma charakter projektu zmiany kulturowej i moralnej debaty oraz stanowi wyraz dominacji wartości postmaterialnych (Cotgrove, za: Hannigan 1995, s. 25).

S. Yearley (1994, s. 158–159) zwraca uwagę na specyficzne cechy „zachodnich” ruchów ekologicznych: mają one charakter ponadnarodowy, są krytyczne wobec kapitalizmu, są częścią składową klasy intelektualistów (*knowledge class*) – mają liczne związki ze światem wiedzy uniwersyteckiej. Choć ruchy ekologiczne są wyrazem sprzeciwu wobec nadużywania środowiska i domagają się jego ochrony, „krytyczny” charakter ruchu ekologicznego budzi wątpliwości. L. Sklair (1994) zauważa „planetaryzację zachodniej kultury materialistycznej”, której elementem staje się „międzynarodowa elita ekologiczna” złożona z: działaczy organizacji ekologicznych, „globalnych zielonych biurokratów”, „zielonych polityków”, „zielonego przemysłu i handlu”. Trzeba jednak zauważyć, że związki ruchu ekologicznego ze światem nauki nie są jednoznaczne. F. Buttel i P. Taylor (1994) zauważają, że centralna rola przyznawana wiedzy naukowej przez zwolenników tych ruchów łączy się z silnie obecnym nastawieniem antynaukowym i antytechnologicznym.

W kontekście ruchów ekologicznych używa się pojęcia „nowych ruchów społecznych”, zwracając uwagę na: ich nową bazę społeczną („nieklasowy” charakter), stanowisko polityczne sytuujące się „w poprzek” dotychczasowego podziału lewica – prawica oraz ich tymczasowość i nowy typ funkcjonowania (poprzez uczestnictwo – nie przez członkostwo).

W odniesieniu do sytuacji polskiej, P. Gliński (za: Burger 1992, s. 9) wyróżnia 6 celów (i odpowiadających im typów) ruchów ekologicznych:

- 1) poznanie problemów środowiska,
- 2) edukacja,
- 3) uświadomienie problemów ekologicznych społeczeństwu,
- 4) działania na rzecz ochrony środowiska,
- 5) wywieranie nacisku na władze, mające je skłonić do ochrony środowiska,
- 6) zasadnicza zmiana stosunku do przyrody.

W przypadku poszczególnych ruchów ekologicznych, wymienione cele często się splatają. Szczególnie istotny jest element edukacyjny i uświadamiający. Ruchy ekologiczne stanowią instytucjonalny „nośnik” problemu ekologicznego – stanowią grupę dokonującą

„rozpoznania” problemu oraz działającą na rzecz jego rozwiązania. Z jednej strony, ruchy społeczne stwarzają popyt na „naukowe dowody” związane z konstruowaniem problemu ekologicznego (Yearley 1994). Z drugiej strony, ruchy ekologiczne zajmują się egzekwowaniem rozwiązań. Na ten ostatni element zwraca uwagę P. Tobera (1984), który pokazuje – na przykładach zachodnich grup ekologicznych – znaczenie polityczne tych ruchów (por. też Górka *et al.* 1995).

1.3.5. „Przesocjologizowana” koncepcja problemu ekologicznego

Jak już wspomniano przy okazji definicyjnych rozważań dotyczących problemów społecznych oraz ekologicznych, „faktyczna” przyczyzna problemu zwykle nie jest oczywista i zrozumiała sama przez się. Niektórzy autorzy, np. F. Hirsch (za: Benton 1994), J. Kitsuse i M. Spector (za: Hannigan 1995), T. O’Riodan (za: Johnston 1992), skłaniają się do twierdzenia, że „obiektywne”, materialne podstawy problemów ekologicznych nie istnieją. Jest to stanowisko analogiczne do wspomnianego wcześniej „idealizmu”. Zgodnie z takim podejściem, wszelkie limity wzrostu są barierami *par excellence* społecznymi, opartymi na społecznej definicji, nie ma zaś dowodów na istnienie „fizycznych barier wzrostu”. Bariery te mają postać społecznego konstruktów – ograniczeń w dostępie poprzez mechanizm wytwarzania „rzadkości dóbr”.

Zgodnie z tą koncepcją analizę problemów ekologicznych należy rozpoczynać nie od materialnych przyczyn, lecz od społecznego procesu ich tworzenia. Takie stanowisko zajmuje Hannigan (1995). „Radyczny konwencjonalizm” w rozumieniu problemu ekologicznego, oznaczający brak „obiektywnych” (tj. fizycznych) wskaźników pokazujących, czy mamy do czynienia z problemem ekologicznym, wynika ze sceptycyzmu co do możliwości naukowego ustalenia optymalnego użytkowania środowiska. Rodzi się tu pytanie (które rozważane będzie w dalszym ciągu): na czym opierać decyzje w dziedzinie neutralizowania problemów ekologicznych? Jedynym rozwiązaniem – w świetle powyższego stanowiska – jest demokratyczne podejmowanie decyzji – opierające się na woli wyrażonej przez

obywateli²⁵. Jeśli bowiem problem ekologiczny jest społecznym konstruktem, to jego rozwiązanie musi być oparte na społecznej decyzji. W związku z tym, zauważmy, rola eksperta, podobnie jak i rola wiedzy naukowej, staje się drugorzędna.

Intencjonalność działań społecznych

Problemy ekologiczne mają swój konstytutywny społeczny kontekst. Każdy problem ekologiczny jest skutkiem ludzkiej działalności. Podobnie jak w przypadku problemów społecznych, pojawia się tu zagadnienie intencjonalności ludzkich działań. Można to zobrazować przykładem dwóch dramatycznych sytuacji. Morze Aralskie w Azji Środkowej od 1969 roku zmniejszyło swą powierzchnię o 40%, wyginęły tam wszystkie gatunki ryb charakterystycznych dla akwenu, sól wywiewana z osuszonego dna niszczy zasiewy. Przyczyną tych zmian jest wykorzystywanie wody do nawadniania upraw bawełny. Z kolei, w ostatnich 30 latach powierzchnia jeziora Czad w Afryce zmalała prawie trzykrotnie, objętość wody zmniejszyła się o 60%. Jest to jednak przykład zmienności w płytkich zbiornikach tropikalnych, wywołanej naturalnymi czynnikami (Winpenny 1995, s. 27). W przypadku Morza Aralskiego mamy do czynienia z oczywistym problemem ekologicznym, zaś w przypadku jeziora Czad zasadniczo – nie²⁶.

1.4. Główne problemy ekologiczne świata współczesnego

„Kiedy 1 stycznia 1970 roku wchodził w życie obowiązujący do dziś kodeks karny, znaczenie problemów ochrony środowiska nie było jeszcze w Polsce (ani nawet w świecie) właściwie rozpoznane”

²⁵ To stanowisko odpowiada „paradygmatowi partycypacyjnemu” (Buczkowski 1995, s. 31–32).

²⁶ Sprawa się komplikuje, gdy pamiętać, że co prawda człowiek nie spowodował bezpośrednio (por. Górka i Poskrobko 1991, s. 69) obniżenia poziomu wody w jeziorze Czad, lecz: może zrobił to pośrednio (może być to długofalowe oddziaływanie skutków ocieplenia klimatu spowodowanego przez ludzkie działania) lub mógł (być

pisze W. Radecki (Górka *et al.* 1995, s. 242). Od lat 70. wiele kwestii związanych ze stanem ekosystemów zostało rozpoznanych jako problemy ekologiczne. Są one, jak wynika z przyjętej definicji, zrelatywizowane względem ludzkich wartości. Skutkiem tego niektóre kwestie stanowią problem ekologiczny dla pewnych grup społecznych, dla innych zaś nie stanowią problemu. Istnieje jednak wiele problemów ekologicznych, które są stosunkowo wyraźnie rozpoznane i zdefiniowane jako takie. Poniżej dokonujemy krótkiego przeglądu takich problemów, ze świadomością, że jest to z zasadniczych powodów prezentacja niepełna.

Po pierwsze, problem ekologiczny jest zdefiniowany społecznie, co oznacza, że mogą istnieć na ten temat różne przekonania. Przykładowo, skutki palenia tytoniu mogą być traktowane jako problem ekologiczny (z punktu widzenia ochrony zdrowia lub dostępu do jakości środowiska, np. w miejscu pracy). Nie znaczy to wcale, że dla każdego jest to problem ekologiczny. Można nawet przypuszczać, że jedynie mniejszość uznałaby go za taki. Po drugie, oprócz społecznej dystrybucji, istnieje też przestrzenne zróżnicowanie problemów ekologicznych. Jedno z zasadniczych zróżnicowań wyznacza globalny podział Północ – Południe. Problemy ekologiczne są inaczej definiowane przez bogatą Północ niż przez biedne Południe i dlatego dokonując ogólnego przeglądu problemów ekologicznych należy mieć świadomość tego „nachylenia”. Następne zastrzeżenie dotyczące inwentarza problemów ekologicznych bierze się stąd, że mają one różny zasięg czasowy i przestrzenny. Dodatkowo, poszczególni autorzy dokonujący przeglądu problemów ekologicznych zajmują różne stanowiska, kładąc nacisk na rozmaite aspekty: aspekt zniszczenia środowiska jako zasobu ekonomicznego, zniszczenie równowagi ekosystemów, zniszczenie fizycznych cech ekosystemów, społeczny proces konstruowania problemów ekologicznych itd.

Pamiętając o powyższych zastrzeżeniach można wyróżnić poniższe, „najważniejsze” problemy ekologiczne (za: Hannigan 1995; Ier-

może) zapobiec tym zmianom. Jest to kwestia ciekawa, można bowiem zauważyć, że problem ten powstać może przez odniesienie do różnych wartości. Rygorystyczne podejście do naturalności (w wersji prezentowanej przez organizację ekologiczną The Friends of the Earth) każe akceptować każdą naturalną katastrofę jako wyraz naturalnych procesów przyrody.

land 1993; Kozłowski 1991; Sklair 1994; Tobera 1984; Kozłowski 1986a):

I. Zanieczyszczenie środowiska:

1. Obecność toksycznych substancji (metale ciężkie, dioksyny, chlorofluorokarbony – CFC, PCB) w atmosferze, wodzie i glebie.
2. Zakwaszenie powodowane przez dwutlenek siarki, tlenki azotu i amoniak (kwaśne deszcze itd.).
3. Nadmierna żyzność i skażenie wód gruntowych i powierzchniowych spowodowane przez nadmiar degradablej materii organicznej.

II. Radiacja:

1. Przemysłowa skala wykorzystania materiałów radioaktywnych.
2. Wzrost promieniowania słonecznego w efekcie zmniejszenia powłoki ozonowej (co jest spowodowane przez emisję CFC).

III. Zmiany klimatyczne:

1. Zmiany temperatury i opadów (jako skutek efektu cieplarnianego, wzrost koncentracji tlenków węgla i innych gazów wskutek spalania paliw).
2. Zmiany opadów spowodowane deforestacją i pustynnieniem.

IV. Zniszczenie ekosystemów:

1. Deforestacja skutkująca erozją gleb i pustynnieniem, co w konsekwencji prowadzi do zagłady gatunków.
2. Gromadzenie odpadów, co wiąże się z zajmowaniem przestrzeni i zniszczeniem krajobrazu.
3. Zachwianie równowagi i zniszczenie wysokiej jakości ekosystemów wykorzystywanych w działalności ludzkiej, co prowadzi do zagłady gatunków.

V. Hałas i wibracje – zmiany fizjologiczne powstające w organizmie człowieka pod wpływem hałasu i wibracji.

VI. Zniszczenie różnorodności biologicznej:

1. Zmniejszenie różnorodności ekosystemów.
2. Zmniejszenie różnorodności gatunkowej.
3. Zmniejszenie różnorodności genetycznej (szczególnie w wyniku ludzkiej aktywności w rolnictwie).

VII. Biotechnologia. Nieprzewidywalne skutki wprowadzenia do ekosystemów genetycznie przetworzonych gatunków, nigdy wcześniej niewystępujących.

VIII. Pola elektromagnetyczne. Szkodliwy wpływ promieniowania elektromagnetycznego na organizmy żywe.

IX. Wyczerpanie zasobów – bariera surowcowa dla gospodarki biorąca się z braku wystarczającej ilości:

1. surowców mineralnych (wraz z wodą);
2. surowców drzewnych.

X. Tworzenie całkowicie sztucznego środowiska. Życie społeczne w miejscach pozbawionych elementów naturalnej przyrody, monotonnych i chaotycznych, prowadzące do chorób cywilizacyjnych²⁷.

Tabela 4 pokazuje zasięg czasowy i przestrzenny niektórych problemów ekologicznych.

Tabela 4

Czasowy i przestrzenny wymiar niektórych problemów ekologicznych (na podstawie: *The Environment* 1993)

Skala czasu	Skala przestrzenna				
	lokalna	regionalna	kraju	kontynentu	globalna
Godziny	smog				
Dni	smog				
Miesiące		powódź			
Lata	nadmierna żywność wód		susze	susze	skażenie oceanów
Dekady	składowanie odpadów	ucieczka dzikich zwierząt	kwaśne deszcze, pustyńnienie	kwaśne deszcze, pustyńnienie	zanik powłoki ozonowej, nadmiar CO ₂
Stulecia	rekultywacja gleby	wytrzebienie lasów			zanik gatunków

²⁷ P. Tobera (1984, s. 97) dowodzi, że „kryzys środowiska nie daje się sprowadzić jedynie do 'wskaźników zanieczyszczenia przyrody'”.

Warte podkreślenia jest zagadnienie związków między problemami lokalnymi oraz globalnymi. Zasadniczo, problemy globalne mają swoje lokalne źródła. Oznacza to, że rozwiązanie problemów globalnych jest w ostateczności możliwe przez zmiany zachowań na poziomie lokalnym. Podobnie – skutki problemów globalnych dotyczą też lokalnych społeczności.

Globalna perspektywa w spojrzeniu na problemy ekologiczne

Globalne skutki zanieczyszczenia środowiska budzą szczególne zainteresowanie. Ocieplenie klimatu, dziura ozonowa, wyczerpanie zasobów kopalnych itp. to zjawiska mające bardzo poważne konsekwencje. Skutki tych zjawisk zagrażają nie tylko poszczególnym, wyizolowanym przestrzennie społecznościom, ale całej Ziemi i wszystkim ludziom.

Na aspekt nowej jakości zagrożeń, jako zagrożeń globalnych, zwrócili uwagę badacze z Klubu Rzymskiego. Podkreślali oni zwłaszcza zagrożenia związane z wyczerpywaniem się bogactw naturalnych. Stworzone przez Klub Rzymski modele globalne gospodarki światowej integrowały problematykę polityczną, ekonomiczną i społeczną. Poszczególne składniki modelu traktowano jako wzajemnie oddziałujące na siebie elementy systemu. W modelu zaprezentowanym w pracy *Granice wzrostu* (Meadows *et al.* 1973), rozwój gospodarczy uzależniony jest od pięciu elementów: industrializacji, wzrostu demograficznego, niedożywienia, wyczerpywania zasobów nieodnawialnych, pogarszania stanu środowiska naturalnego. Autorzy opracowania stwierdzają, że wzrost zanieczyszczeń następuje w postępie geometrycznym, zaś groźne substancje mogą rozprzestrzenić się po całym globie. Wnioski z pracy były bardzo pesymistyczne i stanowiły ostrzeżenie przed niekontrolowanym rozwojem.

Na globalne zagrożenia ekologiczne zwrócili też uwagę inni badacze. K. Boulding wskazał na niewystarczalność klasycznego, ekonomicznego podejścia do bogactw naturalnych. W swej koncepcji „Ziemi – statku kosmicznego” podkreśla on zamknięty charakter zasobów Ziemi oraz potencjalnie katastrofalne skutki zanieczyszczenia środowiska. Systemowy obraz całości życia na Ziemi podkreśla J. Lo-

velock (1988). Jego hipoteza Gai każe traktować Ziemię jako samoregulujący się mechanizm. Dla Lovelocka Ziemia-Gaja to żywy, ogromny organizm, człowiek jest zaś jedynie częścią tej struktury. Hipoteza Lovelocka, odwołująca się do greckiej mitologii, zawiera też pewne religijne implikacje (Lovelock 1988).

Globalne zagrożenia ekologiczne podkreślane są także przez autorów zajmujących się badaniem społeczeństw współczesnych. I tak, problematykę globalnego charakteru zagrożeń ekologicznych podejmuje A. Giddens – w kontekście globalizacji (1990), U. Beck – w kontekście społeczeństwa ryzyka (1992), M. Castells – w odniesieniu do globalnych społeczeństw informatycznych.

2. Problemy ekologiczne – przyczyny

Z przyjętej definicji problemu ekologicznego wynika, że problem ekologiczny nie zaistniałby, gdyby:

- 1) możliwości odtwórcze natury były nieskończone,
- 2) obserwator (grupa, instytucja) nie oceniał stanu środowiska (nie uruchamiał swojego systemu wartości dotyczącego środowiska) lub nie posiadał systemu wartości dotyczących stanu środowiska,
- 3) ludzie nie podejmowali działań powodujących problemy.

Analizując formułowane przez różnych autorów przyczyny problemów ekologicznych, zauważamy, że odnoszą się one zwykle do któregoś z wymienionych powyżej obszarów (por. Tobera 1984, s. 98).

2.1. Fizyczne zniszczenie ekosystemów jako przyczyna problemów ekologicznych

Wyjaśnienie ekologiczne degradacji środowiska nawiązuje do klasycznej koncepcji ekologii społecznej R. Parka (Hannigan 1995, s. 14). Jednak w przeciwieństwie do badaczy klasycznego okresu szkoły chicagowskiej, większą uwagę poświęca się w tym przypadku zmiennym organizacyjnym oraz kulturowym. Przykładowo, wspomniany model O. Duncan zakłada wzajemne związki czterech elementów: populacji ludzkiej, organizacji, środowiska oraz technologii. Zmiana każdego z tych elementów oddziałuje na trzy pozostałe. Model ten ma jednak w dużej mierze „zamknięty” charakter. W. Catton



(a)



(b)

Rys. 4. Konkurujące funkcje środowiska: (a) ok. roku 1900; (b) obecna sytuacja (źródło: Catton i Dunlap, za: Hannigan 1995). „Przestrzeń życia” to przestrzeń dostarczająca miejsca zamieszkania, systemy transportowe itd. „Magazyn zasobów” to środowisko jako źródło powietrza, paliw, wody itd. „Wysypisko odpadów” to funkcja środowiska polegająca na przyjmowaniu odpadów będących pozostałościami ludzkiej aktywności

i R. Dunlap zaproponowali inny model, składający się z trzech „konkurujących funkcji środowiska” (rys. 4).

W modelu tym poszczególne funkcje nachodzą na siebie. Przykładowo: składowisko odpadów powoduje zmniejszenie przestrzeni życia. Obecnie, oprócz narastania konfliktu między funkcjami, także lokalne konflikty poszczególnych funkcji ekosystemów stają się znaczące dla globalnej pojemności środowiska.

Nieco inne spojrzenie na przyczyny problemów ekologicznych prezentuje E. Ierland. Podaje on (1993) trzy przyczyny: wzrost populacji ludzkiej, wzrost ekonomiczny oraz rozwój technologii prowadzący do nadmiernej eksploatacji środowiska²⁸. Jest to podejście „cywilizacyjno-populacyjne”, mieszczące się jednak w obrębie nurtu

²⁸ P. Tobera (1984, s. 98) wskazuje w podobnym kontekście na ogromną skalę przedsięwzięć ludzkich jako źródło problemów ekologicznych.

wskazującego na ograniczoną wydolność fizycznie rozumianego środowiska.

Niszczący wpływ rosnącej populacji dostrzegany jest od czasów T. Malthusa. Choć jego koncepcja spotkała się z krytyką (i okazała się wątpliwa), to jednak sama idea wciąż jest podnoszona (np. w *Population Bomb* S. Ehrlicha), zwłaszcza w kontekście narastającej dysproporcji populacyjnej między bogatą Północą a biednym Południem oraz w kontekście rozważań nad globalną pojemnością środowiskową Ziemi (jaką liczbę ludzi Ziemia jest w stanie wyżywić bez powodzenia katastrofy ekologicznej).

Zagadnienie liczebności populacji związane jest ze sprawą rozwoju krajów biednych. Wysiłki podejmowane w celu likwidacji klęski głodu oraz podniesienia poziomu życia w najbiedniejszych krajach mają swoje nieraz zaskakujące konsekwencje ekologiczne. Jak wskazuje M. Bell (1998), „zielona rewolucja”, która przyniosła przyrost ilości produkowanego ryżu, z perspektywy czasu wydaje się powodować więcej strat niż pożytku²⁹ – gdy weźmie się pod uwagę zniszczenia środowiska powodowane nowymi sposobami uprawy, kłopotami ze stosowaniem nowych gatunków itd.

2.2. Obszar ludzkich wartości jako przyczyna problemów ekologicznych

Odrębny nurt wyjaśnień dotyczących powstawania problemów ekologicznych to nurt wskazujący na ludzkie wartości – świadomościowe uwarunkowania tych problemów.

Według L. White'a (1967) przyczyną narastającego zniszczenia środowiska są podstawowe aksjomaty naszej kultury: „ekologia człowieka jest głęboko związana z przekonaniem na temat naszej natury i przeznaczenia – to znaczy z naszą religią”. Chrześcijaństwo oferuje antropogeniczną filozofię, która leży u źródeł współczesnych problemów ekologicznych. Kalwinizm, jak zauważa M. Bell (1998), stworzył etyczne podstawy dla „kieratu produkcji” – rozwoju technolo-

²⁹ Nie licząc koncernów chemicznych, które zarobiły ogromne pieniądze, produkując wciąż nowe środki ochrony roślin oraz nawozy.

gicznego powodującego nadmierną eksploatację środowiska. W tym kontekście „marksizm stanowi – podobnie jak islam – judeo-chrześcijańską schizmę” – przyjmuje te same antropocentryczne założenia. Zmiana podejścia do technologii nie jest – zdaniem Bella – wystarczająca dla poprawy sytuacji. Rozwiązaniem może być odrodzenie dziedzictwa św. Franciszka z Asyżu.

Inni autorzy zwracają uwagę, że winę za dokonujące się zniszczenie środowiska ponosi „technologiczne” i antropocentryczne podejście do świata, oparte na filozofii Bacona, Newtona i Kartezjusza – twórców paradygmatu filozoficznego stanowiącego podstawę nowożytnej nauki i techniki. H. Skolimowski (1989) nazywa go „światopoglądem naukowo-technicznym”, F. Capra (1987) zaś – światopoglądem „kartezjańsko-newtonowskim”.

Autorzy związani z nurtem „głębokiej ekologii” zwracają uwagę na etyczne podstawy powstawania problemów ekologicznych. Człowiek „wyrzuca”, zdaniem przedstawicieli tego nurtu, świat przyrody poza obszar swojego zainteresowania i współodczuwania: „*antropocentryzm* lub *homocentryzm* oznacza szowinizm gatunku ludzkiego. Jest podobny do męskiego szowinizmu, tyle że w miejsce mężczyzny wstawia rasę ludzką, a w miejsce kobiety – wszystkie inne gatunki” (Seed 1992).

2.3. Obszar ludzkich działań jako przyczyna problemów ekologicznych

Pierwotną przyczynę problemów ekologicznych stanowią ludzkie działania. Najistotniejsze są działania związane z działalnością gospodarczą. Wyznaczone są one zarówno przez indywidualne motywacje (przedsiębiorczość, chęć zysku, chęć uzyskania korzyści), jak i przez otoczenie instytucjonalne (rynek). Jest to zagadnienie analizowane szczegółowo, zwłaszcza z ekonomicznego punktu widzenia. D. Pearce i K. Turner (1990) podają trzy zasadnicze paradygmaty wyjaśniające powstawanie problemów ekologicznych: paradygmat konfliktowy (marksistowski), paradygmat ekonomii instytucjonalnej (humanistyczny) oraz paradygmat ekonomii klasycznej.

2.3.1. Podejście konfliktowe (marksistowskie)

Pierwszy typ wyjaśnień degradacji środowiska w ramach modelu ekonomicznego nawiązuje do myśli Marksa. W obrębie tej tradycji traktuje się „problem ekologiczny” jako specyficzny przykład konfliktu klasowego – choć sam Marks ignorował raczej problematykę środowiska (Martell, za: Hannigan 1995, s. 19)³⁰.

W obrębie nurtu wyjaśniającego przyczyny problemów ekologicznych przez pryzmat marksistowskiej ekonomii politycznej przyjmuje się, że zasadnicze znaczenie ma strukturalnie obecny w industrialnych społeczeństwach system organizacyjny zwany „kieratem produkcji” (*treadmill of production*). Wewnętrzną cechą systemów ekonomicznych jest ciągłe dążenie do zwiększania wydajności, tworzenia nowych potrzeb u konsumentów. Ten samonapędzający się mechanizm prowadzi do przekroczenia wydolności środowiska (Johnston 1992, s. 110). „Zużycie” środowiska jest zatem symptomem kryzysu kapitalizmu. Jednocześnie, jeśli zasoby środowiska stają się trudniej osiągalne, to sprzyja to uzyskiwaniu wysokich cen i daje możliwość sztucznego wytwarzania „rzadkości” zasobów – zwraca na to uwagę D. Harvey (za: Hannigan 1995, s. 21). Innym aspektem marksowskiej analizy problemów ekologicznych jest alokacja kapitału – „środowiskowa eksploatacja Trzeciego Świata” – przenoszenie „niebezpiecznych” gałęzi przemysłu do krajów biednych.

Ekonomia polityczna w wersji marksistowskiej widzi zatem źródła problemów ekologicznych raczej w politycznym konflikcie społeczeństw współczesnych³¹ niż w ekologicznej wydajności funkcji środowiska: ludzie nie zmieniają sposobu użycia bogactw naturalnych, jeśli nie zmieniają relacji między sobą, zaś bogaci zawsze będą mieli dostęp do rzadkich dóbr (w tym środowiskowych) (Stretton 1976).

³⁰ P. Tobera – przeciwnie – traktuje Marksa jako „prekursora ekologii współczesnej” (1988, s. 47–50).

³¹ Ten konflikt jedynie wtórnym zamazywany jest przez problemy ekologiczne, uważa H. Stretton (1976): „co robiła Lewica, gdy zabierano pieniądze klasie pracującej na rzecz tak atrakcyjnych tematów, jak ekologia (pieniądze dla zwierząt zamiast dla ludzi) czy jakość życia (pieniądze dla drzew zamiast dla ludzi)? Co liderzy Lewicy zrobili na konferencjach, gdzie milionerzy ruchów środowiskowych odbierali robotnikom ich benzynę, samochody, zmywarki do naczyń, ogrzewanie domów, dotacje dla przemysłu i inne owoce stuletniej walki?”

W ramach nurtu marksistowskiego można też umieścić koncepcję M. Bookchina. Wskazuje on (1982) na związek panowania nad naturą z panowaniem nad człowiekiem. Tak jak hierarchia i dominacja społeczna oraz „ekologiczna” łączą się ze sobą, tak wolność społeczna (rozumiana przez Bookchina w emancypacyjnej tradycji, bliskiej szkole frankfurckiej) łączy się z porzuceniem panowania nad naturą. Podobnie M. Bell (1998) podkreśla związek między problemami ekologicznymi a zagadnieniem nierówności społecznej. Nie twierdzi on, że to nierówności społeczne są przyczyną problemów ekologicznych, ale zauważa wielorakie związki między społecznymi nierównościami a nadmierną eksploatacją środowiska.

Na związek panowania nad naturą z hierarchiczną strukturą społeczną, gdzie mężczyzna znajduje się w centrum struktury społecznej, wskazuje C. Jackson (1994). Czynnikiem wpływającym na zachowania prowadzące do degradacji środowiska jest – zdaniem autorki – hierarchizm w relacjach domowych, gdzie mężczyzna ma rolę uprzywilejowaną.

2.3.2. Podejście instytucjonalne

W obrębie paradygmatu instytucjonalnego podkreśla się wpływ kultury na zachowania ekonomiczne, przyjmuje się, że zachowania ekonomiczne są kulturowo zdeterminowane. Jednocześnie odrzucany jest klasyczny model racjonalnego decydenta oraz typowy dla ekonomii klasycznej indywidualizm metodologiczny (Jacobs 1994). W ramach podejścia instytucjonalnego (nawiązującego do prac T. Veblena, J. Schumpetera i J. Galbraitha) przyjmuje się, że działalność instytucji takich jak rząd czy regulacje prawa własności nie stanowią zakłóceń rynku, lecz „normalny” sposób funkcjonowania ekonomii.

Jego zwolennicy podkreślają rolę konsumpcji jako przyczyny problemów ekologicznych. Społeczeństwo, którego kulturowym wymogiem jest ostentacyjna konsumpcja, w ten sam sposób produkuje też odpady – nie tylko jako efekt uboczny, lecz także jako cel sam w sobie. Wyrzucanie sprawnych urządzeń tylko po to, by kupić nowsze, stanowi formę ostentacyjnego produkowania odpadów (Bell 1998). Co więcej, konsumpcja jest skuteczna, jeśli przekracza normy danej

grupy. Prowadzi to do nieustannego wyścigu, coraz większego wyrafinowania konsumpcji oraz – w oczywisty sposób – do narastania problemów ekologicznych.

Na społeczne wytwarzanie „rzadkości dóbr środowiskowych” zwrócił uwagę F. Hirsch³². Dowodzi on, że rzadkość dóbr jest rezultatem nie tylko niskiej podaży, lecz także – efektem społecznej definicji. Dobra prestiżowe (*positional goods*), jak je nazywa, to takie dobra, które są pożądane ze względu na swoją rzadkość, ograniczony dostęp i – konsekwentnie – wysoką cenę. Podważona jest tu podstawowa (zdroworozsądkowa) zasada ekonomiczna, że mała podaż i wysoka cena musi ograniczyć popyt i konsumpcję. Hirsch dowodzi, że istnieją dobra, których pożądamy dlatego, że są rzadkie – gdyby występowały w ilościach wystarczających, popyt na nie byłby mniejszy. Z tego punktu widzenia, kiedy dobra środowiskowe stają się zasobem rzadkim – mogą się stać (i stają się) dobrami prestiżowymi. Posiadanie domu nad jeziorem jest tym bardziej atrakcyjne, im mniej domów może się nad jeziorem zmieścić (Bell 1998, s. 47). Podobnie – konsumpcja rekreacyjnych wartości przyrody jest tym atrakcyjniejsza, im mniej dostępna (np. drogie safari). Przemysł rzadkich gatunków zwierząt afrykańskich dla prywatnych kolekcjonerów może być również przykładem tego, w jaki sposób społeczne wytwarzanie rzadkości dóbr prowadzi do eksploatacji przyrody.

Problemy ekologiczne są w ramach tej szkoły „uznawane za nieunikniony rezultat wzrostu gospodarczego w rozwiniętych społeczeństwach industrialnych” – piszą D. Pearce i K. Turner (1990), przy czym główne znaczenie mają „koszty społeczne” (koszty ponoszone przez osoby trzecie podczas procesu produkcji). Proponowane przez szkołę instytucjonalną środki zaradcze sprowadzają się do maksymalizacji interwencji państwa. Przykładem takiego stanowiska może być koncepcja kosztów społecznych W. Kappa.

2.3.3. Koszty społeczne – koncepcja W. Kappa

Problematyka zagrożeń wynikających z niekontrolowanych zachowań ekonomicznych została rozwinięta przez W. Kappa w latach 50. Używa on terminu „koszt społeczny” na oznaczenie „wszelkich

³² W pracy *The Social Limits to Growth*.

bezpośrednich i pośrednich strat poniesionych przez osoby trzecie lub całe społeczeństwo w rezultacie działalności prywatno-ekonomicznej” (Kapp 1960, s. 30). Krytykuje on koncepcję A. Pigou (zakładającą podatek rekompensujący takie straty)³³, twierdząc, że niemożliwe jest zbadanie wysokości strat poniesionych przez jednostki, a tylko zagregowana wielkość kwotowa tych strat mogłaby stanowić podstawę do wyznaczenia wysokości podatku Pigou.

Problem kosztów społecznych nie dotyczy tylko środowiska naturalnego (choć w tym obszarze jest szczególnie ostry). Pojawia się także w innych obszarach życia społecznego. W. Kapp dokonuje analizy kosztów społecznych w różnych sferach działalności ludzkiej. W dziedzinie ochrony problemów ekologicznych zajmuje się kosztami społecznymi:

- 1) zanieczyszczenia powietrza;
- 2) zanieczyszczenia wody;
- 3) wyczerpywania i niszczenia bogactw naturalnych (drzewostanu i populacji zwierzęcych);
- 4) przedwczesnego wyczerpywania źródeł energii;
- 5) erozji gleby i niszczenia lasów.

W. Kapp pisze też o innych przejawach występowania kosztów społecznych, wynikających z:

- 6) z uszkodzenia ludzkiego czynnika produkcji;
- 7) kosztów postępu technicznego;
- 8) bezrobocia;
- 9) monopolizacji gospodarki;
- 10) dystrybucji towarów;
- 11) transportu;
- 12) komercjalizacji badań naukowych.

Spoleczne koszty zanieczyszczenia powietrza

W. Kapp zwraca uwagę, że zanieczyszczenie powietrza prowadzi do niszczenia wartości majątku trwałego oraz ma negatywny wpływ na zdrowie ludzi i życie roślin i zwierząt. Dwutlenek siarki, którego

³³ Koncepcja A. Pigou omówiona jest w dalszej części (s. 88–89, 118).

obecność w powietrzu jest wynikiem m.in. spalania węgla, powoduje niszczenie i przedwczesne zużywanie się materiałów budowlanych i metali, których powierzchnie wymagają czyszczenia, konserwacji i malowania. W grę wchodzi tu też koszty utrzymywania czystości. Inną konsekwencją tego zjawiska jest spadek wartości nieruchomości.

Wdychanie zanieczyszczonego powietrza skutkuje częstszymi zachorowaniami. Utrata światła słonecznego, spowodowana zapyleniem, prowadzi do dodatkowych kosztów związanych z koniecznością sztucznego oświetlenia oraz wywiera negatywny wpływ na zdrowie ludzi. Zawarty w powietrzu dwutlenek siarki opadając na glebę wpływa na urodzajność gleb i prowadzi do niszczenia szaty roślinnej. Ujemny wpływ zanieczyszczenia powietrza na zwierzęta wynika głównie ze spożywania przez nie zanieczyszczonej paszy.

Innymi kosztami związanymi z zanieczyszczeniem powietrza są koszty opóźnień w transporcie (zwłaszcza lotniczym) oraz zwiększona częstotliwość wypadków spowodowana zwiększeniem intensywności i czasu trwania mgieł.

W. Kapp podkreśla, że społeczne koszty zanieczyszczenia powietrza mają poważną skalę, a jednocześnie są trudno dostrzegalne. Jest to związane z faktem, że problem ten dosięga bardzo niejednorodną i niezorganizowaną grupę osób, a w niektórych przypadkach – prawie wszystkich członków społeczeństwa. Społeczne koszty zanieczyszczenia powietrza nie znajdują najczęściej odbicia w wydatkach przedsiębiorstw.

Społeczne koszty zanieczyszczenia wody

Najczęstszymi źródłami zanieczyszczeń wody są ścieki komunalne, odpady kopalniane oraz ścieki przemysłowe. Skutkiem zanieczyszczenia wody mogą być epidemie, zepsucie smaku, koloru i zapachu wody, zmniejszenie przydatności akwenów dla celów rekreacyjnych. Zanieczyszczenie wody prowadzi też do strat w rybołówstwie i innych formach życia wodnego. Zamulenie akwenów zagraża żegludze i powoduje dodatkowe koszty utrzymania urządzeń. Zanieczyszczona woda przyspiesza korozję filarów mostowych, a

wykorzystywana do celów przemysłowych powoduje szybsze zużycie urządzeń oraz obniżenie jakości produkcji.

Wskazanie sprawcy zanieczyszczeń wody jest łatwiejsze niż w przypadku zanieczyszczenia powietrza – powiada Kapp. Jednak wykazanie przed sądem czyjejs odpowiedzialności jest skomplikowane i kosztowne. W efekcie przedsiębiorstwa zanieczyszczające wodę nie ponoszą kosztów strat przez siebie powodowanych.

Spoleczne koszty wyczerpywania i niszczenia bogactw naturalnych (drzewostanu i dzikich zwierząt)

Zdolność bogactw naturalnych do przynoszenia dochodu trwa zwykle długo – dłużej niż życie jednego pokolenia. Zarówno konsumenci, jak i producenci mają skłonność do przypisywania większej wagi korzyściom bieżącym. Prowadzi to do eksploatacji bogactw, będącej w rzeczywistości procesem konsumpcji kapitału. Przykładem może być produkcja konserw z łososia. U ujścia rzek na zachodnim wybrzeżu USA powstało pod koniec XIX wieku wiele fabryk konserw. Intensywny połów łososi doprowadził do zakłócenia reprodukcji. W efekcie, w okresie 1911–1936 produkcja konserw spadła z powodu braku łososia blisko 10-krotnie i większość fabryk zamknięto. Podobny proces miał miejsce w przypadku fok, zwierząt futerkowych i wielorybów.

W warunkach konkurencji – pisze Kapp – eksploatacja odnawialnych bogactw naturalnych prowadzi do zużycia kapitału. Koszt społeczny przybiera tu formę naruszenia lub całkowitego niszczenia wartości kapitałowych, bez ponoszenia kosztów przez przedsiębiorstwa, które zyskują na eksploatacji.

Spoleczne koszty przedwczesnego wyczerpywania źródeł energii

W warunkach konkurencyjnej eksploatacji bogactw dochodzi do przedwczesnego porzucania kopalni i szybów naftowych, nieefektywnego lokowania inwestycji, stosowania nieefektywnych metod wydobywania. Straty społeczne wynikające z eksploatacji węgla i ropy naftowej wyrażają się w nadmiernie szybkim wyczerpywaniu zasobów (utracie rezerw), nadmiernych nakładach inwestycyjnych (dub-

lowaniu inwestycji), zaniżonych cenach. Straty te są trudne do wyceny, gdyż określenie przyszłych źródeł energii (nowych złóż, nowych form energii) jest możliwe tylko w dużym przybliżeniu.

Spoleczne koszty erozji gleb i niszczenia lasów

Intensywna produkcja w rolnictwie prowadzi do naruszenia równowagi ekologicznej. Głęboka orka, osuszanie mokradeł, karczowanie lasów prowadzą do zakłócenia życia biologicznego. Erozja gleb i zmniejszenie jej produktywności są najbardziej widocznym skutkiem tych poczynań. Nadmierna eksploatacja lasów przyczynia się również do erozji. Zakłócenie stosunków wodnych, spowodowane wycinaniem lasów, może być przyczyną powodzi. W USA sprzyjają temu wysokie podatki i czynsze dzierżawne skłaniające do intensyfikacji upraw.

Tak jak w przypadku innych bogactw, skutki nadmiernej eksploatacji lasów i ziemi nie są ponoszone przez przedsiębiorstwa czerpiące zyski z eksploatacji. Koszty społeczne przerzucane są na społeczeństwo.

Koszty społeczne wynikające z uszkodzenia ludzkiego czynnika produkcji

Utrata zdrowia pracowników, będąca efektem działalności produkcyjnej, jest – zdaniem Kappa – typowym przykładem kosztu społecznego. Straty spowodowane uszkodzeniem czynnika ludzkiego obciążają albo poszkodowanych robotników, albo podatników – w formie większych wydatków publicznych na opiekę lekarską, szpitale i zapomogi. Wypadki przy pracy i choroby zawodowe są częściowo rekompensowane poprzez system ubezpieczeń społecznych. Logika działania przedsiębiorstwa powoduje, że korzystniejsze jest zatrudnienie nowych pracowników niż dbałość o już pracujących i ponoszenie pełnych kosztów wypadków i chorób. Rekompensowanie wypadków i chorób podnosi koszty i obniża pozycję konkurencyjną przedsiębiorstwa. Poniesione koszty opieki lekarskiej i ubezpieczeń nie wchodzi w obręb kosztów społecznych – stanowią rekompensatę strat. Rekompensata ta nie jest jednak pełna, choć – jak powiada Kapp – wprowadzenie systemu ubezpieczeń zmniejszyło

skale kosztów społecznych spowodowanych uszkodzeniem czynnika ludzkiego w produkcji.

Kapp zwraca uwagę na fakt, że praca kobiet oraz dzieci może powodować koszty społeczne wynikające z większej wrażliwości kobiet na szkody wywoływane przez okoliczności produkcji (wibracje, hałas) oraz ograniczenia możliwości kształcenia się przez dzieci zatrudnione przy produkcji. W tym drugim przypadku można mówić o kosztach utraconych możliwości.

**Spoleczne koszty postępu technicznego, bezrobocia,
monopolizacji gospodarki, dystrybucji towarów i transportu**

W. Kapp wskazuje na koszty społeczne wynikające z dynamiki rozwoju gospodarki. Gwałtowny rozwój techniki, który nastąpił w XX wieku, ma swoje ukryte koszty. Przekształcenia technik produkcji, jakie się z tym wiążą, wymagają od robotników nowych umiejętności. Skutkuje to bezrobociem. Nawet jeśli możliwa jest nauka nowych umiejętności – wymaga to czasu. Dodatkowo, wprowadzenie nowej technologii prowadzi do relatywnej deprecjacji technologii dotychczas stosowanych. Powodować to może bankructwa firm nie nadążających za postępem. Koszty społeczne postępu technicznego ponoszą zarówno robotnicy, jak i przedsiębiorstwa. W efekcie, postęp techniczny prowadzi do niestabilności i cyklicznych zaburzeń. Niektóre przedsiębiorstwa korzystają z dobrodziejstw postępu technicznego, dzięki któremu mogą powiększać zyski. Nie ponoszą one kosztów zakłóceń, które przez ów postęp są wywoływane.

Bezrobocie jest szczególnie wyraźnym przykładem kosztu społecznego – powiada Kapp. Koszty te ponoszone są przez poszczególnych bezrobotnych oraz przez całe społeczeństwo w formie wydatków na opiekę nad bezrobotnymi.

Innym przykładem kosztu społecznego jest hamowanie rozwoju przez monopole. Monopole skoncentrowane jedynie na utrzymaniu swojej pozycji nie są zainteresowane unowocześnianiem produkcji i obniżaniem cen. Konsumenci (społeczeństwo) są przez to zmuszani do ponoszenia dodatkowych (społecznych) kosztów.

Nadmierny rozwój i dublowanie się sieci sprzedaży detalicznej podnosi ceny konsumpcyjne. Zjawisko to, podobnie jak reklamę, traktuje Kapp jako przykład przerwania przez przedsiębiorstwa kosztów na inne grupy, w tym przypadku – na konsumentów.

Koszty społeczne można też odnaleźć w transporcie. Są to koszty niewykorzystanych możliwości. Dublowanie urządzeń transportowych i brak integracji systemów transportowych prowadzą do dodatkowych kosztów, które potencjalnie możliwe są do uniknięcia.

Spoleczne koszty komercjalizacji badań naukowych

Ukryte koszty, ponoszone nie przez tych, którzy je powodują, odnajduje Kapp w dziedzinie badań naukowych: konkurencyjny charakter systemu nauki powoduje zaniedbywanie pewnych obszarów badań oraz dublowanie wysiłków w innych. Dodatkowo, pewne badania okryte są tajemnicą, przez co użytek z nich jest ograniczony. Małe jednostki badawcze nie są też zdolne do prowadzenia i wykorzystania niektórych badań. Także system patentowy prowadzi do ograniczonych możliwości wykorzystania wyników badań. Wszystko to oznacza dodatkowe koszty, które ponoszone są przez społeczeństwo.

Kapp wskazuje też inne przykłady kosztów społecznych. Rodzą się one w związku z konkurencyjnym wykorzystywaniem gruntów miejskich (co prowadzić może do nieskompensowanej utraty dobrobytu przez sąsiadów). Podobne zjawisko zachodzi przy lokalizacji przemysłu.

Podsumowanie rozważań W. Kappa

Koncepcja Kappa odnosi się do różnych dziedzin życia – nie tylko do problemów ekologicznych. Jednak w przypadku spraw środowiskowych zagadnienie kosztów społecznych ujawnia się szczególnie ostro. Podsumowując stanowisko Kappa, należy zwrócić uwagę na następujące elementy jego analiz:

1. Jeśli przyjąć (za: Semkow 1989, s. 132), że sprawcami kosztów społecznych są:

- a) różne gałęzie gospodarki (np. górnictwo, komunikacja),
 - b) gospodarka jako całość (jej konkurencyjny charakter),
 - c) gospodarstwa domowe,
- to Kapp koncentruje się głównie na drugim z wymienionych elementów. Przyczynami powstawania kosztów społecznych są, jego zdaniem, określone metody produkcji (lub zaniedbanie środków zapobiegawczych) oraz kształt systemu gospodarczego, którego konkurencyjny charakter skutkuje dodatkowymi kosztami. W koncepcji Kappa rysują się dwa typy kosztów społecznych: koszty społeczne *sensu stricto* (np. utrata zdrowia pracowników) oraz koszty utraconych możliwości. Przykładem mogą tu być np. straty w komunikacji czy problem bogactw naturalnych (tu krytyka Kappa dotyczy kosztów możliwości utraconych przez przyszłe pokolenia).
2. Kapp przyjmuje, że koszty społeczne pojawiają się w gospodarce wolnorynkowej i powodowane są przez prywatnych przedsiębiorców. Jeśli zatem zanieczyszczenie nie jest powodowane przez przedsiębiorstwo prywatne, to zasadniczo nie mamy wówczas do czynienia z kosztem społecznym – twierdzi Kapp. W takim przypadku można mówić o „koszcie społecznym” jedynie z bardziej ogólnego punktu widzenia – o tyle, o ile istnieje tendencja do przeliczenia kosztów na osoby, które nie są odpowiedzialne za szkody.
 3. Równowaga konkurencyjna nie jest – według Kappa – stanem optymalnym. Szukając kosztów społecznych badacz ten zakłada konieczność ich rekompensowania. Stawia to pod znakiem zapytania samą możliwość istnienia konkurencji. Każdy zysk indywidualnego przedsiębiorcy oznacza bowiem relatywną stratę innych firm, a co więcej – względne zubożenie konsumenta. Można przypuszczać, że praktyczne wdrożenie pełnej kompensacji kosztów społecznych prowadziłoby, w warunkach gospodarki wolnorynkowej, do „zamrożenia” aktywności. W gospodarce mieszanej oznaczałoby to, z kolei, duże ułatwienia dla przedsiębiorstw publicznych, które z definicji nie powodowałyby kosztów społecznych.
 4. Ukryty charakter niektórych kosztów społecznych wynika z rozłożenia ich na wielką liczbę osób, a każda jednostka ponosi stosunkowo nieznaczną stratę. Dochodzenie praw może być trudne, gdyż

poszczególne jednostki nie będą w stanie tego uczynić z powodów organizacyjnych lub finansowych.

5. W rezultacie, interwencja państwa w imię likwidowania kosztów społecznych jest jedynym rozwiązaniem.

2.3.4. Stanowisko neoklasycznej ekonomii

Trzecim podstawowym nurtem wyjaśniającym powstawanie problemów ekologicznych jest paradygmat neoklasyczny. Wyróżnić można w jego ramach trzy podejścia: paradygmat praw własności, koncepcję kosztów zewnętrznych oraz paradygmat bilansu materiałowego. Część badaczy uznaje, że problemy ekologiczne spowodowane są problemami ze zdefiniowaniem praw własności w odniesieniu do dóbr środowiskowych oraz utrudnieniami w transferowalności praw własności. Problemy środowiskowe polegają na nadmiernym zużyciu dóbr środowiskowych, które mają charakter dóbr wspólnych lub niczyich. Inna koncepcja podnosi kwestię kosztów zewnętrznych oraz konieczność traktowania dóbr środowiskowych jako dóbr rzadkich. W ramach paradygmatu bilansu materiałowego przyjmuje się, że problemy ekologiczne są w istocie nieuniknionym i rozszerzającym się zjawiskiem spowodowanym działalnością człowieka w świecie, w którym powszechnie obowiązują prawa termodynamiki.

Teoria praw własności

W ramach koncepcji praw własności zakłada się, że dobra (rozumiane w szerokim sensie jako wszystko, co niesie ze sobą jakiś rodzaj użyteczności) stanowią obiekty własności. Własność rozumiana jest (zgodnie z doktryną prawną) jako:

- 1) prawo używania obiektu,
- 2) prawo przyswajania korzyści płynących z obiektu,
- 3) prawo przekształcania obiektu.

W obrębie szkoły praw własności głosi się, że forma własności ma wpływ na wyniki ekonomiczne (Tittenbrun 1995, s. 19). Własność

publiczna okazuje się być mniej wydajna od prywatnej. Jest to skutkiem niemożności przenoszenia praw własności (własność publiczna jest powszechna albo żadna) i – co się z tym wiąże – niemożności osiągnięcia zysków indywidualnych.

W odniesieniu do własności wspólnej, gdy nikt nie może być wykluczony z jej korzystania – a jest to częsty przypadek w odniesieniu do środowiska – każdy staje się indywidualnym właścicielem takiego dobra. Brak prawa wyłącznego korzystania z niego powoduje, że poszczególne jednostki nie są zainteresowane inwestowaniem i utrzymaniem jego właściwego stanu. W efekcie, każdy z użytkowników zachowuje się jak całkowity właściciel w odniesieniu do własności użytkowych dobra, stara się zaś unikać bycia właścicielem w odniesieniu do podtrzymywania stanu dobra.

W ramach podejścia odwołującego się do praw własności uznaje się, że interwencja rządu (w odniesieniu do dóbr środowiskowych) prowadzi do narastania problemów ekologicznych, tym razem powodowanych przez kierującą się prywatnym interesem biurokrację.

Koncepcja kosztów zewnętrznych

Koncepcja kosztów zewnętrznych jest ekonomiczną wersją kosztów społecznych. Podobnie wskazuje na „przerzucanie” kosztów na innych jako podstawę problemów ekologicznych. Problem ekologiczny sprowadzany jest do pewnego fizycznego oddziaływania zanieczyszczeń na środowisko oraz do ludzkich reakcji na ten fizyczny efekt. Z punktu widzenia reakcji ludzi zanieczyszczenie środowiska można opisać jako: uczucie dyskomfortu, lęku, nieprzyjemności, niepokoju, złe samopoczucie itd. W kategoriach ekonomicznych można mówić o utracie pewnego dobrobytu (użyteczności)³⁴ przez jednostkę czy grupę ludzi. Zanieczyszczenie środowiska daje się więc wyrazić w formie pewnego kosztu ekonomicznego³⁵. Zatem przy roz-

³⁴ Dobrobyt rozumiany jest równoznacznie z użytecznością (*utility*) czy satysfakcją (*satisfaction*) (por. Becker 1990).

³⁵ O tyle, o ile można wyrazić utratę dobrobytu w formie kosztu ekonomicznego. Kwestia ta jest dyskutowana w rozdziale 3, przy okazji analiz wartości opcyjnej (*option value*). Czasem mówi się w tym kontekście o samoistnej (*intrinsic*) wartości przyrody.

patrywaniu kosztów zanieczyszczeń środowiska szczególnie istotne jest pojęcie kosztów zewnętrznych (*externalities*). O kosztach zewnętrznych mówimy, gdy:

- 1) działania jednego podmiotu powodują utratę dobrobytu drugiego podmiotu,
- 2) strata ta nie jest rekompensowana.

Przykładowo, weźmy pod uwagę jezioro, do którego fabryka odprowadza ścieki. Jeśli ścieki spowodują spadek zawartości tlenu w wodzie, to ilość ryb w jeziorze ulegnie zmniejszeniu. Rybacy i wędkarze poniosą pewną stratę (utratę dobrobytu). Jeśli fabryka nie ponosi żadnych kosztów z tytułu odprowadzania ścieków, to mamy do czynienia z typowym przykładem kosztów zewnętrznych, które zwinione są przez fabrykę, a ponoszone przez rybaków. Fabryka będzie odprowadzała ścieki tak długo, jak długo będzie mogła to robić (nie zostanie to zakazane) i nie spowoduje to straty dla niej samej.

Oprócz kosztów zewnętrznych można też mówić o korzyściach zewnętrznych (*external economies*). Jest to sytuacja, gdy przedsiębiorstwo (lub osoby prywatne) odnosi korzyść na skutek działań niezależnych od niego. Najprostszym przykładem jest sytuacja, gdy inwestycja (np. budowa drogi dojazdowej) powoduje wzrost wartości nieruchomości w okolicy, co oznacza „niezasłużony” zysk właścicieli tych nieruchomości.

Koncepcja kosztów zewnętrznych (i korzyści zewnętrznych) stworzona została przez ekonomistów A. Marshalla i A. Pigou. Pigou wskazywał (w wydanej w 1920 roku książce *Ekonomia dobrobytu*) liczne przykłady marnotrawstwa w gospodarce – m.in. straty ponoszone przez osoby trzecie w rezultacie produkcji prywatnej, niezdolność przedsiębiorców prywatnych do oszacowania przyszłego popytu, wadliwą alokację środków dokonywaną przez monopole, społeczne koszty innowacji technicznych, koszty reklamy, tendencje do pomniejszania potrzeb przyszłych na rzecz potrzeb bieżących, czy straty społeczne spowodowane znacznymi rozpiętościami dochodu. Mimo tych negatywnych cech gospodarki kapitalistycznej, Pigou odrzuca gospodarkę planową ze względu na niemożność uzyskania danych pozwalających na optymalną alokację. Aby wyeliminować niekorzystne zjawisko kosztów zewnętrznych, Pigou zaproponował

opodatkowanie podmiotów powodujących koszty zewnętrzne. Jego zdaniem istnieją środki umożliwiające zniwelowanie strat przez osoby trzecie. Zaproponowany podatek (zwany „podatkiem Pigou”) równać się powinien kosztom danego przedsięwzięcia, które nie zostały poniesione przez przedsiębiorstwo, lecz przerzucone na inne osoby lub grupy. Owe poszkodowane osoby lub grupy uzyskiwałyby odszkodowanie równe poniesionym stratom. Podatek Pigou powodowałby, że „truciciel” ponosiłby pełny koszt swej działalności – koszty zewnętrzne uległyby wówczas „internalizacji”.

2.4. Koncepcja dylematów społecznych

Koncepcja kosztów zewnętrznych wiąże się ze szczególnymi cechami ludzkich działań w odniesieniu do dóbr nieprywatnych. Poniżej przedstawiona koncepcja dylematów społecznych stanowi uzupełnienie koncepcji kosztów zewnętrznych – przy uwzględnieniu ograniczeń działań grupowych.

2.4.1. Dobra publiczne i dobra wspólne

Większość dóbr konsumowanych przez społeczeństwo to dobra prywatne, w ich przypadku ma miejsce wyłączość konsumpcji. Dobra te mogą być konsumowane przez poszczególne osoby (gospodarstwa domowe) – co automatycznie wyklucza ich konsumpcję przez innych. Istnieją jednak dobra o odmiennym charakterze – dobra publiczne. Produkcja i konsumpcja dóbr prywatnych jest tradycyjnym obszarem badań ekonomii, natomiast charakter dóbr publicznych nakazuje wzięcie w analizach produkcji i konsumpcji pod uwagę wymiaru socjologicznego i politologicznego.

Podstawowe cechy dóbr publicznych (Ciesielski 1992; Seneca i Tausig 1979; *The Penguin Dictionary* 1992) są następujące:

1) nierywalizacyjny charakter (użytkownik nie pozbawia innych możliwości korzystania z dobra);

- 2) możliwość ich użytkowania przez większą liczbę użytkowników bez dodatkowych kosztów;
- 3) niepodzielność (niemożność produkowania lub sprzedawania w pojedynczych jednostkach);
- 4) trudność określenia rynkowej ceny.

Przykładami dóbr publicznych mogą być: powietrze atmosferyczne, komercyjne telewizje (niekodowane), bezpieczeństwo publiczne, obrona narodowa, piękno krajobrazu itd.

Publiczność dóbr jest cechą stopniowalną. Wyróżnić można dobra publiczne czyste, pośrednie i rynkowe. Przykłady prezentuje tabela 5.

Produkcja dóbr publicznych dokonuje się nie na podstawie informacji płynących z rynku, lecz na podstawie decyzji „politycznych”, debaty społecznej i politycznej (Ciesielski 1992). Produkcją dóbr publicznych zajmuje się państwo (rząd), samorząd lub spółdzielnie (Oy-rzanowski 1995). Typ niektórych dóbr publicznych zależy od decyzji politycznej: drogi mogą być bezpłatne lub płatne, podobnie – szczepienia ochronne itd.

Tabela 5

Typy dóbr publicznych (za: Ciesielski 1992)

Typ dobra	Przykłady
Czyste	obrona narodowa kompleksowe programy medyczne i społeczne powszechne formy rekreacji drogi o małym natężeniu ruchu
Pośrednie	bezpieczeństwo publiczne szkolnictwo powszechne programy w zakresie gospodarki wodnej adresowane programy medyczne drogi na obszarach dotkniętych zatłoczeniem (kongestią)
Rynkowe	energetyka specjalistyczne usługi medyczne specjalistyczne i wyższe formy kształcenia urządzenia rekreacyjne przewozy transportem publicznym turystyka wyspecjalizowana

Powyższe uwagi wskazywały cechy dóbr publicznych w odróżnieniu od prywatnych. W ramach dóbr publicznych (nieprywatnych) M. Mlicki – biorąc pod uwagę produkcję i konsumpcję dóbr publicznych – odróżnia dobra publiczne (w sensie wąskim) od dóbr wspólnych: „Dobro publiczne jest to takie dobro, które o ile zostanie poprzez działanie zbiorowe wypracowane jest w mniej więcej równym stopniu dostępne wszystkim członkom grupy niezależnie od ich wkładu w jego osiągnięcie, bądź pozycji w ramach grupy. Mamy tu zatem do czynienia z współzależnością produkcji i niezależnością konsumpcji” (1992, s. 54–55). Z kolei „dobra wspólne to takie, do których wszyscy mają wolny dostęp, a których nadmierna konsumpcja przez jednych zmniejsza lub uniemożliwia konsumpcję innym, ponieważ prowadzi do ograniczenia, a niekiedy do zniszczenia zasobnika dóbr. Mamy tu zatem do czynienia z niezależnością produkcji i zależnością konsumpcji” (Mlicki 1992, s. 55).

Oprócz powyższych typów dóbr J. Buchanan (za: Dziegielewska 1995) mówi o „dobrach klubowych”, które mają charakter nierywalizacyjny przy pewnej liczbie użytkowników, po przekroczeniu zaś pewnej bariery pojawia się efekt zatłoczenia i dobro staje się rywalizacyjne. Dobra klubowe mogą zatem – w pewnym sensie – przechodzić ze stanu dóbr publicznych do stanu dóbr wspólnych. W poszczególnych, rzeczywistych przypadkach często trudno stwierdzić, czy dane dobro jest dobrem wspólnym, czy publicznym.

2.4.2. Dylematy społeczne

Problematyka dylematów społecznych rozwinięta została w latach 60. M. Olson (1965) zakwestionował tezę głoszącą, że „jeśli członkowie pewnej grupy mają wspólny cel lub interes i jeśli wszyscy odniosą korzyść z osiągnięcia tego celu, [...] to z powyższego logicznie wynika, że jednostki należące do tej grupy, o ile są racjonalne i kierują się własnym interesem, będą działać, aby ten cel osiągnąć”. Olson podważył obecną w ekonomii od czasów A. Smitha zasadę „niewidzialnej ręki” mówiącą, że poszczególne jednostki działają w swoim egoistycznym interesie i prowadzi to do globalnego dobroby-

tu. Olson dowodzi, że jednostki podejmujące działania mające wspólny cel – w postaci produkcji dobra wspólnego – nie są w stanie tego celu osiągnąć, przy czym im większa grupa, tym trudniej o sukces. W przypadku małych grup dochodzi do suboptymalnego sukcesu.

Powyższy problem opisywany jest w rozmaity sposób. Mlicki podaje kilka podstawowych typów definiowania dylematów: definicje kładące nacisk na konflikt interesów (między interesem indywidualnym i kolektywnym); definicje kładące nacisk na dwa typy racjonalności uwikłane w sytuację: racjonalność indywidualną i zbiorową (ich sprzeczność prowadzi do zbiorowego niepowodzenia); definicje kładące nacisk na przesunięcie nagród i kar w czasie (J. Platt zwracał uwagę na to, że dylematy społeczne spowodowane są tendencją jednostek do brania pod uwagę krótkotrwałych korzyści bez uwzględniania długofalowych niekorzyści); definicje odwołujące się do teorii gier (jednostki osiągają większe korzyści podejmując wybory będące odmową współpracy grupowej).

Dylemat społeczny będzie dalej rozumiany (za: Mlicki 1992, s. 66) jako: wymuszony przez strukturę sytuacji konflikt między członkami grupy, dążącymi (racjonalnie) do maksymalizacji własnego zysku, a jednocześnie pragnącymi realizacji celu zbiorowego, który jest warunkiem koniecznym osiągnięcia celów jednostkowych. W wyniku tego konfliktu działania zbiorowe, a w konsekwencji również działania poszczególnych jednostek, okazują się niesprawne.

Dylematy społeczne w odniesieniu do dóbr wspólnych

W przypadku dóbr wspólnych dylemat społeczny wiąże się z zarządzaniem wspólną własnością. Dobro ma ograniczoną wielkość, a jego użytkowanie jest funkcją liczby użytkowników oraz technicznych możliwości pobierania dobra. Mlicki wyróżnia trzy przypadki korzystania ze wspólnych dóbr:

- 1) łączne korzystanie z dobra nie powoduje jego wyczerpywania (np. przypadek korzystania z energii wiatrowej);
- 2) łączne korzystanie przez wszystkich, przy jednoczesnym przyjęciu strategii kooperacyjnej, powoduje wyczerpanie możliwości eksploatacji dobra;

3) łączne korzystanie przez wszystkich powoduje wyczerpywanie dobra, gdy przyjęta jest strategia egoistyczna, nie dochodzi zaś do wyczerpywania, gdy przyjmowana jest strategia kooperacyjna.

O dylemacie społecznym można mówić jedynie w odniesieniu do tego ostatniego przypadku. W pierwszym bowiem nie dochodzi w ogóle do uszczerbku, w drugim katastrofa jest nieunikniona.

Klasycznym przypadkiem dylematów społecznych dotyczących dóbr wspólnych jest przypadek środowiska – poszczególnych zasobów (dóbr) środowiskowych: zasobów wody, zasobów mineralnych, czystego powietrza itd.

Model takiego dylematu opisuje G. Hardin (1968). Zajmuje się on sytuacją, gdy dobro wspólne ulega zniszczeniu pod wpływem nadmiernej eksploatacji. Hardin podaje przykład wspólnego dla danej grupy rolników pastwiska, będącego w stanie wyżywić pewną ilość bydła. Jeśli poszczególni rolnicy będą starali się maksymalizować swój indywidualny interes, to zaczną zwiększać wielkość swojego stada – zaczną wypasać coraz więcej sztuk bydła. W efekcie pastwisko nie będzie w stanie odtworzyć swojej produktywności i wszyscy rolnicy stracą, gdyż pastwisko ulegnie degradacji. Przykład Hardina pokazuje, że racjonalne kalkulacje poszczególnych podmiotów prowadzą do straty zarówno wspólnej, jak i – w ostateczności – ich samych.

Model Hardina był testowany w warunkach laboratoryjnych, gdzie zmiennymi były wielkość zasobu, wielkość grupy kooperującej, możliwość komunikacji, czynniki psychospołeczne. Badania wykazują, że teoretyczne przewidywania nie zawsze znajdują potwierdzenie. W wielu przypadkach, zamiast założonej tendencji do maksymalizowania własnego zysku, obserwowano jedynie tendencję do uzyskiwania więcej niż inni (współzawodnictwa). Poza tym konformizm, identyfikacja z grupą, poczucie odpowiedzialności lub kontroli powodowały zwiększenie poziomu kooperacji. Pozytywny wpływ na poziom kooperacji ma również możliwość porozumiewania się.

M. Bell (1998) zauważa, że model Hardina dostarcza dowodu przede wszystkim na „tragedię indywidualizmu”. Rzeczywiście – można znaleźć wiele przykładów, gdzie do tragedii dóbr wspólnych

nie dochodzi, dobra wspólne eksploatowane są zgodnie i nie dochodzi do katastrofy. Tym, co prowadzi do „tragedii”, jest – zdaniem Bella – indywidualizm.

Dylematy społeczne w odniesieniu do dóbr publicznych

Dylematy społeczne w odniesieniu do dóbr publicznych odnoszą się do wspólnego wytwarzania i niezależności konsumpcji dobra. Wyprodukowanie dobra wymaga współpracy grupowej (choć niekoniecznie wszystkich członków grupy), korzystanie zaś z dobra jest nieograniczone. W tym przypadku pojawia się strategia „gapowicza” (*free-riding*), która sprowadza się do szukania możliwości uniknięcia kooperacji w momencie wytwarzania dobra wspólnego i swobodnego korzystania z dobra po wyprodukowaniu. Przykładem takiej sytuacji może być założenie wspólnej anteny satelitarnej. Różne strategie przyjmowane przez członków grupy przedstawia tabela 6.

Tabela 6

Strategie w przypadku dobra publicznego (instalowanie anteny) (za: Mlicki 1992)

Nazwa strategii	Strategia decydenta	Strategia innych	Antena
Cwaniactwo	nie płacić	płaci	zainstalowana
Ogólna kooperacja	płacić równe udziały	płacić równe udziały	zainstalowana
Częściowa kooperacja	płacić udział + częściowo za innych	część płaci udziały	zainstalowana
Ogólne odstępstwo	nie płacić	nie płaci	niezainstalowana
Frajerstwo	płacić	nie płaci	niezainstalowana
Superfrajerstwo	płacić udziały + za innych	nie płaci	niezainstalowana

Badania empiryczne nie potwierdzają tezy o niemożliwości skutecznego produkowania dóbr publicznych. Mlicki wskazuje, że należy odrzucić teorię racjonalnego egoizmu jako nazbyt uproszczoną. Badania empiryczne wskazują na istnienie pewnej (niezbyt dużej: 11–17% populacji) grupy ludzi, którzy zawsze kooperują; pewnej (nieco

większej) grupy ludzi, którzy zawsze przyjmują strategię indywidualistyczną, oraz (największej) grupy ludzi, w których przypadku kooperacja jest warunkowa i uzależniona od wielkości grupy, możliwości porozumiewania się, stopnia zagrożenia itp. Jak pisze Mlicki, wyjaśnienie różnic między tymi grupami wymaga uwzględnienia zmiennych osobowościowych, sfery etycznej, wpływu jednostki na grupę itd. Istotna jest też możliwość porozumiewania się, pozwalająca na dyskusje nad optymalną strategią. Z kolei sytuacja zagrożenia wpływa na obniżenie poziomu kooperacji.

2.4.3. Wyjaśnienia problemów ekologicznych w gospodarkach centralnie sterowanych

Problemy ekologiczne pojawiły się w wielu krajach. W krajach socjalistycznych miały one inne źródło i inny charakter niż w krajach zachodnich. Ideologia marksistowska zakładała, że bogactwa naturalne znajdują się zawsze w wystarczającej ilości, pod warunkiem, że społeczeństwo zorganizowane będzie w sposób socjalistyczny nie zaś – kapitalistyczny (Pearce i Turner 1990, s. 78–79). Zanieczyszczenie środowiska traktowane było jako czasowa niedogodność spowodowana niezakończonym procesem wprowadzania socjalizmu. „Naukowy socjalizm nie był jednak w stanie przezwyciężyć praw termodynamiki” – zauważają Pearce i Turner.

Kluczowym pojęciem analizy stosowanym przez A. Gizę-Poleszczuk (1991) do analizy stanu środowiska w Polsce w czasie realnego socjalizmu jest pojęcie dezolucji. Oznacza ono „niezdolność do racjonalnego kalkulowania własnych działań gospodarczych przez podmioty gospodarujące w sytuacji, gdy zaangażowane w produkcję czynniki ma się za darmo lub też nie sposób ich oszacować” (Giza-Poleszczuk 1991, s. 209). Pojęcie to stosowane do analiz społeczeństw feudalnych pokazywało, że brak zobiektywizowanych mierników skuteczności ludzkich działań gospodarczych prowadzi bardzo łatwo, i w sposób nie do przewidzenia, do ruiny. Giza-Poleszczuk przykłada pojęcie dezolucji do społeczeństw realnego socjalizmu, pokazuje (za Kornaiem), że skutkiem dezolucyjnego charakteru gospo-

darek socjalistycznych był niedobór – także w odniesieniu do zasobów środowiskowych. Próby sztucznego (woluntarystycznego) tworzenia limitów eksploatacji zasobów przyrodniczych (w postaci norm) nie doprowadziły do ustalenia zobiektywizowanych ograniczeń – nie były w stanie stać się „mechanizmem wczesnego ostrzeżenia” przed nadmiernym zużyciem ekosystemów. W tej sytuacji jedyną barierą, która się pojawiała, była bariera fizyczna *sensu stricto* (por. Kozłowski 1991; Delorme 1994).

M. Mlicki (1992) wskazuje, że zniszczenie środowiska jest rezultatem nasilenia rozwiązań indywidualistycznych. Rozwiązania takie ulegają nasileniu, gdyż dobra środowiskowe mają charakter dobra państwowego, a kary, mające działać motywująco i informująco, krążą w obiegu zamkniętym – administracja państwowa nakłada je na przedsiębiorstwa państwowe, a te płacą je na rzecz administracji państwowej.

3. Rozwiązania problemów ekologicznych

W poprzednim rozdziale dokonano przeglądu przyczyn problemów ekologicznych traktowanych jako problemy społeczne. W przyjętym ujęciu, nieusuwalnym aspektem definicji problemu ekologicznego jest odniesienie do ludzkich wartości. Problemy ekologiczne są zatem społecznie (grupowo) „definiowane”. W dalszym ciągu odejdziemy od opisu problemów ekologicznych, by zająć się pytaniem: co zrobić z problemami już istniejącymi? Jakie działania należy podjąć, by problemy ekologiczne rozwiązać?

Zgodnie z przyjętą definicją – przypomnijmy – problem ekologiczny nie zaistniałby, gdyby:

- 1) możliwości odtwórcze natury były nieskończone,
- 2) obserwator (grupa, instytucja) nie oceniał stanu środowiska (nie uruchamiał swojego systemu wartości dotyczącego środowiska) lub nie posiadał systemu wartości dotyczących stanu środowiska,
- 3) ludzie nie podejmowali działań powodujących problemy.

Na wymiary przyjętej koncepcji problemu ekologicznego składają się zatem:

- 1) fakty fizyczne (które są fizyczną „bazą” problemu ekologicznego),
- 2) wartości społeczne (które dają punkt odniesienia),
- 3) zachowania społeczne (które stanowią przyczynę problemów ekologicznych).

Na każdym z tych poziomów można szukać sposobów rozwiązywania problemów ekologicznych.

3.1. Rozwiązania problemów ekologicznych dotyczące poziomów: fizycznego, ludzkich wartości, ludzkich działań

3.1.1. Rozwiązania dotyczące poziomu fizycznie rozumianych ekosystemów

Technologia

Środowisko fizyczne, choć ma zamknięty – w sensie praw termodynamiki – charakter, daje się w pewnym stopniu „usprawniać”. Wchodzą tu w grę wszystkie technologie zwiększające pojemność środowiska: technologie powodujące oszczędniejsze zużycie materiałów lub mniejsze zużycie energii; technologie oczyszczania środowiska; techniki pozwalające na lepsze poznanie procesów przebiegających w środowisku (narzędzia pomiarowe itp.) – co umożliwi korzystanie ze środowiska w sposób mniej eksploatacyjny; technologie izolacji termicznej; technologie umożliwiające powtórne użycie materiałów; techniki „odtworzenia” równowagi ekosystemów itd. (Mansfeld 1996; de Groot i Stevers 1993).

Podejście technologiczne nie jest jednak bezproblemowe. Jak słusznie zwraca uwagę M. Mlicki (1992), wykorzystywanie nauki i techniki samo w sobie jest problemem (dylematem), bowiem nauka i technika, wykorzystywane do podtrzymywania dóbr środowiskowych, same stanowią wkład w dobro publiczne. Rodzi to pytanie, które kierunki rozwoju nauki i technologii finansować, które obszary środowiska chronić itd. Rozwój technologii środowiskowej wiąże się z całym szeregiem problemów ekonomicznych (nierównowaga popytowo-podażowa) i często wymaga decyzji i interwencji rządu (Skea 1996).

Liczebność populacji

Trzeba wspomnieć o liczebności populacji ludzkiej jako czynniku wpływającym na skalę problemów ekologicznych. Mlicki podaje, że zmniejszenie liczebności populacji – kontrolowanie liczebności – pozwala w pewnym zakresie uniknąć dylematów społecznych. W

mniejszych, bardziej spójnych społecznie, grupach prawdopodobieństwo wystąpienia dylematu jest mniejsze, a szansa na przeciwdziałanie – większa. Kłopot polega oczywiście na tym, że w praktyce możliwości regulowania liczebności populacji są bardzo ograniczone.

Inną kwestią jest ograniczenie antropopresji wynikającej ze zwiększania się liczby ludzi („bomba populacyjna”). Próba przeciwdziałania są programy regulacji urodzin (w Chinach, Indiach). Trzeba też zwrócić uwagę na migracje (Pearce *et al.* 1989) spowodowane ucieczką ze zdegradowanych rejonów oraz na migracje do centrów dobrze się rozwijających; te ostatnie powodują zwiększanie antropopresji (problem wielkich miast Trzeciego Świata).

3.1.2. Rozwiązania dotyczące wartości społecznych

Rozwiązania te dotyczą wartości światopoglądowych (de Groot i Stevers piszą o rozwiązaniach dotyczących kultury aktorów). Rozwiązania problemów ekologicznych na poziomie wartości społecznych to promocja nowych sposobów widzenia świata, ujawnianie długofalowych konsekwencji problemów ekologicznych, stymulowanie różnych form etyki ekologicznej.

Bardzo wielu autorów podkreśla świadomościowe podstawy problemów ekologicznych (kryzysu ekologicznego). Problemy te zakorzenione są – ich zdaniem – w naszym sposobie widzenia świata. Zmiany modelu widzenia świata mają więc – zgodnie z tym stanowiskiem – decydujące znaczenie dla rozwiązania problemów ekologicznych współczesnego świata.

Podjęmowane są próby formułowania nowych propozycji światopoglądowych, kładących nacisk na wartość przyrody w sensie etycznym, odbierających człowiekowi centralne miejsce na Ziemi. Próby stworzenia „nowego paradygmatu” kultury podejmuje m.in. Instytut Esalen w Kalifornii (Wyka 1987) oraz wiele innych grup i organizacji mieszczących się w tzw. nurcie „głębokiej ekologii”³⁶.

³⁶ Skuteczność tych prób „powtórnego zaczarowania świata” nie jest łatwa do przewidzenia. L. Kołakowski (1974) dowodzi jednak, że do zmiany światopoglądu w sposób „racjonalny” przekonać nie można.

Mlicki wskazuje nadto, w kontekście rozwiązywania dylematów społecznych, na stymulowanie jednostek – wpływanie na zmienne psychiczno-etyczne. Znaczenie mają tu zwłaszcza takie wartości, jak wzajemne zaufanie i odpowiedzialność.

Istnieją liczne przykłady (niekiedy bardzo udane) promocji nowych, ekologicznych wartości i nowych stylów życia. Przykładowo, M. Bell (1998) opisuje amerykański „ruch prostoty” (*simplicity movement*), propagujący w swoich gazetach życie bez rozbudowanej konsumpcji, bez telewizji, poświęcanie większej uwagi rodzinie, sąsiadom itd.

W ramach rozważania poziomu wartości społecznych wspomnieć należy o koncepcji „sprawiedliwości ekologicznej”, która stanowi etyczną bazę dla niektórych poczynań ekologicznych. Ma ona dwa wymiary. Chodzi po pierwsze o społeczną, nierówną dystrybucję zanieczyszczeń (biedni dysponują gorszą jakością środowiska). Po drugie, sprawiedliwość ekologiczna odnoszona jest również do praw należnych naturze – poszczególnym elementom środowiska. Wchodzą tu w grę zarówno wartości „naturalnych ekosystemów” (parki narodowe), jak i „prawa zwierząt”. Niektórzy działacze ekologiczni dowodzą, że bez zrozumienia i przyjęcia koncepcji sprawiedliwości ekologicznej problemy ekologiczne pozostaną trudne do rozwiązania (Bell 1998).

Wreszcie, gdy mówi się o roli wartości w rozwiązywaniu problemów ekologicznych, trzeba też wspomnieć o teoretycznej możliwości zaniku problemów ekologicznych w taki sposób, że dzisiejsze problemy ekologiczne przestaną nimi być ze względu na „przesunięcie wartości”, czyniące te problemy nieistotnymi. Choć wydaje się to rozważaniem czysto teoretycznym, to jednak warto o tym wspomnieć, gdyż dają się zaobserwować objawy zniecierpliwienia nadmiernym podnoszeniem kwestii ekologicznych (czarnymi charakterami w filmach bywają maniacy i terroryści ekologiczni).

3.1.3. Rozwiązania dotyczące zachowań społecznych

W odniesieniu do zachowań społecznych należy stwierdzić, że – w świetle omówionych koncepcji dylematów społecznych oraz kosztów zewnętrznych – problem ekologiczny nie zaistniałby, gdyby:

- 1) nie występowały koszty zewnętrzne,
- 2) nie istniały dobra wspólne (publiczne),
- 3) wszyscy decydenci dysponowali pełną informacją (dotyczącą dalekosiężnych skutków podejmowanych działań),
- 4) dobra środowiskowe były wymieniane na doskonałym rynku – żaden z decydentów nie miałby rozstrzygającego głosu.

Powyższe warunki najczęściej nie są spełnione³⁷, niezbędne jest więc podjęcie kroków przeciwdziałających powstawaniu problemów ekologicznych (rozwiązujących je). Szczególne znaczenie mają instytucje zajmujące się koordynacją działań zbiorowych – zwłaszcza rozmaite instytucje państwa. Nawet zwolennicy odmiennych poglądów na temat sposobów uporania się z problemami ekologicznymi zgodni są co do tego, że „środowisko stanowi szeroki kompleks wzajemnie związanych systemów i podsystemów, [a zatem] przeciwdziałanie problemom ekologicznym musi mieć postać działań grupowych raczej niż indywidualnych. Efekty zewnętrzne używania środowiska [...] powodują, że ich powstawaniu może przeciwdziałać jedynie społeczeństwo jako całość” (Johnston 1992, s. 110).

Dostarczanie dóbr wspólnych jest zadaniem państwa (Johnston 1992, s. 128). Metody i zasady realizacji tego zadania składają się na politykę ekologiczną. Zgodnie z definicją K. Górki (Górka *et al.* 1995, s. 69), „polityka ekologiczna to świadoma i celowa działalność państwa, która polega na racjonalnym kształtowaniu środowiska przyrodniczego poprzez jego właściwe użytkowanie i ochronę, na podstawie poznanych praw przyrodniczych, ekonomicznych i społecznych. Podmiotem polityki ekologicznej jest państwo, w postaci organów rządu centralnego oraz władze samorządowe”.

Z punktu widzenia polityki ekologicznej, kluczowym pojęciem jest jakość środowiska. Jakość środowiska, o której była mowa przy okazji opisu fizycznego aspektu problemów ekologicznych, to charakterystyka środowiska mierzona wskaźnikami zakłóceń równowagi ekosystemów, wskaźnikami zanieczyszczeń itd. Jakość środowiska odnosi się zatem do fizycznie rozumianych ekosystemów.

³⁷ D. Pearce i K. Turner (1990) wskazują na brak rynku jako podstawową przyczynę powstawania problemów ekologicznych, co w bardziej ogólny sposób wyraża wymienione przyczyny.

Wielkości dopuszczalne i krytyczne wskaźników jakości środowiska są ustalane na podstawie decyzji „politycznej” – społecznej definicji (por. Boć 1995, s. 102). Pojęcie jakości środowiska, na tle przyjętej koncepcji problemu ekologicznego, stanowi wskaźnik stanu fizycznego ekosystemu. Poprzez odniesienie do wartości dana jakość środowiska staje się jakością „dobrą” lub „złą”. Z ekonomicznego punktu widzenia J. Seneca i M. Taussig (1979) mówią o jakości środowiska jako pewnym rzadkim zasobie będącym przedmiotem ludzkich zabiegów.

Zatem rolą państwa realizowaną za pomocą polityki ekologicznej jest dostarczanie odpowiedniej jakości środowiska³⁸. W tym ujęciu, praktyczna rola polityki ekologicznej polega na realizowaniu ustalonych celów, mających postać odpowiednich wskaźników poszczególnych elementów środowiska.

W nieco innym ujęciu rolą polityki ekologicznej jest niwelowanie problemów ekologicznych – spowodowanych przez występowanie kosztów zewnętrznych oraz przez fakt, że środowisko jest dobrem wspólnym. W dalszym ciągu ten właśnie aspekt polityki ekologicznej będzie głównym punktem zainteresowania.

Koordynacje zachowań

Próby znalezienia rozwiązań problemów ekologicznych w obszarze ludzkich zachowań sprowadzają się, w świetle koncepcji przedstawionych w poprzednich rozdziałach, do rozwiązania problemu kosztów zewnętrznych oraz rozwiązania dylematów społecznych. Koncepcje te uzupełniają się. Choć pierwsza z nich kładzie nacisk na ekonomiczny wymiar problemów ekologicznych, druga zaś na wymiar społeczny („socjologiczny”, konfliktowy) – propozycje konkretnych rozwiązań biorą pod uwagę oba te aspekty.

Wyróżnia się wiele szczegółowych rozwiązań problemów ekologicznych odwołujących się do zachowań społecznych, a różnice między nimi wynikają najczęściej ze sposobu ujęcia problemu. J. Dryzek wskazuje dziewięć sposobów koordynacji ludzkich działań, które

³⁸ Przykładowo, zadania własne gminy obejmują sprawy „zieleni komunalnej i zadrzewień” (art. 7 pkt 12 ustawy o samorządzie terytorialnym z 8 marca 1990 roku). Zatem, dostarczanie mieszkańcom dostępu do terenów zielonych stanowi zadanie władz gminnych (Ciechanowicz 1991).

mogą mieć – przynajmniej teoretycznie – znaczenie w odniesieniu do rozwiązywania problemów ekologicznych na poziomie zachowań ludzkich (za: Johnston 1992). Są to: wprowadzanie rozwiązań rynkowych, bezpośrednie zarządzanie („ręczne sterowanie”), wprowadzanie regulacji prawnych, promocja pożądaných wartości, mechanizmy demokratyczne (głosowanie większościowe itp.), negocjacje, rozwiązania sankcjonowane siłą, radykalna decentralizacja (anarchia), wreszcie: dyskusja i zdrowy rozsądek. M. Mlicki (1992) podaje zmienne mające wpływ na możliwość rozwiązywania dylematów społecznych. Są to: przymus, zmiana struktury dylematów, umożliwienie komunikacji, regulowanie wielkością grupy, zmienne „psychiczno-etyczne”, edukacja. W ramach rozwiązań problemów ekologicznych nawiązujących do ekonomii przytacza się: internalizację kosztów zewnętrznych, prywatyzację (ustalenie praw własności).

Choć można znaleźć przykłady wykorzystywania wspomnianych sposobów koordynacji, nie wszystkie mają praktyczne zastosowanie. W kontekście problemów ekologicznych W. de Groot i R. Stevers (1993) przedstawiają nieco inny punkt widzenia. Mówią oni o dwóch typach rozwiązań: skoncentrowanych na możliwych opcjach decyzyjnych aktorów oraz dotyczących kontekstu strukturalnego aktorów. W obu przypadkach akcent położony jest na sposoby wpływania na decyzje aktorów. Przyjmuje się tu autonomię aktorów i rozszerzone pojęcie oddziaływań – uwzględniające także możliwości techniczne.

Rozwiązania skoncentrowane na opcjach aktorów

W. de Groot i R. Stevers zwracają uwagę na sterowanie zakresem możliwości (opcji) decyzyjnych możliwych do rozważenia i przyjęcia przez aktorów. Alternatywy decyzyjne rodzą się w efekcie badań naukowych i są następnie propagowane poprzez edukację i informację. Poszerzenie autonomii aktorów poszerza jednocześnie ich możliwości wyboru. Polityka może też pójść w kierunku ograniczenia liczby opcji dopuszczalnych dla aktorów – poprzez regulacje prawne (zakazy, zezwolenia itd.).

Szczególnie ważnym problemem są opcje potencjalnie istniejące, lecz niemożliwe do wykorzystania przez aktorów. Przykładem może być komunikacja miejska jako alternatywa dla uciążliwej środowisko-

wo indywidualnej komunikacji samochodowej. Jeśli komunikacja publiczna jest niesprawna, to stanowi ona potencjalną możliwość, lecz skorzystanie z niej stanie się praktycznie możliwe dopiero wówczas, gdy będzie ona oferowała usługi komunikacyjne na odpowiednim poziomie.

Autonomia aktorów oznacza dostęp do dóbr i możliwości – kapitału, dochodu, kontaktów społecznych, informacji. Z kolei ograniczenia w dostępie do dóbr zmniejszają liczbę opcji możliwych do wykorzystania.

Rozwiązania dotyczące kontekstu strukturalnego aktorów

Rozwiązania te w pośredni sposób mają wpływać na motywacje aktorów. Chodzi tu o działania poprzez:

- makrosferę (prawne i finansowe zachęty i podatki),
- mikrosferę (działania informacyjne, propagandowe, promocyjne, zamiana dóbr wolnych w dobra wspólne).

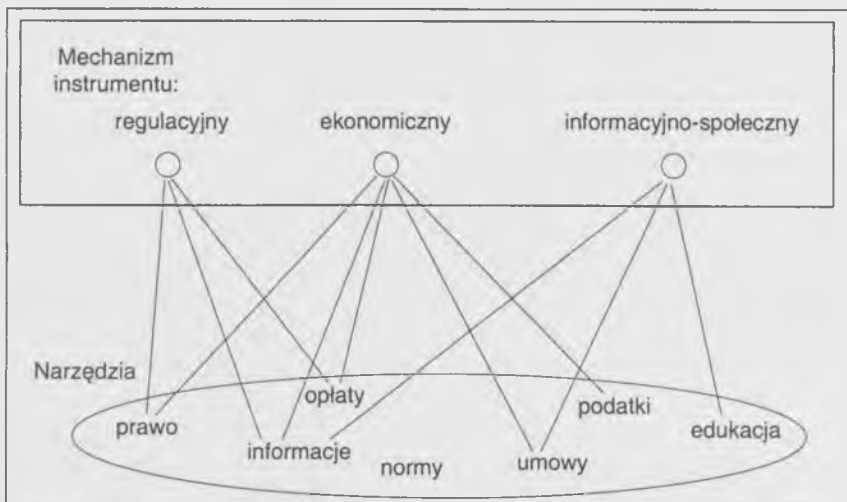
De Groot i Stevers (1993) mówią tu o „zobiektywizowanych motywacjach” (*objectified motivations*), mając na myśli sytuacje, gdy daje się wyznaczyć w „obiektywny” sposób działanie „racjonalne”. Przykładowo, gdy poszczególnym jednostkom zależy na szybkim dotarciu do miejsca pracy, a podróżują samochodem, mimo że czas podróży poociągami (obiektywny) jest krótszy, to „zobiektywizowana motywacja” polega na wskazaniu bardziej korzystnego wariantu zachowania³⁹.

Instrumenty

W odniesieniu do realizacji polityki ekologicznej przyjmuje się (Mansfeld 1996; Verbruggen i Boer 1993) trzy zasadnicze typy rozwiązań stosowanych w celu rozwiązywania problemów ekologicznych, nazwijmy je – za L. Mansfeldem – instrumentami (w odróżnieniu od narzędzi, które mają charakter operacyjny):

- 1) instrumenty informacyjne (edukacyjne, motywacyjne),
- 2) instrumenty regulacyjne (prawne),
- 3) instrumenty ekonomiczne.

³⁹ Jest to oczywiście przykład „problematyczny”.



Rys. 5. Relacja między instrumentami polityki i narzędziami (za: Mansfeld 1996)

Relację między instrumentami i narzędziami polityki obrazuje rys. 5.

W rzeczywistości narzędzia praktycznie wykorzystywane stanowią połączenie powyższych typów. Poniżej omawiamy je w przedstawionym wyżej porządku.

3.1.4. Instrumenty informacyjne

Przekazywanie informacji może być sposobem likwidowania problemów ekologicznych poprzez wykorzystanie dwóch mechanizmów. Po pierwsze, narzędzia informacyjne są sposobem wpływania na motywację aktorów, którzy pod wpływem takiej perswazji powinni w stosowny sposób zmienić zachowanie⁴⁰. W tym przypadku podmiotem przekazującym informacje jest rząd lub inna instytucja regulacyjna, której celem jest wpływ na zachowania.

⁴⁰ Zgodnie z neoklasyczną teorią ekonomiczną, informacja jest dobrem rzadkim, stąd jej „darmowe” dostarczanie może wpływać na zachowania, gdyż zmienia ilość zasobów dostępnych jednostce (por. Becker 1990).

Po drugie, jak wskazują E. Hankiss (1986, s. 29–33) i M. Mlicki (1992), przepływ informacji może być sposobem unikania lub rozwiązywania dylematów społecznych. W tym przypadku chodzi o umożliwienie porozumiewania się decydentów, co pozwala uniknąć tworzenia się dylematów.

Specyficznym narzędziem informacyjnym są dobrowolne zobowiązania (*covenants*). Są to porozumienia zawierane między firmami lub grupami firm (jakiejś gałęzi przemysłu) a agendami rządowymi. Mogą to być zarówno agendy rządu centralnego, jak i władze lokalne (Łukaszuk 1993). Firmy decydują się na podjęcie określonych zobowiązań w dziedzinie ochrony środowiska, ze względu na korzyści związane z lepszą pozycją w negocjacjach z władzami, lepszym wizerunkiem itd. Władze z kolei uzyskują możliwość wpływu na firmy bez konieczności podejmowania kosztownych procedur prawnych. W Holandii najbardziej znanym przypadkiem jest porozumienie dotyczące czystości Renu (Kernkamp 1993; Dunne 1993). Tego typu porozumienia mogą mieć też pewne sankcje prawne (Broek 1993), lecz jako takie wchodzą już w zakres instrumentów regulacyjnych (prawnych)⁴¹.

W kontekście instrumentów informacyjnych należy wspomnieć o zagadnieniu edukacji ekologicznej. Stanowi ona element edukacji formalnej i nieformalnej i służyć ma oddziaływaniu na człowieka poprzez dostarczanie mu wiedzy na temat środowiska (Górka *et al.* 1995).

3.2. Instrumenty prawne

3.2.1. Prywatyzacja dóbr środowiskowych

W obrębie ekonomicznej teorii praw własności za przyczynę „tragedii dóbr wspólnych” i problemów ekologicznych w szczególności uznaje się niejasne określenie praw własności dóbr środowiskowych. Metodą rozwiązania problemów jest ujednoznacznienie praw własności – głównie w drodze prywatyzacji.

⁴¹ Na tym przykładzie widać, że rozróżnienie instrumentów jest trudne. Porozumienie może opierać się na deklaracji strony rządowej o odstąpieniu od ustawowych kar pod warunkiem określonych przedsięwzięć ze strony firmy. Wówczas zasadniczo trudno mówić o „dobrowolnej” deklaracji.

O prywatyzacji można mówić zarówno w odniesieniu do przedsiębiorstw publicznych (Tittenbrun 1995), jak i do zadań publicznych (Biernat 1994). Dalsze rozważania dotyczyć będą tego drugiego – szerszego rozumienia przedmiotu prywatyzacji. Środowisko rozumiane jest tu jako dobra środowiskowe, których dostarczenie leży w gestii odpowiedzialnych podmiotów. Skoro zadaniem jest dostarczanie dóbr, to – konsekwentnie – „tragedia dóbr wspólnych” oznacza, że odpowiedni podmiot nie spełnił swoich zadań. Zatem, zorganizowanie realizacji zadań publicznych oznacza konieczność zastosowania takich mechanizmów, które tego typu sytuacji pozwolą uniknąć.

Jak zauważa S. Biernat (1994), w powojennej Polsce przymiotnik „publiczny” właściwie nie miał jasnego desygnatu – posługiwano się pojęciem „administracji państwowej” oraz „własności państwowej”, zacierając granice między tym, co „państwowe”, a tym, co „społeczne”. Przemiany ustrojowe w Polsce po 1989 roku doprowadziły do odrodzenia się zadań publicznych – zadań państwa oraz samorządu terytorialnego z wyłączeniem władzy ustawodawczej i sądowniczej.

Zadania administracji rządowej wynikają z ustawodawstwa szczegółowego, w przypadku samorządu terytorialnego podstawowe znaczenie ma ustawa o samorządzie terytorialnym z 1990 roku, która określa, że zadania gminy obejmują załatwianie „wszystkich spraw publicznych o znaczeniu lokalnym nie zastrzeżonych ustawami na rzecz innych podmiotów”, przy czym do zadań własnych gminy należy „zaspokajanie zbiorowych potrzeb wspólnoty”.

Prywatyzacja

Publiczny sposób realizacji zadań charakteryzuje się dwoma cechami. Po pierwsze, zadania wykonują podmioty administracji publicznej. Po drugie, podmioty działają w formach prawa publicznego. Stosunki między tymi podmiotami a obywatelami mają charakter administracyjnoprawny.

Przez prywatyzację rozumie się „wszelkie przejawy odstępowania od wykonywania zadań przez podmioty administracji publicznej, działające w formach prawa publicznego” (Biernat 1994, s. 25). Prywatyzacja może polegać na zmianie cech podmiotu realizującego zadanie – z publicznego na podmiot prawa prywatnego (cywilnego lub hand-

lowego), lub na zmianie wykonywania zadań na formy prawa prywatnego, co zmienia charakter relacji między podmiotem a obywatelami.

Powody prywatyzacji

Wymienia się szereg powodów prywatyzacji zadań publicznych. Są to m.in.:

- 1) idea ograniczenia aktywności państwa w życiu gospodarczym;
- 2) oddzielenie ról inicjatora i wykonawcy danego zadania;
- 3) założenie o większej efektywności zadań realizowanych w formach prywatnych; to założenie wiąże się z przekonaniem, że działalność państwa prowadzi do niezadowolających rezultatów (*government failure*) i stąd należy pewne zadania włączyć w obręb regulacji rynkowych⁴².

S. Biernat zwraca uwagę, że prywatyzacja zadań publicznych jest procesem stopniowalnym. W wersji skrajnej oznaczać to może, że rząd centralny oraz samorząd rezygnuje z zajmowania się pewnymi sferami. Wówczas mówimy o prywatyzacji *sensu stricto*. Przykładowo, usługi telekomunikacyjne mogą stanowić zadanie publiczne – są one realizowane przez podmioty administracji publicznej; a stosunki między tymi podmiotami a obywatelami mają charakter administracyjnoprawny. Jeśli państwo wycofuje się w obu tych obszarach z realizacji zadania – można mówić o pełnej prywatyzacji. Państwo może też całkowicie zrezygnować z pełnienia pewnych zadań publicznych – przykładem może być likwidacja cenzury.

Specyfika prywatyzacji zadań publicznych. W przypadku prywatyzacji przedsiębiorstw główna zmiana polega na zmianie własności majątku. W przypadku prywatyzacji zadań publicznych zachodzi zmiana cech podmiotu wykonującego zadanie (na podmiot prawa prywatnego). Jest to ważne zróżnicowanie, z punktu widzenia dotychczasowych rozważań. Zwróćmy bowiem uwagę, że – przykładowo – w odniesieniu do obowiązku zapewnienia mieszkańcom

⁴² Odrębną kwestią jest rzeczywiste zwiększenie wydajności wiążące się z prywatyzacją. J. Tittenbrun (1995) dowodzi, że większe znaczenie dla wydajności ma struktura rynku (obecność konkurencji) niż własność jako taka.

miast korzystania z przyrody żywej, firma realizująca może być firmą prywatną, sam park zaś może w dalszym ciągu pozostawać własnością gminy. Jednak gmina nadal jest odpowiedzialna za realizację zadania, a co za tym idzie – za zapobieganie „tragedii dóbr wspólnych”.

W szerokim ujęciu pobieranie opłat za realizację zadania może być traktowane jako prywatyzacja zadań publicznych (Biernat 1994, s. 39). W tym przypadku jednak wydaje się, że opłata jest raczej formą „podatku” niż rzeczywistą prywatyzacją⁴³.

Wpływ prywatyzacji na sytuację obywateli

Skutki prywatyzacji dotyczące odbiorców (obywateli) zależą od horyzontu czasowego, jak również od przyjmowanych kryteriów jakości, efektywności i ceny dostarczanych dóbr. Realizacja zadań publicznych wiąże się często z sytuacją monopolistyczną – co może być wykorzystywane przez podmioty realizujące zadanie. W tym zakresie, jeśli obowiązek realizacji zadania spada na państwo, to musi ono posiadać możliwości kontrolne.

3.2.2. Prawo jako instrument ochrony środowiska

Metodą rozwiązywania dylematów społecznych („tragedii dóbr wspólnych”) podaną przez G. Hardina (1968) jest przymus (*coercion, mutually agreed upon*). Hardin zakłada, że brak przymusu prowadzi do całkowitej zagłady wspólnego dobra, co usprawiedliwia stosowanie przymusu. Przymus może tu być rozumiany jako oddanie decyzji w ręce podmiotu (np. rządu) mającego możliwość wymuszenia pewnych korzystnych dla wszystkich działań. R. Johnston (1992) pisze, że działania zbiorowe mające służyć rozwiązywaniu problemów ekologicznych mogą przyjmować trzy formy:

⁴³ Specyficzną formą „prywatyzacji” jest nałożony na obywateli obowiązek wykonywania zadań publicznych. Chodzi np. o obowiązek dbałości właściciela zabytku o jego zachowanie czy też obowiązek nauczycieli akademickich przyjęcia funkcji członka komisji egzaminacyjnej lub recenzenta w przewodzie doktorskim lub habilitacyjnym.

1. Dobrowolne uzgodnienia *ad hoc* (uzgodnienia tego typu spotkać można w rodzinnym podziale obowiązków, w przyjmowanych zasadach gier zespołowych itp.). W tym przypadku zakłada się, że mogą następować samorzutnie uzgodnienia obywateli świadomych niebezpieczeństw wynikających z istnienia problemów ekologicznych. E. Ostrom (1990) pisze o możliwościach samoorganizacji społecznej opartych na mechanizmie uczenia się i dobrowolnych ograniczeń. W tym kontekście edukację można potraktować jako element działań mających pomóc w tworzeniu się „porozumień *ad hoc*”. Przymus ma tu formę nacisku grupy społecznej. M. Mlicki (1992) podaje przykładowe formy stymulowania takich rozwiązań: zmniejszenie wielkości grupy, wpływanie na zmienne psychologiczno-etyczne, edukacja. Skuteczność takich rozwiązań nie jest jednak oczywista.
2. Władza narzucona z zewnątrz (jest to sytuacja rządu, na który obywatele nie mają wpływu). Decyzje władzy mają charakter komend, formułowanych na podstawie wiedzy i intencji ośrodka kierującego. Jest to sytuacja modelowa dla „dyktatury ekologicznej” – postulowanego przez niektóre grupy ekologiczne sposobu ratowania planety w sytuacji, gdy nie ma szans na demokratyczne przyjęcie niezbędnych – zdaniem tych grup – rozwiązań (por. Kazmann 1992).
3. Władza centralna przyjęta przez społeczeństwo dobrowolnie – demokratycznie (typowym przykładem są instytucje państwowe mające w swoim obszarze działania pewną sferę). Podstawowym narzędziem – szeroko stosowanym – jest tu prawo.

Prawo (obok innych instrumentów) jest sposobem unikania (rozwiązywania) problemów ekologicznych. Nie wchodząc w rozważania na temat ontologicznej natury prawa (por. Sommer 1993, s. 10–15), przyjmujemy że – z interesującego nas punktu widzenia – prawo to narzędzie regulacji życia społecznego. Normy prawa, posiadając sankcję państwa, stanowić mogą metodę rozwiązywania problemów ekologicznych spowodowanych przez charakter środowiska (dóbr środowiskowych) – tzn. jego publiczny charakter, trudność w określeniu prawa własności, charakter ludzkich działań w odniesieniu do środowiska (dylematy społeczne).

Ograniczenia prawne w korzystaniu ze środowiska

Prawo ochrony środowiska stanowi mechanizm eliminacji dylematów społecznych poprzez nakładanie ograniczeń prawnych na możliwości korzystania ze środowiska. Owe ograniczenia mogą mieć różne formy. W polskim prawie wyodrębnić można (Górka *et al.* 1995) dwa główne ograniczenia:

- 1) wynikające z planów zagospodarowania przestrzennego, gdzie ustawa o planowaniu przestrzennym stwarza ograniczenia i obowiązki materialnoprawne dotyczące nowych inwestycji;
- 2) wynikające z przepisów ochrony środowiska. Jeśli chodzi o przepisy ochrony środowiska, to główną rolę odgrywają tu normy dopuszczalnych oddziaływań na środowisko. Istnieją dwa rodzaje norm: normy emisji (dotyczące jakości środowiska) oraz normy emisji (dotyczące poziomu substancji emitowanych przez danego „emitera”). Normy te określają jakość środowiska w odniesieniu do poszczególnych elementów fizycznych ekosystemów: jakości powietrza, wody, hałasu, wibracji itd.

Przepisy mówią też o ochronie ekosystemów przed nadmierną ingerencją człowieka poprzez nakładanie ograniczeń dotyczących inwestowania na obszarach chronionych ze względu na wartości przyrodnicze.

Przestrzeganie prawa

W przypadku prawa jako metody rozwiązywania problemów ekologicznych powstaje pytanie o skuteczność tego narzędzia i wymuszanie podporządkowania się normom. Podmioty nieprzestrzegające prawa podlegają odpowiedzialności. Odpowiedzialność administracyjna może mieć formę kary pieniężnej, zadośćuczynienia i wstrzymania działalności.

W odniesieniu do funkcji kar, w literaturze prawniczej formułowane są trzy stanowiska (Radecki, w: Górka *et al.* 1995, s. 214). Stosownie do pierwszego kara ma charakter represyjny, drugie mówi o funkcji przymusu wykonania decyzji administracyjnej, trzecie zaś – o sposobie naprawiania szkód w środowisku. Każde z tych stanowisk wiąże się z określeniem przesłanek wymierzenia kary: kara mo-

że być skutkiem bezprawnego zachowania, winy podmiotu, szkody wyrządzonej w środowisku. Orzeczenia Naczelnego Sądu Administracyjnego wskazują, że na gruncie polskiego prawa o wymierzeniu kary decyduje naruszenie przepisów.

Prawo jest więc regulatorem ludzkich zachowań wymuszającym respektowanie norm, w odróżnieniu od regulacji ekonomicznych, gdzie – zasadniczo – opłaty mają funkcje rekompensaty. Z tą kwestią łączy się dyskusja na temat skuteczności kar i opłat. Choć opłaty są szeroko stosowane i uzasadnione ekonomicznie, to jednak kary stanowią znaczącą część prawa ochrony środowiska. Podaje się dwie przyczyny utrzymywania systemu kar:

- 1) opłaty mogą być włączone w koszty działania przedsiębiorstw i przerzucane na barki konsumentów, to zaś powoduje, że ich siła motywująca jest wątpliwa;
- 2) kary pełnią różne funkcje, co czyni je atrakcyjnym środkiem regulacji: funkcję prewencyjną, represyjną, kompensacyjną, informacyjną.

Drugą formą odpowiedzialności administracyjnej jest zadośćuczynienie, które jest instytucją zmuszającą do przywrócenia stanu pierwotnego – usunięcia szkód. W przypadku środowiska pojawiają się jednak dwa problemy: niemożność przywrócenia stanu pierwotnego (co jest związane z nieodwracalnym charakterem niektórych zmian w środowisku) oraz trudność w wycenieniu szkody.

Trzecią formą odpowiedzialności administracyjnej jest nakaz wstrzymania działalności. Może to się zdarzyć, gdy odpowiedni podmiot stwierdzi naruszenie przepisów, a inne sposoby egzekucji nie są skuteczne. Przykładowo, organ gminy może nakazać wstrzymanie działalności powodującej szkody środowiskowe.

Efektywność prawa

Dylematy społeczne stanowią sytuacje, gdy aktorzy wybierają egoistyczne strategie prowadzące do straty zarówno poszczególnych osób, jak i straty wspólnoty. Funkcją prawa w tym kontekście jest takie regulowanie zachowań, by nie doszło do „tragedii dóbr wspólnych”. Można w związku z tym zapytać, jaka jest skuteczność prawa. J. Sommer (1993) wyróżnia cztery rodzaje skuteczności prawa:

- a) zachowaniowa (zachowanie zgodne z treścią normy),

- b) psychologiczna (motywacyjna),
- c) finistyczna (oznaczająca nastąpienie zmiany w rzeczywistości),
- d) społeczno-wychowawcza (utrwalania szacunku dla prawa).

J. Sommer zauważa, że często trudno stwierdzić, na ile dany efekt społeczny (w sensie powyższych czterech form skuteczności) jest wywołany istnieniem normy prawnej, a na ile spowodowały go inne czynniki. W tym kontekście można mówić o skuteczności prawa w sensie wąskim, w odniesieniu do wyłącznej skuteczności norm.

Wyróżnić można (Sommer 1993) cztery czynniki wpływające na skuteczność prawa. Są to:

- 1) znajomość prawa,
- 2) poprawność konstrukcyjna przepisów prawnych,
- 3) zabezpieczenia proceduralne,
- 4) współzależność z innymi normami społecznymi (moralność, obyczaje) i warunkami społecznymi.

Szczególnie istotny wydaje się – z punktu widzenia dotychczasowych rozważań – ostatni z wymienionych elementów. Pamiętać należy, że mając na celu rozwiązywanie problemów ekologicznych prawo jest jednym z możliwych do wykorzystania instrumentów (obok ekonomicznych i informacyjno-edukacyjnych). Stąd możliwe jest posługiwanie się połączonymi instrumentami, z wykorzystaniem efektu synergicznego. Zresztą dzieje się tak często, gdyż instrumenty ekonomiczne wymagają zazwyczaj jednoczesnej „podbudowy” prawnej i informacyjnej.

Dlaczego regulacje prawne są tak chętnie stosowane?

Oparte na prawie podejście regulacyjne do rozwiązywania problemów ekologicznych krytykowane jest (zwłaszcza przez ekonomistów) jako nieefektywne (lub wręcz prowadzące do „patologii”). Mimo to jest ono często stosowane. Istnieje wiele przyczyn takiego stanu rzeczy. Z punktu widzenia przedsiębiorstw, regulacje w zakresie ochrony środowiska (normy) mają liczne zalety: chronią rynek przed konkurencją, stwarzając dodatkową barierę; pozwalają – w określonym zakresie – unikać opłat (jeśli firma spełnia wymogi normy); pozwalają też ubiegać się o subsydia itd. Normy mają też pewną „symboliczną” wartość dla innych podmiotów polityki ekologicznej:

są one jasne, łatwe do zrozumienia (co oznacza, że legislatorzy stosunkowo łatwo mogą pozyskać dla nich aprobatę); dają się łatwo kontrolować; grupy ekologiczne mogą je przedstawiać jako swój sukces; stwarzają pracę dla administracji itd.

Wszystko to sprawia, że regulacje prawne są szeroko stosowane. W niektórych krajach, gdzie prawo ochrony środowiska istnieje od dawna, pojawiła się idea deregulacji – jako wycofania się państwa z nadmiernej ingerencji regulacji prawnych w procesy ekonomiczne⁴⁴. Źródłem tej idei było – podobne jak w przypadku prywatyzacji – przekonanie, że instytucje państwa jako regulatora nie są w stanie doprowadzić do optymalnego rozwiązywania problemów ekologicznych (por. Ayers i Braithwaite 1992).

3.3. Instrumenty ekonomiczne

3.3.1. Ekonomiczne rozumienie zanieczyszczenia

W przypadku ekonomicznych instrumentów eliminowania problemów ekologicznych zakłada się, że środowisko stanowi pewien rodzaj dobra w sensie ekonomicznym. W terminach problemu ekologicznego można to rozumieć następująco: fizycznie rozumiane ekosystemy (lub poszczególne ich elementy składowe) waloryzowane są w kategoriach dobra o pewnej użyteczności. W szczególności dobra te mogą być waloryzowane w kategoriach wartości wymiennej – w pieniądzu. Głównym zagadnieniem jest likwidacja kosztów zewnętrznych.

Definicja zanieczyszczenia

Ekonomiczne podejście do rozwiązywania problemów ekologicznych opiera się głównie na pojęciu zanieczyszczeń. Gdy rozważamy zagadnienie zmniejszenia zanieczyszczeń, należy odróżnić zanieczyszczenia w sensie ekonomicznym, sprowadzane do wartości ekonomicznej tych zanieczyszczeń, od fizycznej obecności zanieczyszczeń

⁴⁴ Dotyczy to przede wszystkim USA, gdzie w latach 80. znacznie ograniczono siłę i budżety instytucji regulacyjnych w obrębie ochrony środowiska.

w środowisku. Jak już wspomniano, środowisko ma pewną „pojemność” – zdolność asymilacyjną do przyjmowania zanieczyszczeń. Jest to taka wielkość szkodzącej substancji, którą środowisko może zneutralizować bez szkody. Oznacza to, że do pewnego poziomu aktywność gospodarcza ludzi (przedsiębiorstw), generująca zanieczyszczenia w sensie fizycznym, nie tworzy zanieczyszczeń (i kosztów zewnętrznych) w sensie ekonomicznym. Dodatkowo, nawet jeśli wielkość generowanych zanieczyszczeń przekroczy poziom zdolności asymilacyjnej, to aby można było mówić o kosztach zewnętrznych (i problemie ekologicznym), stan deprywacji musi stać się społecznie odczuwany.

W rezultacie, wtedy i tylko wtedy, gdy emisja zanieczyszczeń przekroczy poziom zdolności asymilacyjnej środowiska oraz gdy zostanie społecznie dostrzeżona jako dolegliwość, możemy mówić o kosztach zewnętrznych (i o problemie ekologicznym).

Zanieczyszczenie środowiska oznacza, że zaistniał pewien wpływ na fizyczne ekosystemy, który odbierany jest jako nieprzyjemny i uciążliwy. Zanieczyszczenie oznacza utratę dobrobytu. Może być ona traktowana jako koszt zewnętrzny działalności ponoszony przez osoby z zewnątrz. Powodem zanieczyszczenia środowiska jest działalność gospodarcza osób prywatnych, firm, rządu. Koszty zewnętrzne mogą ponosić zarówno inne podmioty gospodarcze, jak i „postronni ludzie”.

Istnienie kosztów zewnętrznych spowodowanych przez zanieczyszczenie środowiska nie oznacza automatycznie, że powinny być one zrekompensowane, a środowisko oczyszczone. Jak bowiem piszą D. Pearce i K. Turner (1990, s. 64), całkowita eliminacja zanieczyszczeń może być osiągnięta jedynie poprzez wyeliminowanie aktywności powodującej zanieczyszczenia. To z kolei oznacza – zgodnie z prawami termodynamiki – eliminację wszelkiej produkcji. Aby więc osiągnąć zerowy poziom zanieczyszczeń, musielibyśmy zgodzić się na zerowy poziom aktywności gospodarczej.

Optymalne niezrekompensowanie zanieczyszczenia środowiska (szkód ekologicznych)

Koncepcja kosztów zewnętrznych odnosi się nie tylko do szkód ekologicznych. W. Kapp (1960) analizuje koszty zewnętrzne pojawiające się w różnych sektorach. W przypadku środowiska rozpoznanie

i analiza kosztów zewnętrznych pozwala nie tylko dostrzec przyczyny problemu ekologicznego, ale i wskazać możliwości zapobiegania dalszym stratom.

Fizyczna obecność zanieczyszczeń nie oznacza jeszcze, że zanieczyszczenie istnieje w sensie społecznym (postrzegane jako problem społeczny) i ekonomicznym (utrata dobrobytu w formie kosztów zewnętrznych). Z kolei istnienie zanieczyszczenia w sensie ekonomicznym nie musi oznaczać, że powinno być ono wyeliminowane. Tezy te wyjaśnić można modelowo: optymalny poziom zanieczyszczeń dla danego przedsiębiorstwa zanieczyszczającego środowisko można określić na podstawie analizy krańcowych zysków osiąganych przez to przedsiębiorstwo oraz krańcowych kosztów zewnętrznych przez nie ponoszonych.

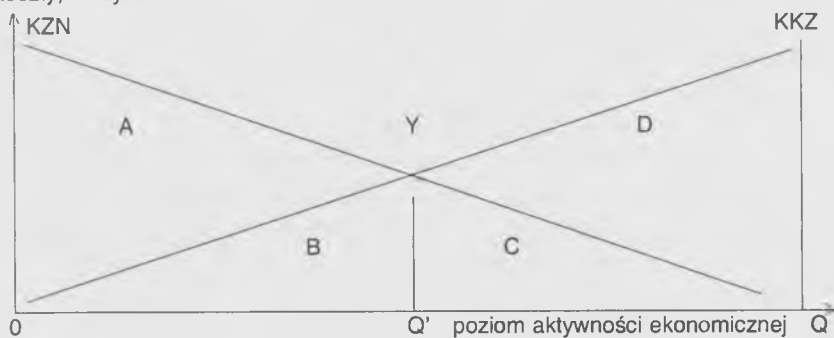
Celem działania przedsiębiorstwa jest zysk. Ponosi ono koszty działalności, która przynosi mu zysk. Jednocześnie powoduje zanieczyszczenie środowiska. Różnica między ponoszonymi przez przedsiębiorstwo kosztami a zyskami to zysk netto przedsiębiorstwa. Krańcowy zysk netto (KZN na rys. 6) to dodatkowy zysk netto, który pojawi się przy powiększeniu produkcji o następną jednostkę. Przedsiębiorstwo będzie zwiększało produkcję do momentu, gdy krańcowy zysk netto zrówna się z ceną rynkową produktu. Krańcowy koszt zewnętrzny (KKZ) to wartość dodatkowego zanieczyszczenia środowiska, które pojawi się przy powiększeniu produkcji o jedną jednostkę.

Z punktu widzenia społeczeństwa dotkniętego zanieczyszczeniem środowiska, celem działalności firm powinno być uzyskanie maksymalnej sumy korzyści płynących z produkcji po odjęciu sumy kosztów (Pearce i Turner 1990, s. 62). Z tym wiąże się kwestia optymalnego poziomu działalności gospodarczej i optimum Pareto. Optimum Pareto to taka sytuacja, gdy niemożliwe jest powiększenie dobrobytu (korzyści, zysku) jakiegoś podmiotu bez jednoczesnego pozbycia dobrobytu kogoś innego. Brak optimum Pareto oznacza, że można podjąć działania, które spowodują przyrost dobrobytu przynajmniej jednego podmiotu bez pogorszenia sytuacji innych.

Z optimum Pareto mamy do czynienia wówczas, gdy cena osiąga poziom krańcowego kosztu społecznego. Oznacza to stan, gdzie zysk przedsiębiorstwa jest maksymalny w relacji do kosztów

społecznych. Obejmują one koszty prywatne oraz koszty zewnętrzne. Powtarzając to w inny sposób: jest to stan, gdy koszty społeczne są minimalne w stosunku do zysku przedsiębiorstwa. Osiągnięcie tego optimum oznacza konieczność znalezienia takiej relacji między korzyściami i kosztami, dla której relatywna korzyść będzie maksymalna. Przy czym pamiętać należy, że koszty zewnętrzne wchodzi w skład ogólnych kosztów prowadzonej działalności – zakładamy zasadę „szkodzący płaci”. Pearce i Turner (1990, s. 63) mówią tu o krańcowym koszcie społecznym – jest to suma kosztu krańcowego prywatnego oraz kosztu krańcowego zewnętrznego. Optymalny poziom kosztów zewnętrznych przedstawia graficznie rys. 6.

koszty, korzyści



KZN – krańcowy zysk netto (z danej działalności)

KKZ – krańcowy koszt zewnętrzny

A – optymalny poziom korzyści społecznych

B – optymalny poziom kosztów zewnętrznych

C – poziom zysku prywatnego, który jest społecznie nieusprawiedliwiony

Q' – optymalny poziom aktywności ekonomicznej

Y – punkt przecięcia wskazujący optymalny poziom aktywności ekonomicznej

A + B = optymalny poziom zysku prywatnego

C + D = poziom kosztów zewnętrznych, który przekracza poziom optymalny

Rys. 6. Optymalny poziom kosztów zewnętrznych

W punkcie Y koszty zewnętrzne osiągają poziom optymalny. Oznacza to – powtórzmy – taki poziom działalności, w którym stosunek całkowitych kosztów społecznych do zysku prywatnego osiąga minimum.

Pamiętać należy, że zakładamy tu sytuację schematyczną, gdzie występuje doskonała konkurencja, a kształt obu krzywych kosztów jest uproszczony. Drugie założenie polega na przyjęciu optimum Paretońskiego jako zasady. Konsekwencją tego założenia jest to, że nie jest preferowany ani zysk prywatny, ani zwiększone dążenie do zmniejszenia zanieczyszczeń. W przypadku optimum Paretońskiego relacja kształtuje się na poziomie minimum. Gdyby przyjąć preferencję „ochronną”, to (zakładamy, że koszty zewnętrzne równają się zanieczyszczeniu środowiska) optimum ochronne znalazłoby się w punkcie przesuniętym na lewo względem punktu Q' . Podobnie, gdybyśmy chcieli przyjąć „preferencję zysku prywatnego”, punkt optymalny przesunie się w prawo. Obie wskazane powyżej sytuacje stanowią odejście od optimum ekonomicznego. W pierwszym przypadku subsydiujemy ochronę środowiska kosztem zysków z działalności gospodarczej. W drugim przypadku subsydiujemy przedsiębiorstwo, pozwalając mu przerzucać koszty na innych.

Z punktu widzenia optimum Paretońskiego istotny jest obszar $C + D$ (dany poziom kosztów zewnętrznych), ponieważ jego zmniejszenie (wyeliminowanie) prowadzi w kierunku optymalizacji. Obszar B jest nieistotny, gdyż ze względu na optimum Pareto nie istnieje potrzeba jego zmniejszania. Zmniejszenie tego obszaru oznaczałoby przesunięcie punktu Q' w lewo od punktu Y . Byłoby to odejście od optimum ekonomicznego i preferowanie zmniejszania zanieczyszczenia.

Podatek Pigou

Sytuacja przedstawiona na rys. 6 jest nierealna – w rzeczywistości optymalny poziom kosztów zewnętrznych zdarza się rzadko (lub wcale). Niezbędne jest zatem korygowanie poziomu kosztów zewnętrznych. A. Pigou zaproponował wprowadzenie podatku nazywanego „podatkiem Pigou”, którego celem jest internalizacja kosztów zewnętrznych. Oznacza to wliczenie kosztów zewnętrznych w koszty trującego lub, inaczej mówiąc, zasadę, że straty osób postronnych pokrywane są przez trującego (podmiot odpowiedzialny za stratę) w wysokości poniesionej straty⁴⁵.

⁴⁵ Zasada ta nazywana jest zasadą „trujący płaci” – *polluter pays principle*.

3.3.2. Problem kosztów społecznych – stanowisko R. Coase'a

Redefinicja problemu kosztów zewnętrznych

Koszty społeczne dotyczą takich działań gospodarczych, które mają niekorzystny wpływ na innych. Analiza ekonomiczna takiej sytuacji pokazuje rozbieżność między produktem prywatnym i społecznym. Podejście Pigou zakłada internalizację szkód – właściciel przedsiębiorstwa powodującego szkodę innym powinien ponieść odpowiedzialność (w formie rekompensowania strat lub płacenia podatku równego stratom, które powoduje). Stanowisko to skrytykował R. Coase (1972). Dowodzi on, że takie podejście prowadzi do rezultatów, które są niepożądane. Coase nie tyle szuka sposobów internalizacji kosztów zewnętrznych, ile – szerzej – szuka optymalizacji kosztów działań ekonomicznych.

Coase twierdzi, że w obrębie tradycji podatku Pigou problem był niewłaściwie naświetlony. Widziano go mianowicie tak, że jeśli *A* powoduje szkody *B*, to należy nałożyć karę na *A*, tak by zrekompensować straty *B*. W rzeczywistości, twierdzi Coase, rzecz polega na tym, by odpowiedzieć na pytanie – co zrobić, by uniknąć poważniejszych szkód? Dopóki nie wiemy, jakich szkód chcemy uniknąć i jaką korzyść chcemy osiągnąć – proste nałożenie kary na szkodzącego może być nieuzasadnione. Istota rozwiązania sprowadza się do określenia wartości korzyści, które osiągamy podejmując zadanie zmniejszenia (likwidacji) szkód. Coase wydaje się twierdzić, że podejście Pigou jest rodzajem indiosynkrazji, chęcią rewanżu, bez oglądania się na skutki ekonomiczne i społeczne.

Pytanie zatem brzmi: czy opłaca się zabezpieczyć interes poszkodowanego poprzez nałożenie kary na trującego? czyli: czy wartość korzyści uzyskanej w rezultacie nałożonej restrykcji (np. zmiana technologii, mniejsza produkcja) przewyższa wartość strat będących skutkiem restrykcji nałożonej na szkodzącego?

Trujący płaci czy poszkodowany płaci?

Podstawowe tezy podejścia Coase'a są następujące (Turvey 1972):

1. Jeśli podmiot powodujący koszty zewnętrzne (społeczne) oraz podmiot poszkodowany przez ten pierwszy są w stanie i chcą ne-

gocjować dla osiągnięcia wzajemnych korzyści, to interwencja państwa nie jest konieczna dla osiągnięcia optymalnej alokacji zasobów.

2. Narzucenie podatku na podmiot powodujący koszty zewnętrzne jest sprawą bardzo skomplikowaną i zastosowanie *a priori* takiego podatku jest nierozsądne.

Coase porównuje skutki działania systemu, w którym na szkodzącego nałożona jest odpowiedzialność oraz systemu, w którym takiej odpowiedzialności nie ma. Dodatkowo bierze pod uwagę koszty działania systemu cenowego. Wpierw rozpatruje sytuację, gdy system cenowy działa bez kosztów i istnieje odpowiedzialność za powodowane szkody. Jako model służy sytuacja, gdy sąsiadują ze sobą hodowca bydła oraz rolnik uprawiający zboże. Między ich polami nie ma płotu i w efekcie wzrost ilości bydła w stadzie hodowcy powoduje wzrost zniszczeń na polu zbożowym rolnika. Hodowca, zgodnie z założeniem, kompensuje straty rolnika.

Jakie mogą być konsekwencje takiej sytuacji? Jeśli wysokość rekompensaty, którą musi płacić hodowca – przy pewnej wielkości stada – przekroczy koszt budowy płotu, to oczywiście wybuduje on płot. Jeśli rekompensata nie pokrywałaby kosztów strat zboża, to jeśli straty niezrekompensowane przekroczyłyby koszty budowy płotu, to płot wybudowany by został przez rolnika. Jeśli wartość zniszczonego zboża jest tak duża, że zyski ze sprzedaży pozostałej ilości zboża są mniejsze niż koszty uprawy, to dla rolnika bardziej opłacalne będzie pozostawienie ziemi odłogiem. Jeśli koszty uprawy byłyby większe od zysków możliwych do uzyskania ze sprzedaży wyprodukowanego zboża, to rolnik również pozostawi pole odłogiem. Jeśli jednak hodowca płaci rekompensatę za zniszczone zasiewy, to strata rolnika jest mniejsza. Hodowca nie będzie jednak dotował produkcji rolnika w nieskończoność i w efekcie optymalnym rozwiązaniem jest negocjacja ceny pozostawienia ziemi odłogiem. Cena, jaką rolnik może uzyskać, nie może być jednak większa od kosztów budowy płotu.

Jak twierdzi Coase, jeśli powodujący szkody nie ponosi odpowiedzialności, to sytuacja wygląda następująco. Przy założeniu, że mechanizm cenowy działa bez kosztów, alokacja dóbr będzie taka sama jak w poprzednim przypadku. Tym razem to rolnik byłby skłonny

płacić hodowcy, by ten obniżył ilość bydła. Jeśli wartość rekompensaty, którą musiałby płacić rolnik, przekroczy koszt budowy płotu, to rolnik wybuduje płot. Jeśli wartość rekompensaty przekroczyłaby korzyści z produkcji, to dla rolnika bardziej opłacalne będzie pozostawienie ziemi odłogiem.

Można sobie wyobrazić sytuację, że hodowca sztucznie podnosi ilość sztuk bydła, by wymusić większą rekompensatę z tytułu strat. Tak jednak, jak w poprzednim przypadku hodowca nie dotował rolnika, tak i tu – rolnik nie będzie dotował hodowcy. W efekcie negocjacji dojdzie do ustalenia ceny rekompensaty. Oczywiście, rekompensata, jaką może otrzymać hodowca, nie może być większa niż cena wybudowania płotu (też identycznie jak poprzednio).

Coase dowodzi zatem, że w efekcie obu rozwiązań (płaci szkodzący lub płaci poszkodowany) mechanizm alokacyjny daje identyczne skutki. Czyli z punktu widzenia wydajności nie ma znaczenia, kto ponosi odpowiedzialność. Ważne jest jedynie – co podkreśla Coase – by w punkcie wyjścia określona była odpowiedzialność, czy szkodzący płaci, czy też nie płaci. Bez tego określenia nie dojdzie bowiem do negocjacji.

Powyższą tezę obrazuje Coase przykładem przypadku prawnego rozstrzygniętego przez sąd angielski. Przedsiębiorca produkujący słodycze korzystał od lat z pewnych maszyn powodujących hałas. W pobliżu sprowadził się lekarz, który po ośmiu latach zamieszkiwania zbudował izbę przyjęć w ogrodzie, w pobliżu budynków przedsiębiorcy. Okazało się, że hałas maszyn przeszkadza lekarzowi w prowadzeniu praktyki. Sąd uznał, że przedsiębiorca narusza prawa lekarza i przyznał lekarzowi prawo do zakazania przedsiębiorcy używania maszyn.

Ta decyzja otwiera pole do negocjacji. Jeśli przedsiębiorca wyraziłby wolę zapłaty wyższej niż straty, jakie poniósłby lekarz, to lekarz byłby skłonny porzucić praktykę. Z kolei rekompensata oferowana przez przedsiębiorcę nie byłaby większa niż koszt budowy ściany tłumiącej hałas. Gdyby sąd przyznał rację przedsiębiorcy, to lekarz byłby mu skłonny zapłacić za przerwanie produkcji. Gdyby oferowana kwota była odpowiednio wysoka, to przedsiębiorca zaprzestąłby produkcji. Oferowana rekompensata byłaby jednak mniejsza niż koszt budowy ściany – tym razem przez lekarza.

W świetle powyższych rozważań nie ma znaczenia, która z dwóch zasad przyjęta jest jako rozstrzygająca – zasada trujący płaci, czy też poszkodowany płaci. Ostatecznie dochodzi do negocjacji prowadzących do optymalnej alokacji zasobów.

Trudności z mechanizmem dobrowolnych negocjacji

Nietrudno zauważyć, że pokazany wyżej model jest odległy od rzeczywistych sytuacji. Coase przyznaje, że założenie o bezkosztowym działaniu mechanizmu cenowego (który pozwala negocjować i doprowadzić do optymalnego rozwiązania) jest nierealistyczne. Informowanie wzajemne stron, prowadzenie negocjacji, przygotowywanie kontraktu, kontrolowanie przestrzegania ustaleń – wszystko to oznacza konieczność poniesienia dodatkowych kosztów. Koszty te są na tyle duże – powiada Coase – że wiele możliwych transakcji nie dochodzi do skutku, gdyż są za drogie. Aby do transakcji doszło, korzyści z ponownego ustalenia wzajemnych należności muszą być wyższe od kosztów tych operacji.

W efekcie, oprócz transakcji opartych na korzyściach rynkowych, w praktyce istnieją jeszcze dwie inne metody rozstrzygnięcia o alokacji zasobów w sytuacji, gdy koszty działalności przenoszą się na otoczenie. Chodzi mianowicie o decyzje podejmowane wewnątrz firm, w sposób administracyjny oraz o decyzje podejmowane przez agendy rządowe. Jeśli kontrakt jest trudny w negocjacji, dotyczyć musiałby dłuższego okresu lub wielu podmiotów – są to metody tańsze. Coase zwraca uwagę na fakt, że jeśli koszty dochodzenia do porozumienia są wysokie, to wówczas metody administracyjne – np. decyzja sądu – mogą mieć negatywne (lub pozytywne) implikacje ekonomiczne. Coase przytacza przykład prawa brytyjskiego, mówiącego, że linia kolejowa ponosi odpowiedzialność za pożary spowodowane przez iskry wydostające się z parowozu. Porównajmy dwie możliwości:

- 1) linia kolejowa ponosi odpowiedzialność (szkodzący płaci) oraz
- 2) linia kolejowa nie ponosi odpowiedzialności (poszkodowany płaci).

Przyjęcie jednej z nich prowadzi do poważnych skutków ekonomicznych. Odpowiedzialność linii kolejowej może prowadzić do ko-

nieczności ograniczenia liczby kursujących pociągów (zamknięcia linii). „Sytuacja, gdzie występuje nieskompensowana szkoda wyrządzona otaczającym lasom przez iskry z parowozu, nie jest koniecznie niepożądana” – pisze Coase wskazując tym samym, że ekonomicznie korzystniejsza może być sytuacja, gdy „poszkodowany płaci”. Wniosek powyższy kłóci się z fundamentalnym założeniem Pigou mówiącym, że szkodzący powinien ponosić konsekwencje szkód, które powoduje.

Jak uzyskać optymalny poziom emisji zanieczyszczeń?

Istnienie kosztów zewnętrznych powoduje, że społecznie optymalny poziom produkcji (i emisji) nie odpowiada optimum prywatnego przedsiębiorstwa. Przedsiębiorstwo będzie starało się maksymalizować zysk, co prowadzi do zwiększania poziomu produkcji do momentu, gdy krańcowy koszt produkcji zrówna się z ceną rynkową produktu, co stanowi optimum przedsiębiorstwa. Optimum społeczne różni się od optimum przedsiębiorstw i odpowiada sytuacji, gdy stosunek ogólnych kosztów do zysku przedsięwzięcia będzie najmniejszy. W związku z tym pojawia się pytanie, jak osiągnąć stan społecznego optimum. Coase sugeruje, że dojście do takiego stanu może dokonać się automatycznie, poprzez negocjacyjne uzgodnienie wzajemnych zobowiązań zainteresowanych stron. Kwestia, która została przy tej okazji podniesiona, to zagadnienie prawa własności w odniesieniu do środowiska.

Prawo własności odnosi się do użytkowania dobra (zasobu). Po pierwsze, środowisko traktowane jako dobro w sensie prawnym może stanowić własność prywatną lub publiczną (komunalną). Prawo to nie ma jednak charakteru absolutnego. Użytkowanie dobra jest ograniczone prawami ogólniejszymi. Prawo do używania ziemi nie oznacza, że można siać wszystko (polskie prawo zabrania na przykład uprawy maku). Po drugie, jak pisze T. Żylicz (1989, s. 99), koncepcja Coase'a zakłada symetrię praw własności środowiska. Prawo do korzystania ze środowiska oznacza prawo wprowadzania w nim zmian. Skoro zatem można ze środowiska skorzystać, to znaczy, że jest się właścicielem tego dobra. *De facto* oznacza to przyznanie prawa

własności szkodzącemu. Na mocy twierdzenia Coase'a nie ma jednak znaczenia, czy prawo własności przysługuje poszkodowanemu (który będzie się domagał rekompensaty za straty), czy też przysługuje szkodzącemu (wówczas poszkodowany „przekupuje” przedsiębiorstwo, by obniżyło szkodliwą emisję). W obu sytuacjach dochodzi do negocjacji prowadzących nieuchronnie do ustalenia takiego poziomu produkcji, który zapewni optimum społeczne kosztów zewnętrznych. Choć „sugerowanie poszkodowanym, aby spróbowali płacić swoim winowajcom za powstrzymanie się od powodowania szkód, zakrawa na kpinę” (Żylicz 1989), to jednak Coase w elegancki sposób dowodzi prawdziwości takiej (cynicznej) konstatacji.

Zastrzeżenia wobec twierdzenia Coase'a

Nasuwający się na podstawie rozważań Coase'a wnioski, że należałoby zrezygnować z wszelkich regulacji w dziedzinie ochrony środowiska i czekać na samoregulację, nie znajduje jednak pokrycia w rzeczywistości⁴⁶. Dzieje się tak z wielu powodów. Pearce i Turner (1990) podsumowując zarzuty stawiane wobec twierdzenia Coase'a zwracają uwagę na:

- 1) rodzaj konkurencji,
- 2) koszty transakcji,
- 3) kłopoty z identyfikacją stron konfliktu,
- 4) kłopoty z dobrami wspólnymi,
- 5) możliwości szantażowania strony przeciwnej.

Rodzaj konkurencji. Twierdzenie Coase'a jest prawdziwe w odniesieniu do sytuacji konkurencji doskonałej. Realne rynki odbiegają od doskonałości i cechuje je mniejszy lub większy poziom monopolizacji. W efekcie, dla przedsiębiorstwa krzywa popytu przebiega powyżej krańcowej krzywej zysku, co powoduje, że logika działania przedsiębiorstwa „wykrzywia” transakcje i nie dojdzie do ustalenia optymalnego z punktu widzenia kosztów społecznych poziomu produkcji, lecz do przekroczenia tego poziomu. Optymalny poziom kosztów zewnętrznych w przypadku konkurencji niedoskonałej ma

⁴⁶ Z tego sam R. Coase zdawał sobie sprawę, jak już wyżej wspomniano.

miejsce, gdy zsumujemy interes przedsiębiorstwa oraz interes konsumentów. Wówczas przedsiębiorstwo oraz konsumenci stanowią jedną stronę konfliktu (drugą stanowią poszkodowani). Negocjować z poszkodowanymi powinna koalicja przedsiębiorstwo – konsumenci, co jest bardzo trudne do przeprowadzenia.

Koszty transakcji. Na znaczenie kosztów transakcji zwrócił już uwagę sam Coase. Pisze on (1972, s. 111), że do transakcji dojdzie w sytuacji, gdy koszty tej operacji nie przewyższą korzyści stron. Formą organizacji ekonomicznej mogącą prowadzić do większej efektywności niż wymiana rynkowa jest przedsiębiorstwo. Wewnątrz przedsiębiorstwa transakcje między indywidualnymi czynnikami produkcji są wyeliminowane i odbywają się na drodze decyzji administracyjnych. Właściciel dużego obszaru ziemi oraz nieruchomości może zdecydować o takim działaniu, bez pozostawiania miejsca na transakcje. Nie znaczy to – pisze Coase – że koszty działania administracji muszą koniecznie być niższe od kosztów transakcji, lecz w pewnych przypadkach może się to okazać działaniem efektywnym. Kiedy koszty przygotowania kontraktu są bardzo duże – wówczas administracja może okazać się bardziej wydajna.

Inny sposób, podany przez Coase'a, to bezpośrednie regulacje rządowe. W tym przypadku rząd jest rodzajem superfirmy, która używa administracji do podejmowania decyzji wewnętrznych. Oczywiście zagrożenie, które się tu pojawia, polega na tym, że przedsiębiorstwa działają na konkurencyjnych rynkach, dla rządu zaś nie ma konkurencji. Koszty rządowej maszynierii administracyjnej nie zawsze muszą być niższe od kosztów rozwiązań proponowanych przez transakcje rynkowe, jednak gdy w sprawę zaangażowanych jest wielu ludzi, regulacje rządowe mogą oferować stosunkowo najefektywniejsze rozwiązanie.

Pearce i Turner zwracają uwagę (1990, s. 74–75) na fakt, że kosztami transakcji może łatwo być obciążona strona, która nie posiada praw własności. Koszty te stanowią realne obciążenie jednej strony i prowadzą do „wykrzywienia” rezultatów lub do zaniechania ich prowadzenia. Jeśli przez T oznaczymy koszty transakcji, przez B – korzyść uzyskaną w wyniku transakcji przez stronę ponoszącą koszty transakcji, zaś G – koszty interwencji rządowej, to:

- jeśli $T < B$, to transakcja może się odbyć;
- jeśli $T > B$, to transakcja nie dojdzie do skutku, lecz inne regulacje mogą mieć miejsce;
- jeśli $T > G < B$, to regulacje rządowe mogą wystąpić i będą one efektywne.

Istnienie kosztów transakcji każe zwrócić uwagę na dwa istotne fakty związane z występowaniem kosztów zewnętrznych. Po pierwsze, samo ich istnienie nie dowodzi jeszcze, że należy podjąć jakieś działania na gruncie efektywności ekonomicznej. Pamiętać należy, że możemy obserwować taki poziom zanieczyszczeń, który jest nieistotny z punktu widzenia optimum Paretońskiego. Po drugie, istnienie wysokich kosztów transakcji może wyjaśniać obecność regulacji rządowych. Przy dużym odchyleniu od optimum Paretońskiego oraz jednoczesnych wysokich kosztach transakcji, regulacje rządowe mogą być relatywnie najtańsze i prowadzić do optymalizacji.

Kłopoty z identyfikacją stron konfliktu. Nawet jeśli koszty transakcji są niższe od korzyści uzyskiwanych w ich wyniku, to transakcja może mimo wszystko nie dojść do skutku. Szkodzący, zwłaszcza przedsiębiorstwa, mogą działać od wielu lat, wywierając negatywny wpływ na wielu ludzi, z których część może zmienić miejsce zamieszkania, umrzeć itd. W najlepszym wypadku, pewna grupa może stać się stroną działającą w imieniu innych ludzi (także przyszłych generacji).

R. Turvey (1972) podkreśla warunki interwencji państwa. Zwraca uwagę, że gdy jedna ze stron stanowi zbyt liczną grupę ludzi, by podjąć negocjacje, to należy dokonać wyboru w imieniu grup – wyboru społecznego. To jednak oznacza, że państwo (jako jednostka odpowiedzialna za taki wybór) musi podjąć taką decyzję, która:

- nie będzie miała niepożądanego wpływu na rozkład dochodu,
- będzie prowadziła do optymalnego rozwiązania przy kosztach operacji mniejszych od oczekiwanego zysku.

Warunki te mogą być trudne do spełnienia ze względu na konieczność oszacowania skutków poszczególnych rozwiązań.

Inny rodzaj trudności pojawia się w przypadku dóbr wolnych. Skoro nikt nie jest ich właścicielem, to nie jest jasne, kto mógłby negocjować, na jakich warunkach i z kim. Poza tym trudno zorientować

się, kto jest trującym, a kto poszkodowanym. Poszkodowani mogą być nieświadomi, skąd pochodzi zanieczyszczenie, lub wręcz, że w ogóle zanieczyszczenie ma miejsce. Jest to częsta sytuacja w przypadku zanieczyszczeń wody i powietrza. W rezultacie, piszą Pearce i Turner (1990, s. 76), koszty informowania poszkodowanych stanowić powinny część kosztów transakcji.

Kłopoty z dobrami wspólnymi. Prawo własności dotyczy dóbr prywatnych lub wspólnych. W przypadku dóbr wspólnych, każdy z uczestników wyraża zgodę na pewne ograniczenie używania dobra, po to, by służyło ono całości wspólnoty w dłuższej perspektywie. Problem wyłania się w momencie, gdy rozważamy zapewnienie każdego z członków wspólnoty, że pozostali przyjmą podobną – wspólnotową strategię postępowania, nie zaś egoistyczną⁴⁷. Z punktu widzenia dążenia do osiągnięcia optymalnego poziomu kosztów zewnętrznych, w przypadku dóbr wspólnych ważne jest to, że każdy z uczestników jest zarówno szkodzącym (czy – inaczej mówiąc – użytkownikiem dobra), jak i poszkodowanym. Stąd negocjacja służąca osiągnięciu optimum odbywa się „wewnątrz” tych samych osób. Każdy z członków wspólnoty waży swoje indywidualne koszty i korzyści. Krzywe krańcowego zysku prywatnego oraz krańcowego kosztu zewnętrznego odnoszą się do tej samej strony negocjacji.

Możliwości szantażowania strony przeciwnej. Założywszy zasadę „poszkodowany płaci”, przedsiębiorstwo planujące nową inwestycję jest zainteresowane w maksymalizacji szkodliwości takiej inwestycji. Poszkodowani są wtedy – zgodnie z twierdzeniem Coase’a – skłonni płacić więcej (wobec większego zagrożenia). Poza tym, inni przedsiębiorcy będą skłonni lokować swoje szkodliwe inwestycje w miejscach, gdzie mogą liczyć na finansowe zachęty do ograniczania generowanych szkód. W rzeczy samej, w niektórych krajach można otrzymać rządowe dotacje za powstrzymanie się od pewnych działań (zwłaszcza w rolnictwie).

Dodatkowo, w istniejących fabrykach nie opłaca się szukać sposobów eliminacji kosztów zewnętrznych. Skuteczniejszą strategią jest

⁴⁷ Jest to problematyka logiki działań zbiorowych, którą analizował M. Olson (1965).

wskazywanie na niemożność poprawy sytuacji, co prowadzi do lepszej pozycji przetargowej w negocjacjach z poszkodowanymi.

Oprócz tendencji przedsiębiorstw do tworzenia „nadwyżki” szkód, ten sam mechanizm pojawi się u poszkodowanych, którzy szukać będą sposobów „bycia poszkodowanym” po to, by uzyskać odszkodowanie. T. Żylicz (1989, s. 100–101) pisze, że w USA w ślad za rosnącymi nakładami na ochronę przeciwpowodziową z roku na rok rosły straty powodziowe. Zasada kompensowania szkód powodowała, że opłacało się lokować inwestycje w miejscach zagrożonych, bo wiadomo było, że szkody i tak zostaną spłacone.

Oba niebezpieczeństwa, jakie wyłaniają się jako konsekwencje rozważań Coase’a, doprowadziły do sformułowania koncepcji „optymalnego niezrekompensowania” (Żylicz 1989, s. 101). Zgodnie z nią ochrona środowiska jest najskuteczniejsza i najtańsza, gdy do działań motywowani są zarówno szkodzący, jak i poszkodowani.

Zatem, rozważania Coase’a nie stanowią ostatecznie wezwania do odejścia od regulacji (podatku Pigou). Wskazuje on z jednej strony na to, że nie zawsze nakładanie podatku rekompensującego szkodę jest wskazane. Jednak pokazuje też, że pozostawienie problemu bez regulacji może być rozwiązaniem nazbyt pochopnym. Decyzje o regulacjach i rekompensowaniu muszą być podejmowane ze świadomością istnienia kosztów dodatkowych (np. kosztów transakcyjnych).

3.4. Kryteria decyzyjne przy rozwiązywaniu problemów ekologicznych

Decyzje podejmowane w ramach polityki ekologicznej mają za zadanie likwidowanie problemów ekologicznych. Poszczególne instrumenty i narzędzia mogą być stosowane niezależnie lub łącznie. Co więcej, poczynania te mogą prowokować dalsze problemy. Rodzi to pytanie o ich skuteczność i o kryteria decyzyjne w odniesieniu do rozwiązywania problemów ekologicznych.

3.4.1. Dylematy polityki ekologicznej

O działaniach mających na celu rozwiązywanie problemów ekologicznych można mówić w trzech kontekstach. Po pierwsze, zniszczenie środowiska jest wynikiem aktywności ludzkiej – przede wszystkim gospodarczej. Działania ochronne mają prowadzić do zmniejszenia obciążeń środowiska z tytułu tej działalności („zmniejszenia antropopresji”, „zmniejszenia presji antropogenicznej”). Inaczej mówiąc, chodzi o odzyskanie pewnego stanu utraconego (traconego) – czyli równowagi ekologicznej. Oczywiście poziom docelowy zakłada pewną – również społeczną – definicję. Za zmniejszeniem obciążeń środowiska idzie aspekt zdrowotny – poprawa stanu środowiska owocuje mniejszymi zagrożeniami dla zdrowia ludzi (por. Żylicz 1996, s. 183).

Po drugie, podejmowanie działań w dziedzinie ochrony środowiska odbywa się w sytuacji nadwyżki potrzeb nad możliwościami ich realizacji. Z potrzebami tej sfery konkurują dodatkowo problemy innych obszarów życia społecznego i gospodarki – bezrobocie, przestępczość itd. Optymalizację działań ekologicznych należy widzieć na szerszym tle potrzeb społecznych. Poza tym, dane dobro środowiskowe może służyć różnym celom. W tym też kontekście J. Semkow przywołuje (1989) „koncepcję alternatywnych zastosowań” wskazując, że dana decyzja ochronna wiąże się zawsze z decyzją o porzuceniu wyboru alternatywnego.

Po trzecie, optymalizacja działań w dziedzinie ochrony środowiska każe brać po uwagę koszty osiągania celów ekologicznych. Działania restauracyjne stosowane w celu odzyskiwania równowagi ekologicznej mogą być mniej lub bardziej wydajne. Jeśli poprawa stanu danego ekosystemu mogła być osiągnięta tańszym sposobem, to można mówić o względnej stracie spowodowanej nieefektywnym działaniem (oprócz uzyskanej dla środowiska korzyści). Literatura ekonomiczna widzi w takiej sytuacji „koszty utraconych możliwości” (*opportunity costs*). Powyższe powody wskazują na wagę oceny wydajności działań w dziedzinie ochrony środowiska.

W odniesieniu do każdego z wymienionych powyżej dylematów niezbędne jest podjęcie rozstrzygnięć. Zdefiniowany problem ekolo-

giczny zakłada adresata żądań, który musi przyjąć pewne kryteria w odniesieniu do wymienionych obszarów. Mówiąc o kryteriach pozwalających oceniać działania w dziedzinie ochrony środowiska warto zwrócić uwagę na to, że możliwe jest pozostawienie spraw bez podejmowania jakichkolwiek działań. Decyzja o zaniechaniu jest wyborem „wariantu zerowego” (Janikowski 1993, s. 5–10)⁴⁸. Nie w każdym przypadku „podmiot odpowiedzialny” (adresat żądań) podejmuje działania. Przy czym, wybór wariantu zerowego nie musi być spowodowany wyłącznie „słabością żądań” czy brakiem środków (choć obie sytuacje oczywiście zdarzają się).

Problemy ekologiczne należą do zagadnień złożonych. Podejmowanie decyzji wiąże się z wzięciem pod uwagę różnych aspektów środowiska: biologicznego, fizycznego, energetycznego, chemicznego, ekonomicznego, kulturalnego itd. Dodatkowo wchodzi tu w grę problemy środowiska jako dobra wspólnego i problem, na ile administracja ma obowiązek zapewnienia mieszkańcom dostępu do dóbr środowiskowych oraz jakości tych dóbr (Seneca i Taussig 1979).

3.4.2. Rozwój zrównoważony (ekorozwój)

Propozycja, która może być traktowana jako pozytywne przezwyciężenie wspomnianych powyżej dylematów, jest idea rozwoju zrównoważonego ekorozwoju (*sustainable development*). W raporcie Światowej Komisji Środowiska i Rozwoju, tzw. raporcie Brundtland, rozwój zrównoważony rozumiany jest jako taki, który zaspokaja potrzeby współczesności nie ryzykując przy tym, że przyszłe pokolenia nie będą mogły zaspokajać swoich potrzeb.

⁴⁸ Choć stanowisko takie może wydać się dość oczywiste, to jednak wymaga zaakcentowania z dwóch powodów. Po pierwsze, zdarza się, że zarówno zwolennicy działań ochronnych, jak i zwolennicy rozwoju gospodarczego „bez oglądania się na niejasne koszty środowiskowe” często stawiają sprawy bezalternatywnie, na przykład: „Należy zaprzestać budowy elektrowni atomowych” lub „Trzeba dokończyć budowę tamy na Dunajcu”. Obie wypowiedzi negują możliwość rozwiązania alternatywnego. W sytuacji publicznej dyskusji erystyczny argument: „nie ma innego wyjścia” przesłania czasem fakt, że zawsze jest przynajmniej jedno inne wyjście (a najczęściej jest ich wiele).

Idea rozwoju zrównoważonego zyskała dużą popularność. Od czasów opublikowania raportu Brundtland cytowana jest i komentowana często i w różnych kontekstach. Kluczowe w tej idei są trzy elementy (Pearce *et al.* 1989):

1. Środowisko rozumiane jest jako wartość. Wartościowe są zarówno zurbanizowane środowiska życia ludzi, środowiska kulturowe, jak i naturalne środowisko. W stosunku do klasycznego pojęcia rozwoju, gdzie zwraca się uwagę na takie cele, jak wzrost płac realnych czy wzrost poziomu technicznego wyposażenia ludzi, rozwój zrównoważony kładzie nacisk na wartość środowiska naturalnego. Staje się ono elementem szerszej jakości życia.
2. Rozwój zrównoważony zakłada rozciągnięcie horyzontu czasowego poza krótko- czy średnioterminowy. Bierze się tu pod uwagę interesy przyszłych generacji – „wnuków”. Jest to znaczna różnica względem klasycznego pojęcia rozwoju, gdzie kierowano się perspektywą manifestów politycznych o zasięgu czasowym w granicach 4–10 lat.
3. W pojęciu rozwoju zrównoważonego mieści się pojęcie sprawiedliwości (*equity*), rozumiane zarówno w odniesieniu do różnych grup społecznych i różnych krajów (walka z głodem w krajach Trzeciego Świata), jak i w odniesieniu do przyszłych generacji (sprawiedliwość międzygeneracyjna).

Idea rozwoju zrównoważonego zakłada wizję dobrego i sprawiedliwego społeczeństwa, która jednakże – i jest to znaczące *novum* – każe zachować dbałość o dobrobyt przyszłych pokoleń. Chodzi tu zwłaszcza o te zasoby środowiskowe, które mogą ulec wyczerpaniu. Dodatkowo, zwraca się uwagę, że rozwój niezrównoważony może przynieść bieżące korzyści (na przykład wzrost dochodu narodowego), lecz koszty będą musiały być ponoszone później. Dzieje się tak, jeśli degradacja środowiska spowodowana aktualnym rozwojem wymagać będzie późniejszych inwestycji – i nakłady te zostaną przerzucane na przyszłe pokolenia. Idea rozwoju zrównoważonego nakazuje brać takie koszty pod uwagę.

Jednym z kluczowych zagadnień rozwoju zrównoważonego jest potrzeba określenia wartości środowiska. Korzyści uzyskiwane za pomocą dóbr środowiskowych często można otrzymać za darmo. Nie mają one ceny, ponieważ nie istnieje rynek, który takie ceny był-

by w stanie ustalić. Przykładowo: wartość estetyczna krajobrazu, ochrona przeciwpowodziowa, jaką zapewniają mokradła i bagna, nie są wymienne na rynku. Zerowa cena skutkuje nadmiernym popytem (zgodnie z elementarną teorią popytu i podaży). Zatem, aby uniknąć nadużywania dóbr środowiskowych („tragedii dóbr wspólnych”), należy ustalić cenę tych dóbr w taki sposób, by korzyści płynące z korzystania z tych dóbr miały swoją cenę.

3.5. Ocena kosztów i korzyści

Skutki środowiskowe działań ludzkich (zarówno niszczące, jak i ochronne) można oceniać w wielu wymiarach. Istnieje wiele metod wykorzystywanych do podejmowania decyzji w odniesieniu do rozwiązywania problemów ekologicznych. Jedną z podstawowych metod, szeroko stosowaną, jest analiza kosztów i korzyści (CBA – *Cost Benefit Analysis*)⁴⁹. Jest to metoda analizy informacji na temat ekonomicznych i społecznych korzyści i kosztów będących skutkiem pewnych decyzji ochronnych.

W analizie kosztów i korzyści (danego projektu czy też utrzymania stanu istniejącego) wyróżnić można kilka podstawowych kroków (Bojő *et al.* 1992):

1. Wybór kryteriów oceny. Zbieranie danych do analizy odbywa się w celu podjęcia właściwej decyzji. Cele środowiskowe nie są jedyne, które bierze się pod uwagę. W grę mogą wchodzić też inne cele – przykładowo: zapewnienie wzrostu konsumpcji, realizacja „sprawiedliwości społecznej”, zmniejszenie bezrobocia, samowystarczalność gospodarki kraju itp. Wymienione kryteria mogą zostać włączone w obręb analizy kosztów i korzyści.
2. Identyfikacja kosztów i korzyści. Należy zlokalizować wszystkie czynniki, które ulegną zmianie po podjęciu danej decyzji.
3. Ilościowa analiza kosztów i korzyści. Ten etap polega na zbadaniu konsekwencji danego stanu rzeczy w jednostkach „obiektywnych”. Poziom wiedzy nie pozwala zwykle na dokładne analizy.

⁴⁹ Istnieje szereg innych „ram decyzyjnych” – por. OECD 1989.

Można jednak oszacować poziom niepewności związanej z podjęciem danej decyzji.

4. Ocena (waloryzacja – *valuation*) kosztów i korzyści. Ten krok polega na zastosowaniu do oceny efektów działań miernika „ceny społecznej”. Niekiedy efekty są łatwo mierzalne pieniężnie (w przypadku dóbr rynkowych). Gdy dobra nie są wymienne na rynku, ich cena wynika z badania gotowości płacenia za korzyści wyrażonej przez zainteresowanych. Na przykład cena wody mineralnej w butelkach może być wskaźnikiem gotowości płacenia za czystą wodę do picia. Gdy podaż dóbr jest silnie regulowana, gotowość płacenia może różnić się silnie od wyznaczonej ceny pieniężnej. W przypadku dóbr środowiskowych sytuacja taka wystąpić może, przykładowo, gdy dostęp do parku narodowego jest ograniczony i turyści gotowi są zapłacić więcej, niż wynosi cena oficjalnego biletu wejściowego⁵⁰. „Czarny rynek” dóbr środowiskowych wskazuje różnicę między gotowością płacenia oraz uwarunkowaną politycznie (detailed) ceną danego dobra. Kolejnym krokiem jest oszacowanie stopy procentowej. Istnieją trzy metody. Po pierwsze, analizuje się korzyści finansowe płynące z danej inwestycji w relacji do inwestycji alternatywnych. Po drugie, można analizować korzyści w odniesieniu do aktualnych preferencji konsumentów. Po trzecie, przyjmuje się taką stopę, która pozwala uniknąć „niecierpliwości” konsumentów, pragnących szybkich korzyści. Taka stopa jest wówczas ustalona „politycznie”.
5. Wyznaczenie horyzontu czasowego. W zasadzie, za podstawę powinna być wzięta nieskończona perspektywa czasowa. W praktyce bierze się pod uwagę horyzont 20, 30 lub 50 lat, ponieważ skutki projektu są coraz mniejsze po pewnym czasie. Wybór dystansu czasowego ma związek ze stopą procentową. Im wyższa jest stopa procentowa, tym niższa jest waga przywiązywana do skutków długoterminowych.
6. Ocena skali niepewności i ryzyka. W ramach analizy kosztów i korzyści nie dąży się do uniknięcia niepewności i ryzyka a jedynie pokazuje korzyści możliwe do osiągnięcia przy różnych założeniach.

⁵⁰ Choćby w przypadku kolejek linowych w górach.

niach, opartych na najlepszych z możliwych informacjach. Niepewności są szacowane i brane pod uwagę w analizach.

7. Ostatnim krokiem analizy kosztów i korzyści są konkluzje wytyczające politykę i konkretne decyzje.

Analiza kosztów i korzyści jest narzędziem pomagającym w podejmowaniu decyzji. Nie jest to jednak narzędzie wyłącznie techniczne – aksjologicznie neutralne. Zastrzeżenie to dotyczy głównie problemu wyboru kryteriów. W praktyce stosunkowo często podstawowym (jedynym) kryterium jest oparta na kryterium ekonomicznym ocena ekonomiczna kosztów i korzyści. Jest to podejście szeroko omawiane i promowane (por. OECD 1991).

Kryterium ekonomiczne

Jednym z kryteriów przy podejmowaniu decyzji w dziedzinie ochrony środowiska jest kryterium ekonomiczne. Przyjęcie tego kryterium oznacza – w sensie generalnym – po pierwsze „ekologizację ekonomii” (Kośmicki 1986; Sejak 1994; Jankowska-Kłapkowska 1985), czyli uwzględnianie aspektu środowiskowego przy decyzjach ekonomicznych. Z drugiej strony, efektywność w dziedzinie ochrony środowiska wymaga „ekonomizacji” działań ekologicznych (Semkow 1989; Żylicz 1989), czyli uwzględniania rachunku ekonomicznego przy podejmowaniu działań ochronnych w tej sferze. Oba te podejścia składają się na – jak bardziej ogólnie mówią niektórzy autorzy – racjonalizację działań w dziedzinie ochrony środowiska czy też ich optymalizację. To ostatnie sformułowanie zakłada dążenie nie tyle do minimalizacji zniszczenia środowiska, ile do optymalizacji zniszczenia środowiska z punktu widzenia efektywności ekonomicznej (Bojō *et al.* 1992). W ostateczności chodzi o zagadnienie kryterium wydajności ekonomicznej, co oznacza, że za pożądaną decyzję (najbardziej wydajną) uchodzi taka, która prowadzi do spełnienia warunku optimum Pareto⁵¹.

⁵¹ Z sytuacją, gdy spełniony jest warunek optimum Pareto, mamy do czynienia wtedy, gdy niemożliwe jest powiększenie dobrobytu jednostki bez jednoczesnego pomniejszenia dobrobytu kogoś innego. Dobrobyt jest tu rozumiany najszerzej – nie tylko w sposób materialny. W przypadku decyzji w dziedzinie ochrony środowiska wzrost dobrobytu oznacza, że polepszenie jakości środowiska powiększa dobrobyt.

Dla K. Leszczyńskiego kryterium ekonomiczne stanowi podstawowy czynnik decyzyjny (1985, s. 95–96). Każę on nakłady na ochronę środowiska naturalnego przed zanieczyszczeniem „oceniać nie tylko w aspekcie osiągania celu społecznego (normy) i ekologicznego, lecz także w aspekcie przynieszonego przez te nakłady efektu ekonomicznego (równego unikniętym stratom gospodarczym)”. Autor ten uważa kryterium ekonomiczne za najważniejsze i postuluje wprowadzenie regulacji, które spowodują, że zysk przedsiębiorstwa będzie maksymalny wówczas, gdy będzie ono chroniło środowisko. Wariant zapewniający maksymalny zysk ekonomiczny netto jest wariantem najbardziej optymalnym. Zysk ekonomiczny stanowi różnicę oszczędności spowodowanych wyborem danego wariantu (w stosunku do sytuacji, gdyby tego wariantu nie zastosowano) oraz nakładów. Rachunek ekonomiczny stanowi tu jedyne kryterium wyboru. Zarówno kryterium zdrowotne (pozytywne skutki zdrowotne będące efektem danego przedsięwzięcia), sozologiczne, ekologiczne, jak i inne są przekładalne na kryterium ekonomiczne. Przyjmowanie innych kryteriów skutkuje nieuchronnie arbitralnością (subiektywnością), co z kolei prowadzi do nieefektywności przedsięwzięć (Leszczyński 1985, s. 116–118).

Stosowanie kryterium ekonomicznego napotyka jednak zasadnicze kłopoty związane z określeniem wartości dóbr środowiskowych.

3.6. Wartość środowiska

3.6.1. Cele oceny⁵² wartości środowiska

Ocena wartości danego dobra środowiskowego pozwala podejmować zoptymalizowane decyzje, zwłaszcza w tych przypadkach, gdy efekty nie są widoczne od razu. Jak pisze S. Kozłowski (za: Prandecka 1991), jeśli dobro nie ma wartości, to nie można go chronić. W szerszym zatem sensie, ocena jakości środowiska jest niezbędną, by

⁵² Ekonomiści mówią raczej o wycenie. Termin „ocena” ma szersze znaczenie i w kontekście wywodu wydaje się właściwszy.

wskazać cele polityki ekologicznej. Co więcej, ocena wartości środowiska pozwala dostarczyć dowodu racjonalności poczynań zmierzających do polepszenia stanu środowiska. Na podstawie oceny wartości środowiska decydent dysponuje „obiektywnym”, bo opartym na pomiarze, dowodem słuszności podjętych decyzji. Jest to kwestia kluczowa z punktu widzenia praktyki.

Ocena jakości środowiska służy jednak także innym celom, o których warto wspomnieć (Sejak 1994; Pearce i Turner 1990; Tivy i O'Hare 1981):

- 1) pozwala określić ilość dostępnych w danym momencie zasobów;
- 2) pozwala ustalić optymalny poziom użytkowania dóbr środowiskowych;
- 3) służy celom naukowym;
- 4) pozwala na tworzenie baz danych;
- 5) służy pomocą w tworzeniu standardów.

3.6.2. Wartości w odniesieniu do środowiska

Wartość dóbr środowiskowych można ujmować w jednostkach fizycznych. Chodzi o wartości biologiczne (znaczenie w łańcuchu pokarmowym), ekologiczne (niezbędność dla stabilności ekosystemu oraz zapewnienia zróżnicowania biologicznego), zasoby naturalne. Jest to podejście przydatne jedynie w przypadku dóbr i bogactw odnawialnych i nie znajduje zastosowania w przypadku bogactw nieodnawialnych. W tym drugim przypadku podanie wielkości fizycznej niewiele mówi.

Co więcej, w ramach prezentowanej w niniejszej pracy koncepcji, wartość środowiska wynika z ludzkich preferencji. Fizyczna obecność danego elementu środowiska nabiera wartości przez swoje znaczenie społeczne. Podobnie strata daje się stwierdzić poprzez stan deprywacji społecznej.

Zakładając podstawową rolę ludzkich preferencji, można wyróżnić ekocentryczne i antropocentryczne podejście do wartościowania jakości środowiska. W ramach stanowiska antropocentrycznego zakłada się, że środowisko ma wartość „obiektywną” i wymienną – da-

je się zmierzyć oraz porównać z innymi dobrami. Przykładowo, w ekonomii przez wartość rozumie się zwykle wartość pieniężną wyrażoną poprzez preferencje konsumentów. Takie rozumienie nie podejmuje problemu „wartości wewnętrznych” (*intrinsic values*). Wartość jest wyrażona w formie indywidualnej gotowości zapłaty za poprawę jakości środowiska (danego dobra środowiskowego) lub gotowości przyjęcia rekompensaty za utratę jakości środowiska.

Drugie stanowisko zakłada, że istnieją dobra niewymierne, np.: obowiązek, miłość, dotrzymanie obietnic. Zgodnie z takim stanowiskiem, środowisko należy do tego typu dóbr. Stanowisko ekocentryczne zakłada, że środowisko ma wewnętrzną (samoistną) wartość, nieporównywalną z innymi dobrami. Przykładem (Tivy i O'Hare 1981) może być wartość kulturowa, ze względu na symbole, wartość turystyczną (chodzi o wartości estetyczne środowiska – nie zaś o wartość dla „przemysłu turystycznego”), wartość naukowa (możliwość prac badawczych o dalekosiężnym znaczeniu, zwłaszcza nad rzadkimi gatunkami).

Spotkać można stanowiska pośrednie względem dwóch wymienionych powyżej. Przykładowo, B. Prandecka (1991, s. 34) pisze, że „nie ma potrzeby (i nie ma możliwości) wyceny w wartościach ekonomicznych wszystkich elementów środowiska przyrodniczego”. Oprócz takich dóbr, które dają się wycenić w jednostkach pieniężnych, istnieją – według autorki – także dobra bezcenne.

3.6.3. Mierniki wartości środowiska

W odniesieniu do decyzji mających na celu rozwiązywanie problemów środowiskowych, podejmowane są próby wyrażania kosztów i korzyści w jednostkach:

- 1) energii,
- 2) pracy ludzkiej,
- 3) ryzyka,
- 4) fizycznych,
- 5) ekonomicznych.

Energia. Analizy procesów zachodzących w ekosystemach przy wykorzystaniu II zasady termodynamiki i pojęcia entropii wskazują

na zamkniętość cykli w środowisku i powiększanie się entropii (Odum 1977). T. Żylicz pisze (1989, s. 172), że analizy wartości środowiska w jednostkach energii z trudem przekładają się na praktyczne wnioski dotyczące przedsięwzięć w dziedzinie ochrony środowiska (nie licząc ogólnych wskazań, że należy oszczędzać surowce nieodnawialne i nie przyspieszać entropii).

Praca ludzka. W ocenie nurtu ekonomii nawiązującego do marksizmu środowisko naturalne nie miało żadnej wartości, gdyż wartość związana jest z pracą włożoną w wyprodukowanie dobra (por. Sejak 1994, s. 1; Kozłowski 1991, s. 257–258; Prandecka 1991, s. 35; Żylicz 1989, s. 24). Z tego względu szkody i zyski dla środowiska znajdują się poza polem zainteresowania ekonomii⁵³. Wyraźnie widoczne zanieczyszczenie środowiska i zniszczenie zasobów naturalnych spowodowało do prób włączenia dóbr środowiskowych w ramy rachunku ekonomicznego. Analizy te opierają się na koncepcji renty różniczkowej oraz renty monopolowej. Renta różniczkowa „powstaje w wyniku zastosowania pracy społecznej przy wydobyciu ograniczonych zasobów przyrody [...]. Renta różniczkowa jest ustalana jako różnica między normatywnym poziomem nakładów jednostkowych ponoszonych na daną produkcję a wartością produkcji, otrzymywanej w wyniku eksploatacji danego zasobu przyrody” (Prandecka 1991, s. 35). Przykładowo, dla Leszczyńskiego (za: Prandecka 1991, s. 121) renta górnicza powinna być opłatą należną społeczeństwu. Cena węgla powinna być skalkulowana według społecznych nakładów pracy. Dla A. Klicha (1985, s. 142–148) wartość zasobów określana jest przez ilość pracy niezbędnej do ich odtworzenia w najtrudniejszych warunkach.

Ryzyko. Ryzyko rozumiane jest (Buekens *et al.* 1993) jako iloczyn prawdopodobieństwa wystąpienia pewnego niepożądanego zjawiska (katastrofy) i zniszczenia spowodowanego przez to wydarzenie. Owe zniszczenia odnoszą się do środowiska oraz powodują zagro-

⁵³ B. Prandecka (1991, s. 27) przytacza fragment z podręcznika O. Langego: „Niektóre środki zaspokojenia potrzeb, jak np. powietrze potrzebne do oddychania, są bezpośrednio dane przez przyrodę w postaci nie wymagającej żadnej działalności ludzkiej dla ich przyswojenia. Przedmioty takie określa się czasami mianem dóbr wolnych. Ponieważ nie są one przedmiotami działalności ludzkiej, ekonomia polityczna się nimi nie zajmuje”.

żenie dla zdrowia i życia ludzi. Analiza ryzyka zapoczątkowana została w sektorze chemicznym. Głównym celem analizy ryzyka jest odkrycie przyczyn potencjalnych katastrof, ocena prawdopodobieństwa ich wystąpienia oraz skali potencjalnych zniszczeń. Wszystko to ma na celu obniżenie poziomu ryzyka do poziomu akceptowanego. Analiza ryzyka odnosi się zarówno do już istniejących źródeł zagrożeń, jak też do projektowanych lokalizacji, może być elementem Oceny Oddziaływania na Środowisko – procedury oceny oddziaływania danej inwestycji na środowisko.

Ocena ryzyka jest zalecana w dyrektywie Wspólnoty Europejskiej jako składnik działań mających na celu szacowanie zagrożeń dla życia i zdrowia ludzi. Najlepiej rozwiniętą metodologię wypracowano w Holandii. Określono tam poziomy akceptowanego oraz nieistotnego ryzyka dla jednostek oraz grup ludzkich. Podejmowanie decyzji w przypadku dużych inwestycji, które mogą być potencjalnie źródłem zagrożenia katastrofą (dotyczy to zwłaszcza przemysłu chemicznego, petrochemicznego, nuklearnego), wymaga przeprowadzenia analizy ryzyka. Gdy obliczone ryzyko przekracza dopuszczalny poziom, niezbędna jest zmiana lokalizacji bądź zmiana stosowanej technologii.

Jednostki fizyczne. W jednostkach fizycznych przedstawia się głównie straty zasobów środowiska oraz wielkość owych zasobów. Straty z powodu zanieczyszczenia i degradacji środowiska są rozmaicie rozumiane. A. Symonowicz (1985, s. 172–176) przytacza następujące typy strat:

- a) z tytułu uszczerplenia majątku narodowego na skutek uszkodzenia lub zniszczenia dóbr (np. z powodu korozji, zniszczenia lasów itd.);
- b) z tytułu utraty możliwości wytwórczych, co spowodowane jest zanieczyszczeniem elementów środowiska (mniejsze plony w rolnictwie, mniejsze zasoby surowcowe, utrata zasobów odprowadzanych jako odpady itd.);
- c) obciążenie dochodu narodowego dodatkowymi kosztami (np. uzdatnianie wody);
- d) pogorszenie warunków zdrowotnych ludności.

Strata fizyczna stanowi punkt wyjścia analizy degradacji środowiska i dopiero w dalszych rozważaniach może być ona przeliczana na wskaźniki ekonomiczne czy inne (Janikowski i Starzewska 1983, s. 22). Stratę fizyczną danego elementu środowiska wyznaczają czas oraz wielkość ekspozycji (zanieczyszczenia).

Pomiar zasobów i stanu środowiska w jednostkach fizycznych zapoczątkowano w Norwegii w 1974 roku, a później przyjęto także we Francji (Sejak 1994, s. 14–16). „Piąty Program Ochrony Środowiska i Ekorozwoju Wspólnoty Europejskiej” stanowi, że dane dotyczące zasobów naturalnych powietrza, wody, gleby, krajobrazu, dziedzictwa narodowego powinny być przygotowywane na poziomie narodowym jako projekty pilotażowe od 1995 roku we wszystkich krajach Wspólnoty, jako etap wstępny do formalnego przyjęcia pod koniec dekady (COM (92) 23 – vol. II, za: Sejak 1994, s. 16). Wprowadzono kilka metodologii mierzenia zasobów środowiskowych. W Holandii (Sejak 1994; Huetting 1991) zespół R. Huetinga dokonał analiz dochodu narodowego w kontekście utraty funkcji środowiskowych, która następuje poprzez użycie środowiska. Utrata funkcji środowiskowych jest oceniana na podstawie krzywych podaży opartych na cenach oczyszczenia danego elementu środowiska oraz krzywych popytu opartych na standardach określających jakość środowiska.

Analiza materiałowa stanowi podstawę analiz systemu gospodarczego zaproponowanego przez W. Leontiefa (1972). Model Leontiefa oparty jest na przepływach materiałowych między sektorami gospodarki. W jego skład wchodzi generowanie zanieczyszczeń. Model pokazuje zmiany systemu gospodarczego przy podjęciu działań ochronnych (opłat nałożonych na zanieczyszczenia).

Wartość ekonomiczna (pieniężna). Zwolennicy pieniądza jako miernika wartości środowiska podkreślają, że ma on charakter obiektywny, a dodatkowo – pozwala wyrazić preferencje indywidualne⁵⁴. Zakłada się tu, że wartość ekonomiczna przysługuje wszystkiemu, co ma pewną użyteczność i co jest dobrem rzadkim (Sejak 1994). Ekonomiści mówią o ocenie wartości środowiska w kontekście oceny zanieczyszczeń (strat), ekonomicznej oceny kosztów i korzyści dane-

⁵⁴ Miernikiem obiektywnym nie musi być koniecznie pieniądz – jak słusznie zauważają J. Bojō *et al.* (1992). Rolę taką mogą pełnić na przykład muszcelki lub wielbłądy – jest to kwestia konwencji.

go przedsięwzięcia, ocenie wartości zasobów naturalnych oraz włączenia strat ekonomicznych do obliczeń dochodu narodowego⁵⁵.

Przez wartość, w tym kontekście, rozumie się zwykle wartość pieniężną wyrażoną poprzez preferencje konsumentów (Pearce i Turner 1990, s. 22). Wartość jest wyrażona w formie indywidualnej gotowości płacenia za dobro lub gotowości przyjęcia rekompensaty za utratę dobra. Środowisko, zgodnie z tym stanowiskiem, jest dobrem rzadkim i przysługuje mu pewna użyteczność (*utility*). B. Prandecka (1985) pisząc o wartości użytkowej zwraca uwagę na zaspokojenie potrzeb: „racjonalnie czyste środowisko stanowi niezbędny warunek życia i zdrowia człowieka, jest bezpośrednią wartością użytkową, zaspokajającą fizjologiczne i estetyczne potrzeby ludzi”⁵⁶.

W odniesieniu do analizy kosztów i korzyści T. Żylicz stwierdza (1989), że podstawą oceny wartości środowiska jest fakt lub tylko możliwość utraty wartości. Wyrazem oceny jest gotowość płacenia i gotowość przyjęcia rekompensaty. Kategorie te nie muszą być rozumiane subiektywnie, mają one charakter agregatowy.

Główny problem przy dokonywaniu waloryzacji środowiska polega na braku rynku (jest to przypadek takich składników środowiska, jak powietrze, krajobraz i szerzej – ekosystemy). Nie istnieją rynki, na których dochodziłoby do wymiany dóbr na inne i do ustalania ich ceny.

Kalkulacje wartości środowiska oparte są na pojęciu wartości użytkowej (*use-value*). Odnosi się ono do wszelkich korzyści, jakie można uzyskać wykorzystując środowisko. Oprócz zaspokojenia ludzkich potrzeb, co wyraża się poprzez wartość użytkową, środowisko ma też wartość opcyjną (*option value*)⁵⁷. Chodzi tu o potencjalne

⁵⁵ Ocena wartości jakości środowiska dotyczyć może kilku poziomów (podobnie jak w przypadku decyzji, które podejmowane są na kilku poziomach): globalnego, krajowego – na poziomie gospodarek narodowych, regionalnego, lokalnego (gminnego), poziomu gospodarstw domowych (i pojedynczych osób).

⁵⁶ Nieco inne rozumienie wartości prezentuje S. Kozłowski pisząc (1986b, s. 114) o wartości społecznej (funkcjonalnej), która charakteryzuje korzyści użytkowe, jakie społeczeństwo uzyskuje z eksploatacji danego dobra. Wartość ekonomiczna jest, zdaniem autora, wyrażona wielkością niezbędnych nakładów koniecznych do uzyskania danego dobra przyrody.

⁵⁷ Mówi się też o *non-use value*, *existence value*, *bequest value*.

użytki, jakie może sobie wyobrazić dana osoba. Odnoszą się one do potencjalnego użytku dla tej osoby, potencjalnego użytku dla innych (także dla przyszłych pokoleń) oraz do wartości środowiska płynącej z samego istnienia. M. Bell (1998) zauważa, że w odniesieniu do wielu dóbr przykładamy do nich nie tylko miary użyteczności, ale także pewne wartości uczuciowe. Tak bywa w przypadku dóbr środowiskowych i rodzi to konieczność uwzględnienia tych wartości.

Uwzględnienie wartości opcyjnej w obrębie wartości rozumianej ekonomicznie jest problematyczne, ze względu na związki z przesądzeniami etycznymi. Mówi się o wartości całkowitej (*total value*). Takie rozumienie wartości jest szersze od pojęcia wartości ekonomicznej. Na „wartość całkowitą” danego elementu środowiska składa się zarówno wartość użytkowa, jak i wartość opcyjna.

3.6.4. Metody oceny wartości ekonomicznej

Mówiąc o ocenie wartości dóbr środowiskowych, napotykamy zagadnienie obecności rynku. Nie zawsze odwołanie się do informacji płynących bezpośrednio lub pośrednio z rynku jest możliwe. W sytuacji braku rynku – co dotyczy wielu dóbr środowiskowych – stosuje się różne procedury pozwalające ocenić wartość środowiska – chodzi o „stworzenie” rynku. Ze względu na typ danych techniki waloryzacyjne można podzielić na dwie grupy (Shechter 1996):
a) pośrednie (oparte na analizie „reakcji” innych, rynkowych dóbr);
b) bezpośrednie (oparte na wypowiedziach).

Metody pośrednie

Wyodrębnia się trzy zasadnicze pośrednie metody waloryzacji.

1. Metoda wartości nieruchomości (metoda cen hedonicznych).

Metoda ta polega na tym, by stwierdzić, na ile zmienia się wartość nieruchomości przy zmianie parametrów środowiska, oraz ile ludzie są skłonni płacić za poprawę środowiska w swoim otoczeniu. Rynek nieruchomości stanowi tu surogat rynku dóbr środowiskowych.

2. Wartość życia i wartość dochodu.

W przypadku wartości życia zakłada się, że gotowość do zapłaty za zmniejszenie skażeń daje się przeliczyć na zmniejszenie ryzyka śmierci. Wartość życia wyceniana jest z kolei na podstawie badań statystycznych grup ludzi wystawionych na rozmaite zagrożenia w miejscu pracy. W przypadku badań nad dochodami zakłada się, że poziom bezpieczeństwa pracy (związany z poziomem skażeń) wpływa na poziom płac. Analizuje się tu relację tych dwóch czynników.

3. Metoda kosztów podróży.

W tej metodzie zakłada się, że zbadanie czasu i pieniędzy, jakie ludzie są w stanie zainwestować w podróż do miejsca rekreacji, jest wskaźnikiem wartości owego miejsca rekreacyjnego. Służy on głównie do badania wartości obiektów naturalnych (np. parków narodowych).

Metody bezpośrednie

Podejście biorące za miarę preferencje wyznaczone na podstawie sytuacji hipotetycznych (poprzez sztuczne stworzenie rynku) nazywane jest metodą wyceny warunkowej (CVM – *Contingent Valuation Method*). Siła tej metody polega na tym, że może być stosowana w sytuacjach, gdy inne sposoby wyznaczania danych nie są osiągalne (ze względu na brak rynku). Metoda ta polega na kwestionariuszowym badaniu zainteresowanych osób w celu stwierdzenia ich gotowości płacenia za polepszenie jakości środowiska (gotowość płacenia – *Willingness to Pay*) lub gotowości przyjęcia rekompensaty za utratę jakości środowiska (*Willingness To Accept* – WTA).

Cechą, która może być traktowana jako zaleta tej metody, jest objęcie oceną wartości opcyjnych. Rynek dla dóbr o wartości opcyjnej nie istnieje i metoda wyceny warunkowej jest sposobem na rozpoznanie tych wartości. Przeprowadzone badania dotyczące wartości dóbr środowiskowych, płynących z faktu samego ich istnienia, wykazały istnienie takich wartości (np. w odniesieniu do Wielkiego Kanionu Kolorado i zasobów ryb słodkowodnych w Norwegii).

Tworzenie sztucznych rynków (metodą wyceny warunkowej) jest stosowane dla badania wartości różnych dóbr środowiskowych: ja-

kości wody i powietrza, wartości estetycznych krajobrazu, wartości rekreacyjnych, wartości naturalnych ekosystemów, składowania odpadów niebezpiecznych, ryzyka płynącego z podróży lotniczych i samochodowych, palenia papierosów, energii nuklearnej itd.

3.6.5. Badanie gotowości płacenia

Zarówno korzyści, jak i straty wynikające z działań w sferze środowiska mogą być oceniane na podstawie gotowości płacenia za przyrost jakości środowiska lub gotowości przyjęcia rekompensaty za stratę lub przyrost dóbr i usług środowiskowych (rynkowych lub nie). Gotowość płacenia rozumiana jest w formie preferencji poszczególnych jednostek dokonanej w obrębie ich hierarchii wartości (dobrobytu).

Idea gotowości płacenia lub gotowości przyjęcia rekompensaty zakłada kompensację przy zmianie dobrobytu jednostki. Jest to transfer pieniężny rekompensujący zmianę dobrobytu spowodowaną zmianą stanu środowiska – jego polepszeniem lub pogorszeniem. Jeżeli zatem pogorszy się jakość środowiska (np. pojawia się dodatkowy hałas spowodowany wybudowaniem ulicy), to wówczas zapłata stanowi rekompensatę za pogorszenie jakości środowiska (utrata ciszy). Z kolei, jeśli nastąpić ma poprawa jakości środowiska (np. obniżenie poziomu hałasu poprzez zainstalowanie ekranów czy zasadzenie żywopłotu wzdłuż ulicy), to wymaga ona wniesienia opłaty równej uzyskanej korzyści. Transfer pieniężny utrzymuje dobrobyt jednostki na danym poziomie, rekompensując zmiany jakości środowiska.

Typowe badanie gotowości płacenia przebiega według pięciostopniowego schematu (Bojö *et al.* 1992):

1. Badanemu prezentowana jest informacja pokazująca sytuację i możliwe wybory (np. wspólne pastwisko i wybór polegający na: (a) wolnym dostępie do pastwiska, co może prowadzić do jego zniszczenia, oraz (b) kontroli dostępu do pastwiska przez związek gminny).
2. Badanemu podaje się pewną kwotę początkową („Czy byłbyś skłonny płacić X zł za przynależność do związku gminnego, którego celem byłoby utrzymanie jakości pastwiska?“).

3. W zależności od pierwszej reakcji, początkowa kwota zmniejszana jest lub zwiększana.
4. Średnia kwota jest liczona na podstawie danych z badanej próby i ekstrapolowana na całą populację.
5. Dodatkowo można dokonać analiz statystycznych wskazujących związku deklaracji kwotowych z innymi zmiennymi.

3.6.6. Zniekształcenia wyników przy badaniu gotowości płacenia

Badania gotowości płacenia opierają się na deklaracjach i spotkały się z wieloma krytykami.

Przy analizach wyników badań gotowości płacenia (lub gotowości przyjęcia rekompensaty) wskazuje się kilka błędów. Mogą one zniekształcać wyniki, co utrudnia podejmowanie decyzji. Trzeba zaznaczyć, że mówienie o błędach (zniekształceniach) jest kłopotliwe, gdyż badania oparte są na subiektywnych ocenach, które z natury są arbitralne. Ocenę adekwatności wyników można podać na podstawie porównań z innymi technikami bądź na podstawie realnych wyników, gdy decyzje zostały zrealizowane w rzeczywistości. Nieliczne badania porównujące deklaracje z rzeczywistymi zachowaniami wskazują zresztą na wiarygodność techniki (Shechter 1996).

Wymienia się trzy zasadnicze błędy pojawiające się w badaniach gotowości płacenia:

1. Błąd hipotetyzmu. Wynika on z umieszczenia respondenta w sztucznej sytuacji. Zdolność poszczególnych badanych do „wczucia się” w hipotetyczną sytuację może być zróżnicowana. Powoduje to konieczność dokładnej prezentacji możliwych opcji. Sztucznie stworzony rynek musi być jak najbliższy realnie istniejącym rynkom. Oznacza to, że badany musi mieć orientację, o jakie dobro jest pytany. Przykładowo, gdy w grę wchodzi jakość krajobrazu, sposobem osiągnięcia takiej orientacji może być pokazanie fotografii krajobrazu bez zanieczyszczeń oraz z zanieczyszczeniami.
2. Błąd strategiczny. Jak zauważono, podczas badania respondenci projektują swój interes i odpowiednio do przewidywanych skut-

ków udzielają odpowiedzi. Badania dotyczą często realnego podejmowania decyzji i jeśli na przykład badani przypuszczają, że osobiście nie będą musieli płacić, to wówczas mogą podać wyższą sumę, niż podaliby, gdyby w grę wchodziła możliwość rzeczywistego ponoszenia zadeklarowanych kosztów. Testy empiryczne wskazują, że błąd strategiczny ma mniejsze znacznie, niż mogłoby się wydawać (Bojő *et al.* 1992, s. 81). Jak podaje R. Prince (*et al.* 1992), użycie psychologicznej metody gry kontrybucyjnej pozwala wyeliminować błąd strategiczny⁵⁸.

3. Błąd wpływu kwestionariusza. Jest to, po pierwsze, skutek braku pełnej informacji. Dobór danych, ich prezentacja może prowadzić do „wykrzywienia” wyników. Jest to istotne zwłaszcza z uwagi na konfliktowy często charakter rozważanych opcji. Po drugie, początkowa propozycja podawana przez ankietera może sugerować badanemu zakres możliwości. Po trzecie, sposób wyrażenia płatności (*vehicle of payment*) może wpływać na ocenę badanych. Przykładowo, pewna kwota wyrażona w formie podatku może być oceniana inaczej, niż gdyby była wyrażona np. w formie ceny biletu wejściowego do parku narodowego.

Na zagadnienie wpływu kolejności pytań na waloryzację podawane przez badanych zwracają uwagę K. Boyle i współautorzy (1993). Badali oni gotowość płacenia w odniesieniu do spływów Wielkim Kanionem Kolorado. Kolejność pytań nie miała wpływu na ocenę w przypadku badanych mających doświadczenie w spływach, miała natomiast wpływ w przypadku niedoświadczonych osób. Autorzy podkreślają wyłaniającą się z badań rolę doświadczenia respondenta w odniesieniu do badanego dobra.

Innym problemem pojawiającym się przy okazji badań gotowości płacenia jest zdolność badanych do oceny dóbr w jednostkach monetarnych. Jest to kłopot wyraźnie widoczny w badaniach w krajach Trzeciego Świata, lecz odnosi się też do wszelkich sytuacji, gdy badani nie są przyzwyczajeni do traktowania dóbr środowiskowych w jednostkach monetarnych.

⁵⁸ Gra kontrybucyjna polega na postawieniu przed grupą osób zadania dostarczenia tej grupie dobra wspólnego. Poszczególne osoby znają wielkość grupy, koszt dobra oraz korzyści, które odniosą z tego dobra. Zadanie polega na określeniu, ile poszczególne osoby byłyby gotowe zapłacić na rzecz owego wspólnego dobra.

3.6.7. Różnica między gotowością płacenia a gotowością przyjęcia rekompensaty

Jednym z podstawowych punktów dyskusji na temat przydatności i wiarygodności badania gotowości płacenia jest empirycznie stwierdzona rozbieżność wyników, gdy badano zarówno gotowość płacenia, jak i gotowość przyjęcia rekompensaty.

Mając do czynienia z daną jakością środowiska możemy pytać o gotowość płacenia za poprawę tej jakości lub gotowość przyjęcia rekompensaty za jej pogorszenie. Teoria ekonomiczna przewiduje, że wartości gotowości płacenia i gotowości przyjęcia rekompensaty dotyczące tego samego przedmiotu jakości nie powinny się różnić. Wyniki badań wskazują jednak, że gotowość płacenia kilkakrotnie przewyższa gotowość przyjęcia rekompensaty. Istnieje kilka prób wyjaśnienia tej sytuacji.

1. Niektórzy autorzy interpretują różnicę między gotowością płacenia a gotowością przyjęcia rekompensaty jako wynikającą z tego, że metoda wyceny warunkowej daje płynne wyniki, które nie pozwalają na wiarygodne oceny. Według D. Kahnemana i L. Knetscha (za: Harrison 1992) gotowość płacenia powinna być interpretowana raczej jako sprzedaż moralnej satysfakcji niż pomiar ekonomicznie rozumianej wartości związanej z danym dobrem środowiskowym.
2. Metoda wyceny warunkowej zajmuje się badaniem zmian o dużym zasięgu i wymaga jednocześnie natychmiastowych ocen. Ta sytuacja różni się od takiej, na jakiej opiera się teoria ekonomiczna. D. Whittington (*et al.* 1992) wskazuje, że gdy respondenci mają dłuższy czas na udzielenie odpowiedzi niż zwykły czas wywiadu kwestionariuszowego, to wpływa to na uzyskane wyniki. Przeprowadzone badania dotyczące gotowości płacenia za zainstalowanie systemu dostarczania wody pitnej zakładały, że część badanych odpowiada od razu, druga część zaś po wprowadzeniu w temat otrzymywała dzień na zastanowienie się. Ci badani, którzy mieli czas, by się zastanowić, przykładali mniejsze wartości niż badani, którzy odpowiadali od razu. Podobnie, badani odpowiadający od razu, gdy następnego dnia otrzymali możliwość korekty swojej pierwotnej oceny, obniżali ją. Konkluzja autorów wskazuje na wię-

kszą wartość danych otrzymanych w wyniku badań, w których respondenci mają czas na odpowiedź⁵⁹.

Inny aspekt wpływu czasu na odpowiedzi respondentów podkreślają D. Schkade i J. Payne (1994). Zwracają oni uwagę, że badani wydają się tworzyć swoje systemy wartości w czasie przeprowadzania wywiadu. Deklarowana gotowość płacenia jest konstruktem składającym się z wielu składników, takich jak pamiętanie o tym, by płacić uczciwą cenę za proponowane rozwiązanie, chęć zasygnalizowania swojego zainteresowania poważnymi sprawami środowiska itd.⁶⁰ Powoduje to „chwijność” odpowiedzi. Jako rozwiązanie autorzy proponują zastosowanie techniki protokołu werbalnego, wykorzystywanego w psychologii poznawczej, co pozwala rozpoznać wymiary wartości przywoływane w wypowiedziach.

3. Motywacje badanych odgrywają kluczową rolę przy deklaracji gotowości płacenia. Takie stanowisko zajmują C. Harris i G. Brown (1992). Zauważają oni, że gotowość płacenia zależy od wagi przykładanej do dobra, które wchodzi w grę, od poczucia osobistej odpowiedzialności za sytuację oraz zgody na wymianę (*trade off*) danego dobra na pieniądź. Ta ostatnia kwestia jest szczególnie istotna. Jak podkreśla D. Booth (1994), badani mogą odmówić analizy problemów środowiskowych w wartościach pieniężnych (zresztą w badaniach spotkać się można z odmową odpowiedzi motywowaną niezgodą na proponowane podejście i żądaniem przeformułowania pytań). Jeśli przyjąć to stanowisko, to okazuje się, że gotowość płacenia może być wskaźnikiem minimalnego dochodu potrzebnego do osiągnięcia innych celów. Badani deklarując pewne kwoty za poprawę jakości środowiska mogą ją odnosić do pewnych moralnie waloryzowanych celów – np. mogą mieć na myśli poprawę dobrobytu swojej rodziny. Gotowość przyjęcia rekompensaty wyraża z kolei dodatkowy dochód, który może być użyty do realizacji celu moralnie wyższego niż ochrona środowiska.

⁵⁹ Badania te przeprowadzono w Nigerii; autorzy zalecają ostrożność jeśli chodzi o przeniesienie uzyskanych wyników na kraje rozwinięte i zalecają przetestowanie hipotez.

⁶⁰ Przeprowadzone badanie dotyczyło ochrony habitatów ptaków wodnych w Teksasie i Oklahomie, które to miejsca zagrożone są przez zakłady przerobu ropy naftowej.

4. Wyjaśnienia nawiązujące do psychologii kładą nacisk na to, że teoria ekonomiczna nie zauważa faktu, że ludzie oceniają zyski i straty asymetrycznie – przykładając większą wagę do strat niż do zysków. D. Kahnemann i A. Tversky zaproponowali teorię perspektywy tłumaczącą odchylenia od „sztywnej” racjonalności przy podejmowaniu decyzji przez jednostki (Eiser i Pligt 1993; Mlicki 1992; Tyszka 1986).

Teoria ta zakłada, że oprócz zasobów czasu, pieniędzy, informacji itd., istotnym czynnikiem warunkującym podejmowanie działań jest prawdopodobieństwo osiągnięcia określonego wyniku (subiektywnie oczekiwana użyteczność). Określono kilka podstawowych prawidłowości dotyczących wpływu prawdopodobieństwa na podjęcie działania. Po pierwsze, decyzje nie tyle odnoszą się do realizacji ostatecznie pożądanых „stanów końcowych”, ile znajdują się w pewnej relacji względem „punktów odniesienia”. Takim punktem odniesienia może być np. aktualna sytuacja decydenta.

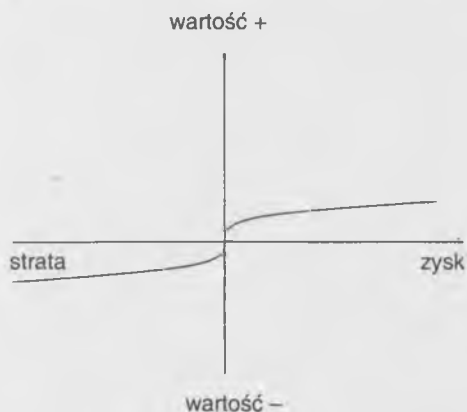
Po drugie, oczekiwane korzyści i straty oddziałują na decyzje konsumentów, lecz nie w tej samej proporcji. Małe prawdopodobieństwa są przeceniane, duże zaś są niedoceniane. Obrazuje to następująca eksperymentalna sytuacja. W przypadku, gdy ludzie postawieni zostali w sytuacji wyboru między opcją A (wygrana 4000 zł z prawdopodobieństwem 0,8 albo nic) a opcją B (wygrana 3000 zł z pewnością 1,0), tylko 20% wybiera opcję A. Wobec alternatywy: opcja C – wygrana 4000 zł (z prawdopodobieństwem 0,2) oraz opcja D (wygrana 3000 zł z prawdopodobieństwem 0,25), dwie trzecie wybiera opcję C. Relacja prawdopodobieństw w przypadku obu alternatyw jest identyczna ($A/B = 0,8/1 = C/D = 0,2/0,25$), jednak reakcje świadczą o tym, że waga prawdopodobieństwa 0,8 względem pewności jest z psychologicznego punktu widzenia mniejsza niż waga prawdopodobieństwa 0,2 w proporcji do prawdopodobieństwa 0,25 (zob. tabela 7). Zatem spadek prawdopodobieństwa ze stanu pewności do pewnego poziomu niepewności powoduje relatywnie większe zmniejszenie subiektywnej atrakcyjności.

Po trzecie, inną zaobserwowaną prawidłowością jest „nieprzewidywalność” reakcji w sytuacjach krańcowych (w sytuacjach bardzo wysokich lub bardzo niskich prawdopodobieństw). Wiąże się to

Tabela 7

Wybór alternatyw w sytuacji różnych prawdopodobieństw wygranych

Opcja	Wysokość wygranej	Prawdopodobieństwo wygranej	Procent wyborów
A	4000	0,8	20%
B	3000	1,0	80%
C	4000	0,2	66%
D	3000	0,25	33%



Rys. 7. Postrzeganie wartości strat i zysków dla różnych wartości

z psychologiczną trudnością oceny sytuacji „krajowych”. Wydarzenia mało prawdopodobne są ignorowane lub „przeszacowane”, różnica zaś między wysokim prawdopodobieństwem a pewnością jest pomijana bądź wyolbrzymiana.

Po czwarte, jeśli chodzi o percepcję wartości oczekiwanej (będącej wynikiem podejmowanego działania), to wartość marginalna zarówno zysków, jak i strat maleje w miarę wzrostu ich wartości. Prawdopodobnie tę ilustruje wykres przedstawiony na rys. 7.

Jak widać, krzywa strat jest bardziej stroma niż krzywa zysków. Oznacza to, iż straty są subiektywnie bardziej ważące niż zyski. Inaczej mówiąc, strata 100 zł wiąże się z większym dyskomfortem niż przyrost komfortu związany z zyskiem 100 zł. A zatem, dwukrotne

zwiększenie – względem punktu odniesienia – oczekiwanej korzyści (np. z 10 do 20 zł) da większy niż proporcjonalny przyrost subiektywnej odbieranej wartości. Jednakże przyrost subiektywnej wartości nie jest proporcjonalny w miarę przyrostu nagród (maleje jego wartość marginalna).

Po piąte, jednym z kluczowych elementów wpływających na decyzje są „ramy decyzyjne”. Decydenci skłonni są „szukać” ryzyka w przypadku zysków oraz unikać „ryzyka” w przypadku strat. W pewnych sytuacjach ludzie są skłonni podejmować ryzyko, w innych zaś – nie.

Po szóste, w odniesieniu do informacji dotyczącej działań, ważne jest, czy decydent miał do niej dostęp przed decyzją (np. na podstawie wcześniejszych doświadczeń), czy też zdobył ją w trakcie procesu decyzyjnego. Ważna jest w tym wypadku wyrazistość (wyobrazalność) sytuacji. Przykładowo: informacja o śmierci 300 osób w katastrofie lotniczej bardziej wpływa na decydenta niż informacja o prawdopodobieństwie śmierci w wypadku lotniczym.

Teoria perspektywy wskazuje, że ludzie w przypadku zysków skłonni są preferować mniejsze korzyści, ale stosunkowo pewne (użyteczność krańcowa zysku maleje). W odniesieniu do strat istnieje preferencja do szukania przyszłej większej straty niż mniejszej, ale natychmiastowej. Czyli, w odniesieniu do hipotetycznego punktu zerowego, jednostka straty odebrana będzie w jednostkach bezwzględnych jako bardziej znacząca niż taka sama jednostka zysku.

Mając na uwadze teorię perspektywy, w odniesieniu do dylematów społecznych należałoby się więc spodziewać, że – porównując dwa typy dóbr – w przypadku dóbr wspólnych poziom kooperacji powinien być wyższy niż w przypadku dóbr publicznych. W tej pierwszej sytuacji bowiem decyzja formułowana jest w kategoriach zysku, w drugiej zaś chodzi o produkcję, a zatem o nakłady. Decydenci będą raczej unikać strat (inwestycji) natychmiastowych, ryzykować natomiast będą stratę większą, ale w przyszłości.

Podsumowując, teoria perspektywy wskazuje, że negatywne zmiany względem punktu odniesienia będą waloryzowane wyżej niż zmiany pozytywne. Stąd też zyski będą wartościowane mniej niż straty, co znajduje potwierdzenie w wynikach badań metodą wyceny warunkowej. Poza tym, sposób powstania zysków i strat ma duże

znaczenie. Przymusowe straty powodują przykładanie wyższych wartości niż zyski wynikające z dobrowolnej decyzji. Z kolei, strata czegoś, co się już posiada, może wydać się bardziej znacząca niż zysk, który jawi się jako potencjalność. Żal za czymś, czego się nigdy nie posiadało, nie dorównuje wielkości straty tego, co się posiadało.

3.7. Ograniczenia kryterium ekonomicznego

W raporcie OECD (1989) stwierdza się, że rachunek ekonomiczny jest narzędziem racjonalnego podejmowania decyzji na podstawie zasad ekonomicznej wydajności. W raporcie przyjmuje się jednak, że wydajność ekonomiczna netto (maksymalizowanie korzyści czy też – innymi słowy – efektywność wydawania publicznych pieniędzy) nie zawsze jest jedynym celem, tak w przypadku administracji, jak i w przypadku poszczególnych jednostek. Podobnie, choć podstawą oceny projektów ekologicznych są kryteria pieniężne, to jednak nie zawsze efekty projektów są możliwe do jednoznacznej oceny. Wniosek jest taki, że w niektórych sytuacjach pozytywny stosunek relacji kosztów do korzyści nie oznacza, że projekt w sposób oczywisty musi być zakwalifikowany do realizacji. Pytanie, które się jednak pojawia przy okazji kryterium ekonomicznego, brzmi: na ile kryterium to pełni – i powinno pełnić – rolę decydującą? Istnieje cały wachlarz opinii na ten temat. Opinie te różnią się ilością i rodzajem zastrzeżeń wobec kryterium ekonomicznego.

Pierwszy typ zastrzeżeń wobec kryterium ekonomicznego generalnie kwestionuje pierwszoplanowość tego kryterium przy decyzjach w dziedzinie ochrony środowiska. Zarzuty dotyczą nieusuwalnych przeszkód występujących przy ekonomicznej analizie zjawisk środowiskowych oraz bazują na gruncie etyki i filozofii. J. Niedomażała (1986, s. 83–84) podkreśla, że przy podejmowaniu decyzji ekologicznych same narzędzia ekonomiczne nie wystarczą, nie należy „fetyszyzować roli rachunku efektywności nakładów na ochronę środowiska”. Degradacja środowiska jest bowiem – po pierwsze – trudno mierzalna ilościowo. Po drugie, konsekwencje zdrowotne zanieczyszczenia środowiska nie dają się mierzyć pieniężnie. Po trzecie,

szacunki zniszczeń wymagają zgromadzenia wielu danych, a skutki mogą być odległe czasowo i przestrzennie, co uniemożliwia ich ilościowe zbadanie. Podobne zastrzeżenia wobec rachunku ekonomicznego wyraża A. Stirling (1993). Ponadto zwraca on uwagę na fakt, że przyjęcie waloryzacji monetarnej powoduje, że kluczowy aspekt podejmowania decyzji w dziedzinie ochrony środowiska przesuwają się ze sfery debaty publicznej w sferę decyzji podejmowanych przez wąską grupę technokratów.

Sprzeciw wobec kryterium ekonomicznego zgłasza też E. Schumacher. Przywołując argumentację etyczną pisze on, że próby mierzenia tego, co niemierzalne, są absurdalne i stanowią jedynie metodę przejścia od założonych z góry pojęć do przesadzonych konkluzji. Logiczny absurd nie jest jednak największym błędem takich prób – twierdzi Schumacher – gorsze i bardziej destrukcyjne dla cywilizacji jest założenie, że wszystko ma cenę, innymi słowy – że największą ze wszystkich wartości są pieniądze.

Podsumowując te zastrzeżenia można stwierdzić, że mieszczą się one obrębnie „paradygmatu humanistycznego” (Pearce i Turner 1990, s. 11). Stanowisko to, jak piszą Pearce i Turner, akcentuje zaspokojenie hierarchicznie uporządkowanych potrzeb ludzkich jako kryterium podstawowe, przy czym poszczególne potrzeby nie mogą być „przehandlowane” – nie można ich zaspokojenia sprzedawać na rynku w zamian za inne dobra.

Drugi typ zastrzeżeń wobec kryterium ekonomicznego sprowadza się do wyznaczania terytorium obowiązywania tego kryterium. Przyjmuje się, że decyzje powinny się opierać na kryteriach ekonomicznych, o ile spełnione zostaną pewne warunki wstępne. Pewna arbitralność jest tu – jak piszą W. Baumol i W. Oates (1975, s. 131) – nieunikniona.

Chodzi, po pierwsze, o warunki biologiczne. S. Czaja, B. Fiedor i J. Jakubczyk (1993) uznają kryterium ekonomiczne za podstawowe, gdy chodzi o realizację warunków minimum, określonych przez pojemność ekologiczną środowiska. Zakłada się tu, że pojemność taką można w sposób naukowo poprawny wyznaczyć i określa ona wielkość zanieczyszczeń, które – zrzucone do danego ekosystemu – nie prowadzą do zakłócenia równowagi. S. Kozłowski (1991) wskazuje na wagę ograniczeń progowych środowiska przyrodniczego, których przekroczenie powoduje nieodwracalne zmiany i które stanowią po-

winy podstawę do analiz opartych na waloryzacji dóbr środowiskowych. Obniżenie poziomu zanieczyszczeń do poziomu wyznaczonego przez pojemność ekologiczną środowiska odbywać się powinno według kryterium ekonomicznej efektywności.

Podobne stanowisko prezentuje A. Jankowska-Kłapkowska (1985, s. 284–285). Autorka ta uznaje nienaruszalność biologicznych funkcji środowiska za warunek brzegowy wytyczający obszar dla ustalenia „normatywów efektywnościowych”. Rozszerzając powyższe ujęcie wprowadza kategorię „ekologiczno-ekonomicznej efektywności gospodarowania” (Jankowska-Kłapkowska 1985). Stwierdza, że rachunek taki polega na ustaleniu dla działalności gospodarczej przedziału tolerancji „w obrębie którego mieszczą się wybory decyzji ekonomicznych nie stwarzające konieczności substytucji efektywności ekologicznej przez efektywność ekonomiczną, czy też na odwrót” (1985, s. 29). Kryteriami efektywności ekologiczno-ekonomicznej są dla autorki:

- 1) maksymalizacja trwałości danego ekosystemu w zakresie jego funkcji środowiskotwórczych; warunkiem minimum jest zachowanie równowagi ekologicznej;
- 2) minimalizacja nakładów na zakładany wzrost i zmiany produktu finalnego; warunkiem minimalnym jest wzrost zerowy produktu finalnego;
- 3) minimalizacja nakładów na stworzenie warunków trwałości ekosystemu; warunkiem minimum jest wielkość nakładów, jakie należałoby ponieść na ekosystem przy zerowym wzroście produktu finalnego.

A. Jankowska-Kłapkowska uważa, że spełnienie powyższych warunków pozwala mówić o efektywności ekologiczno-ekonomicznej gospodarowania.

Podobne do powyższego stanowisko zajmuje B. Prandecka (1985, 1991). Gospodarowanie w dziedzinie środowiska polega, jej zdaniem, na uwzględnianiu szczególnej racjonalności biorącej pod uwagę „nie tylko ekonomiczne kryteria wyboru, lecz także ekologiczne i społeczne”. Autorka ta rozróżnia (1991, s. 114) zmiany środowiskowe odwracalne i nieodwracalne. Optymalizacja decyzji opierać się powinna na określeniu dopuszczalnych warunków zużycia zasobów środowiska oraz określeniu niedopuszczalnych warunków emisji produktów odpadowych. Takie kalkulacje nazywa autorka rachun-

kiem sozoekonomicznym, „który uwzględnia na równi przesłanki korzyści ekonomicznych i korzyści bezpiecznego zachowania środowiska przyrodniczego” (1991, s. 131).

Na inny typ ograniczeń stosowania kryterium ekonomicznego wskazują J. Bojō, K.-G. Måler i L. Unemo (1992). Warunkiem brzegowym jest dla tych autorów stworzenie odpowiedniego „środowiska ekonomicznego” dla poczynań w obrębie ochrony środowiska. Chodzi tu przede wszystkim o określenie praw własności dóbr środowiskowych. Jeśli bowiem dobra środowiskowe traktowane są jak dobra „wolne”, to wówczas kryterium wydajności ekonomicznej nie może znaleźć zastosowania. Jednak nawet jeśli prawa własności są określone, kryterium ekonomicznej efektywności nie jest jedynym, które powinno być brane pod uwagę – twierdzą wspomniani autorzy. Kryteriami przy wyborze mechanizmów ekonomicznych w dziedzinie ochrony środowiska są według nich: efektywność statyczna i dynamiczna; ilość i dostępność niezbędnych informacji; koszty pomiaru i monitoringu; względy polityczne i etyczne. Wszystkie powyższe względy mogą ograniczać znaczenie kryterium efektywności ekonomicznej.

Dla H. Daly’ego (za: Żylicz 1989, s. 117) rynek to dopiero trzeci filtr mechanizmu podejmowania decyzji. Za jego pomocą dokonuje się redukcji tych wariantów, które „przeszły już próbę” kryterium ekologicznego oraz kryterium społecznego. Odwrotny kierunek procedury proponuje P. Bohm (1987), który pisząc o „społecznej efektywności” działań, stwierdza, że kryterium ekonomiczne pozwala określić zbiór wariantów optymalnych, spośród których dokonywany jest następnie wybór – według kryteriów, które leżą „poza domeną nauki”.

J. Seneca i M. Taussig (1979) oraz W. Baumol i W. Oates (1975) wskazują na fakt, że kryterium ekonomicznej efektywności nakłada się na kryterium sprawiedliwości i dystrybucji dochodu. Poczynania w dziedzinie ochrony środowiska nie są neutralne z punktu widzenia dystrybucji dochodu. Dodatkowo, decyzje zawsze podejmowane są w zastanej sytuacji nierówności i mogą nierówność tę zwiększyć lub zmniejszyć. Chodzi tu zarówno o rozkład wydatków na ochronę środowiska, jak i rozkład zagrożenia ekologicznego⁶¹. T. Żylicz (1989)

⁶¹ Szersze omówienie problematyki sprawiedliwości (i równości) w kontekście ochrony środowiska zawierają prace: H. Strettona (1976), R. Kazmanna (1992).

podaje postulaty (zasady) polityki ochrony środowiska. Oprócz postulatu ekonomizacji (posługiwania się mechanizmem alokacji rynkowej) autor formułuje też postulaty: ekologizacji, nakazujący brać pod uwagę zamkniętość cykli w przyrodzie; regionalizmu (subsydiarności), nakazujący pozostawienie decyzji na najniższym poziomie gwarantującym realizację zadania; obligatoryjności – konieczności unikania „tragedii dóbr wspólnych” przez zastosowanie uzgodnionego przymusu; internalizacji (*polluter pays principle*), nakazujący, by sprawca ponosił koszty usuwania zanieczyszczenia. Ważnymi zagadnieniami przy podejmowaniu decyzji są też bezstronność oraz sprawiedliwość (Żylicz 1996). Żylicz pisze, że „wszelkie decyzje alokacyjne powinny mieć charakter ekonomiczny w takim stopniu, w jakim jest to możliwe” (1989, s. 121). Autor ten skłania się do wieloczynnikowej oceny wariantów, przytaczając jako przykład Ocena Oddziaływania na Środowisko. Na tej podstawie buduje się wielokryterialne modele decyzyjne⁶².

R. Janikowski (1993) przytacza przykłady wielokryterialnych modeli decyzyjnych. Zawierają one szereg kryteriów dla poszczególnych wariantów decyzyjnych (kryterium jakości środowiska, społeczne, polityczne, prawne, gospodarcze itd.). Poszczególnym kryteriom mogą być przypisane wagi. W efekcie można stworzyć macierz ocen będącą podstawą do ostatecznej decyzji.

Trzeba zauważyć, że zarówno kryterium ekonomiczne, jak i kryteria oparte na innych wskaźnikach spotykają się z zarzutem „technokratyzmu”. Krytycy podkreślają, że zarówno wielokryterialny model decyzyjny, jak i analiza kosztów i korzyści opierają się na poszukiwaniu działań najbardziej wydajnych i nie biorą pod uwagę skutków społecznych – na przykład zwiększania się nierówności społecznych. Stąd rodzą się pomysły dwustopniowego modelu oceny działań przy podejmowaniu decyzji. Pierwszy stopień polega na rozważeniu, na ile zapewniona jest ochrona biednych warstw

⁶² Pewnym sposobem uwzględniania skutków społecznych jest udostępnienie planów inwestycyjnych zainteresowanym społecznościom. Idea ta szczególnie często pojawia się w kontekście ocen oddziaływania na środowisko. Wymienia się kilkanaście sposobów udziału społecznego przy dokonywaniu oceny oddziaływania na środowisko.

społecznych, ochrona wartości przyrody, interesy przyszłych pokoleń, a krok następny polega na analizie według powyżej przedstawionych metod (por. Bohm 1987). Taki sposób postępowania przyjęty jest w Banku Światowym.

Podsumowując powyższy przegląd stanowisk dotyczących wagi kryterium ekonomicznego przy podejmowaniu decyzji w dziedzinie ochrony środowiska, należy zauważyć, że powszechnie akceptuje się ograniczoność kryterium ekonomicznego. Podstawowe powody takiego stanu rzeczy to:

- 1) opinia, że większa waga przysługuje innym kryteriom (np. biologicznemu czy społecznemu);
- 2) opinia, że poszczególne aspekty skutków środowiskowych nie są porównywalne (np. skutki ekonomiczne i zdrowotne);
- 3) opinia, że nie wszystkie wchodzące w grę czynniki dają się zmierzyć w adekwatny sposób (na przykład zdrowie);
- 4) opinia, że stopień skomplikowania problemów ekologicznych nie daje szans na rzetelny pomiar poszczególnych czynników, co stawia obliczenia pod znakiem zapytania.

W rezultacie można stwierdzić, że przy podejmowaniu decyzji w dziedzinie ochrony środowiska nieunikniona jest pewna „arbitralność”. Problem sprowadza się do rozmiarów owej arbitralności i do kontroli nad nią.

Podsumowanie

„Obiektywizm” i „konstruktywizm”

Rozważania zawarte w poprzednich rozdziałach oparte były w dużej mierze na założeniu, że problemy ekologiczne mają „twardą”, materialną podstawę. Wskazano jednocześnie inne podejście, kładące nacisk na „czysto ludzkie”, społeczne źródła problemów ekologicznych, gdzie ludzkie wartości i oceny, nie zaś fizyczny stan środowiska stanowią punkt wyjścia problemów ekologicznych. Te dwa konkurencyjne stanowiska wyznaczają oś omawianej problematyki.

Istnieje zatem podejście, które można nazwać „obiektywizmem”, gdzie przyjmuje się, że problemy ekologiczne są mierzalne, intersubiektywne, zaś celem środków zaradczych jest przywrócenie stanu równowagi, który to stan jest zasadniczo osiągalny. Problemy ekologiczne mają tu „materialne” podstawy.

Drugie stanowisko można nazwać „konstruktywizmem”. W tym przypadku problemy ekologiczne pojmowane są jako skutki społecznej dynamiki ich „produkcji” (z podkreślaną rolą mediów), nie można zatem mówić o pomiarze skali tych problemów. Dalej, problemy te są efektem społecznych definicji, co może prowadzić (i zwykle prowadzi) do różnic i niespójności ocen ze strony różnych aktorów. Problemy ekologiczne nie mają zatem charakteru „obiektywnego” (inaczej mówiąc: intersubiektywnego). W tym ujęciu nie istnieje pierwotny stan równowagi, który stanowić może punkt odniesienia i horyzont podejmowanych działań. W tym podejściu problemy narastają i „wygasają”, lecz nie prowadzi to do odzyskiwania utraconej równowagi.

Oba wymienione podejścia można zaobserwować przy okazji rozmaitych „kontrowersji ekologicznych”. Wydaje się, że zasadnicza odmiennosc i konkurencyjność wymienionych podejść ukazuje przychyne trudności w znalezieniu „wspólnego języka” w uzyskaniu porozumienia stron i wypracowania rozwiązań.

Ekspansja „obiektywizmu”

Skala problemów ekologicznych jest na tyle znacząca, że niezbędne jest podejmowanie działań mających na celu polepszenie stanu środowiska lub – co najmniej – ograniczenie dalszych strat. Jednakże, jak piszą W. Baumol i W. Oates (1975): „wpływ człowieka na jakość środowiska zależy od dwóch rzeczy: od zniszczenia, które człowiek czyni oraz od jego wysiłków, by zlikwidować te zniszczenia”. W efekcie – jak słusznie zauważają wspomniani autorzy: „jakość życia zagrożona jest z obu stron: po pierwsze, przez rosnące zniszczenia spowodowane działalnością pociągającą za sobą koszty zewnętrzne oraz, po drugie, przez zmniejszającą się efektywność sektora publicznego czyniącego wysiłki, by poprawić jakość życia”.

Zadanie, jakie się tu wyłania, to dobór efektywnych środków zaradczych w odniesieniu do poszczególnych problemów. W części trzeciej pracy przedstawione zostały sposoby poszukiwania konsensusu dotyczącego poszczególnych przedsięwzięć, przy założeniu, że istnieje materialny „substrat” problemów ekologicznych, którego „obiektywnosc” pozwala żywić nadzieję na porozumienie, przy jednoczesnym uznaniu, że problematyka dokonuje się na podstawie cen, które są „nieobiektywne”, czy wręcz arbitralne. Rozmaite techniki, typu analiza kosztów i korzyści, gdzie bierze się pod uwagę zarówno „twarde” dane, jak również informacje dotyczące postaw i preferencji społecznych, mogą być przykładem poszukiwań poszerzonej „obiektywizacji”. Można stwierdzić, trzymając się powyżej przedstawionej terminologii, że jest to przykład ekspansji „obiektywizującej” problematyki i próba włączenia w jej obręb podejścia „konstruktywistycznego”.

Specjalnym przypadkiem może być metoda wyceny warunkowej i badanie gotowości płacenia. Są to próby kwantyfikacji („obiektywi-

zacji”) podejścia „konstruktywistycznego”. Kontrowersje wokół metody wyceny warunkowej oraz gotowości płacenia nie są, z tego punktu widzenia, przypadkowe. W rozdziale trzecim omówione zostały zastrzeżenia co do prawomocności tego typu badań. Podnoszona jest nie tylko kwestia techniczna – czy dobrze mierzymy, ale i bardziej zasadnicza – czy wartość środowiska da się w ogóle zmierzyć.

Badania takie prowadzi się jednak i uzyskiwane wyniki stanowią podstawę przy podejmowaniu decyzji. Gdy jednak przyjrzeć się tym wynikom uważniej, można stwierdzić, że są one obarczone „grzechem pierworodnym” obiektywizacji. Można to stwierdzić na przykładzie badań dotyczących postrzegania jakości środowiska lokalnego przez mieszkańców gminy Zgierz, z wykorzystaniem badania gotowości płacenia za poprawę jakości środowiska. Badania miały na celu rozpoznanie, czy i na ile mieszkańcy gminy są skłonni zadeklarować jakieś kwoty comiesięcznych opłat, mających na celu poprawę jakości środowiska. Pokazały one z jednej strony stosunkowo duże poparcie dla idei wnoszenia comiesięcznych opłat (dwie trzecie badanych zadeklarowało jakąś kwotę), lecz jednocześnie analiza pokazała, że składane deklaracje są stosunkowo niezależne od cech społecznych mieszkańców⁶³. Przyjęty model zakładał, że gotowość płacenia jest funkcją posiadanych zasobów (pieniądze i czas) oraz wagi przykładanej do problemów ekologicznych widzianych na tle innych problemów Zgierza. Analiza wykazała, że ilość posiadanego czasu, dochody oraz deklarowana waga problemów ekologicznych na tle innych problemów Zgierza wyjaśniają łącznie 10,6% wariacji gotowości płacenia⁶⁴. Jest to poziom zbliżony do wyników podanych przez K. Van Liere i R. Dunlapa (1980), którzy analizując wyniki badań wskazują, że zmienne strukturalne wyjaśniają do 15% wariacji postaw względem środowiska. Podkreślana przez wielu autorów „niestabilność” czy też deklaratywność postaw ekologicznych nie jest

⁶³ Badania przeprowadzono w 1995 roku, na próbie losowej dorosłych mieszkańców Zgierza, $N = 387$.

⁶⁴ Aby zbadać, na ile przyjęty model wyjaśnia zróżnicowanie wartości gotowości płacenia, zastosowano wielozmienną analizę regresji (metoda *stepwise*). Jako zmienne niezależne przyjęto: ilość posiadanego czasu, dochody oraz deklarowaną wagę problemów ekologicznych na tle innych problemów Zgierza.

zatem przypadkiem. Wynika z tego, że nie należy liczyć na to, by raz zmierzona gotowość płacenia mogła być traktowana jako „mocna” informacja – dająca operacyjnie przydatny opis świata. Można zatem powiedzieć, że próba „obiektywizacji” podejścia „konstruktywistycznego” poprzez zastosowanie pomiaru gotowości płacenia nie jest i nie może być do końca udana.

Nie znaczy to, że badania gotowości płacenia nie są użyteczne. Dostarczają one ważnych informacji na temat preferencji społecznych, zwłaszcza w odniesieniu szerszych badań opinii publicznej. Na ten pragmatyczny aspekt zagadnienia zwraca uwagę D. Bloom (1995), pisząc: „przez głosowanie lub decyzje rządu, społeczeństwa muszą decydować o alokacji zasobów środowiska w celu uzyskania odpowiedniej jakości środowiska. Mechanizm głosowania okazuje się najbardziej efektywny, gdy liderzy polityczni znają preferencje wyborców dotyczące jakości środowiska. Rząd łatwiej podejmuje decyzje mając informacje na temat stanowiska opinii publicznej. W tym kontekście badania opinii publicznej stanowią źródło ważnych informacji na temat wagi i postrzeganych przyczyn problemów ekologicznych, preferencji dotyczących jakości środowiska oraz alternatywnych rozwiązań różnych problemów ekologicznych”.

Rzeczywiście, badania takie dostarczają ważnych informacji. Kłopoty zaczynają się wtedy, gdy wyniki badania gotowości płacenia lub badania opinii publicznej traktowane są jako argument rozstrzygający, dlatego że „obiektywny”. Rzecz w tym, że owa „obiektywność” może być zawsze zakwestionowana przez „konstruktywistów”, innych uczestników dyskusji, odwołujących się do wartości, nie zaś do „faktów”.

Partycypacja i technokratyzm

W odniesieniu do podejmowania decyzji, jak radzić sobie z problemami ekologicznymi, można również wyodrębnić dwa – analogiczne w dużej mierze do powyższych – stanowiska: partycypacyjne, gdzie punktem odniesienia są opinie i stanowiska zainteresowanych stron, oraz stanowisko eksperckie („technokratyczne”), gdzie decyzje podejmowane są przez fachowców. Zalecane przez Blooma badania

opinii publicznej bliskie są podejściu partycypacyjnemu. Podobnie jest w przypadku wykorzystania metody wyceny warunkowej. Z drugiej strony, metoda Delphi może być przykładem podejścia eksperckiego. Wielu krytyków metody wyceny warunkowej wskazuje metodę Delphi jako alternatywę dla niej. O ile bowiem metoda wyceny warunkowej opiera się na opiniach indywidualnych konsumentów, którzy niekoniecznie muszą być wystarczająco zorientowani w zagadnieniu, to metoda Delphi bazuje na zdaniu ekspertów⁶⁵.

J. Manis zajmując silnie eksperckie stanowisko (o czym wspomniano w podrozdziale 1.2), dowodzi, że nauka ma szczególną pozycję, upoważniającą do orzekania, co stanowi problem (społeczny) i w jaki sposób można go rozwiązywać. Stanowisko Manisa można widzieć jako głos w dyskusji na temat roli nauki w rozstrzyganiu problemów ekologicznych (i szerzej społecznych). Choć swoisty „scjentyzm” w podejściu do definiowania i rozwiązywania problemów ekologicznych napotyka zdecydowany (i wydaje się, że nasilający się) sprzeciw (o czym wspomniano w rozdziale 1.3), to obrońcy podejścia eksperckiego wskazują na podatność opinii publicznej na manipulację⁶⁶, chwiejność ocen, brak zrozumienia technicznych i ekonomicznych ograniczeń. Podejście eksperckie pozwala uniknąć tych niebezpieczeństw.

Subsydiarność

Problemy ekologiczne są problemami dotyczącymi dóbr wspólnych. Tragedia dóbr wspólnych jest – jak trafnie zauważa M. Bell – tragedią indywidualizmu. Jednak znaleźć można wiele przykładów,

⁶⁵ Eksperci pytani są niezależnie o ocenę wartości danego dobra. Następnie wyniki przekazywane są zwrótnie i anonimowo do powtórnej oceny. Powtarzanie rundy zbliża ocenę do średniej. Ograniczeniem metody jest to, że choć eksperci mają większą wiedzę w sprawach technicznych, to nie znaczy to wcale, że potrafią określić dokładnie wartość straty środowiskowej dotyczącej poszczególnych konsumentów.

⁶⁶ Przykładowo, Ch. Nash i J. Bouwers (1988, s. 131) wskazują na znaczącą rolę telewizji w kreowaniu wartości płynących z istnienia rozmaitych dóbr środowiskowych (*existence value*). Jest to widoczne chociażby w przypadku ginącego gatunku błękitnego wieloryba. Chęć ochrony tego gatunku nie jest związana z wartością użyteczną. Popyt na istnienie takiego gatunku może być tworzony przez media i ulega znacznym wahaniom.

gdy do tragedii dóbr wspólnych nie dochodzi (nie dochodziło). Czynnikiem kluczowym jest obecność więzi społecznej. Zatem z tego punktu widzenia rozwiązywanie problemów ekologicznych oznacza równoczesny proces odbudowy „obywatelstwa” – poczucia odpowiedzialności za dobro wspólne. Wiąże się to ze wzmocnieniem więzi społecznych, zaufaniem, uczuciem (*sentiment*). W odniesieniu do polskich warunków, zagadnienia te podkreśla A. Piekara (1996, s. 38) pisząc, że we współczesnej Polsce objętej wielostronnym kryzysem, gdzie kreatywność społeczeństwa jest wciąż blokowana przez mechanizmy i struktury centralistyczno-biurokratyczne, istnieje potrzeba uruchomienia warunków umożliwiających systematyczną i kreatywną aktywność jednostkową i grupową obywateli.

Zasadą prowadzenia polityki ekologicznej wskazywaną przez wielu autorów (Millon-Delsol 1995; Machińska 1996; Buczkowski 1996; Żylicz 1996) oraz stosowaną w praktyce Unii Europejskiej jest zasada subsydiarności (pomocniczości). Mówi ona, że poszczególne sprawy powinny się znaleźć w kompetencjach najniższego szczebla administracji, który jest w stanie tymi sprawami skutecznie się zajmować. Zasada ta łączy w sobie odpowiedź na liczne niedomagania centralistycznie zorganizowanego państwa oraz zawiera pewną wizję („ideologię”) funkcjonowania społeczeństwa i państwa, kładzie nacisk na podmiotowość i możliwości samoorganizowania się podstawowych grup społecznych.

Skuteczne rozwiązywanie problemów ekologicznych wymaga zatem, zgodnie z taką wizją, poczucia wspólnoty i identyfikacji grupowej, a także poczucia odpowiedzialności za podejmowane jednostkowo i w skali zbiorowej działania. Jest to warunek uruchomienia mechanizmów rozwojowych, zakładających jednostkową i grupową kreatywność. Konsekwentnie, można powiedzieć, że rozwiązywanie problemów ekologicznych stanowi „wewnętrzny” problem zainteresowanych. Bez wewnętrznej mobilizacji i wypracowania rozwiązań, nie można liczyć na sukces.

Jednak przykłady partycypacji w rozwiązywaniu problemów ekologicznych (Bell 1998; Lash i Wynne 1992; Ostrom 1990) grzeszą idealizmem. Rzeczywistość wydaje się być znacznie mniej idylliczna. Przypadki „uczestnictwa” w rozwiązywaniu problemów ekologicz-

nych znacznie częściej łączą się z protestem przeciw problemom (lub proponowanym rozwiązaniom) bez – jak zauważa N. Luhmann (1993) – podejmowania odpowiedzialności przez protestujących. Pod tym względem sytuacja w krajach rozwiniętych wydaje się przypominać tę w Polsce. Warto zresztą zauważyć, że „kryzys „ekologiczny” dotknął zarówno kraje realnego socjalizmu, jak i kraje z gospodarką wolnorynkową. Problemy ekologiczne pojawiają się zarówno w wyniku typowego dla krajów o gospodarce centralnie planowanej „przeregulowania” („dezolucji”), jak i w wyniku „porażki rynku” – niezdolności mechanizmu rynkowego do zapobieżenia „tragedii dóbr wspólnych”.

Podsumowując, przygnębienie decydentów, którzy z najlepszymi intencjami przystępują do poszukiwań optymalnych rozwiązań i napotykają opór „fanatyków”, oraz – z drugiej strony – desperacja obrońców środowiska, którzy mają poczucie osamotnienia w walce z wszechwładną machiną decyzyjną, są nieuchronne. Możliwość kwestionowania prawomocności stanowiska strony przeciwnej stanowi immanentną cechę kontrowersji ekologicznych. Oczywiście, sytuacja zmienia się znacznie, gdy strony mają do siebie zaufanie.

Bibliografia

- ALEKSANDROWICZ, J. 1988. *Sumienie ekologiczne*. Warszawa: Wiedza Powszechna.
- ALEKSANDROWICZ, J., WASZCZENKO, P. 1990. Środowisko w perspektywie medycznej. W: *Człowiek. Środowisko. Zdrowie*, red. J. Kopczyński, A. Siciński. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- The American environment*. 1976, ed. by R. Nash. Reading, Mass.-London: Addison-Wesley Publishers.
- ARROW, K., BOLIN, B., CONSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., JANSSON, B.-O., LEVIN, S., MALER, K.-G., PERRINGS, C., PIMENTEL, D. 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268.
- AYERS, I., BRAITHWAITE, J. 1992. *Responsive regulation*, New York: Oxford University Press.
- BABIŃSKI, G. 1980. *Wybrane zagadnienia z metodologii socjologicznych badań empirycznych*. Kraków: Uniwersytet Jagielloński.
- BAŃKA, A. 1984. *Behawioralne podstawy projektowania architektonicznego*. Poznań: Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej.
- BAŃKA, A. 1994. Budowa i interpretacja modeli ekologicznych w psychologii. W: *Poznańskie Studia z Filozofii Humanistyki* t. 14.
- BAUMOL, W., OATES, W. 1975. *The Theory of environmental policy*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- BECK, U. 1992. *Risk society*. London: Sage.
- BECKER, G.S. 1990. *Ekonomiczna teoria zachowań ludzkich*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. 1990. *Ecology*. Boston: Blackwell.
- BELL, M. 1998. *An Invitation to environmental sociology*. Thousands Oaks: Pine Forge.
- BENTON, T. 1994. Biology and social theory in the environmental debate. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- BIAŁAS, J. 1982. Zachowania mieszkańców a przestrzeń społeczna osiedla. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- BIERNAT, S. 1994. *Prywatyzacja zadań publicznych*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- BLOOM, D.E. 1995. International public opinion on the environment. *Science* 269.

- BOĆ, J. 1995. Problem wydajności samorządu terytorialnego w zakresie ochrony środowiska. W: *Polityka lokalna w zakresie ochrony środowiska*, red. P. Buczkowski. Poznań: Krajowy Instytut Badań Samorządowych.
- BOĆ, J., SAMBORSKA-BOĆ, E. 1994. *Ochrona środowiska. Źródła*. Wrocław: Kolonia.
- BOHM, P. 1987. *Social efficiency*. London: Macmillan Education.
- BOJÓ, J., MÁLER, K.-G., UNEMO, L. 1992. *Environment and development: an economic approach*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- BOOKCHIN, M. 1982. *Ecology and freedom*. Palo Alto: Cheshire Books.
- BOOTH, D. 1994. Ethics and the limits of environmental economics. *Ecological Economics* 9.
- BOYLE, K., WELSH, M., BISHOP, R. 1993. The Role of question order and respondent experience in contingent valuation studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 25.
- BROEK, J. v. d. 1993. Covenant and permit in the Dutch target group consultation: the role of an environmental covenants in the granting of an environmental permit. W: *Environmental contracts and covenants: new instruments for a realistic environmental policy?* ed. by J.M. van Dunne. Rotterdam: Institute of Environmental Damages.
- BUCZKOWSKI, P. 1985. Wiedza, wartości, działanie społeczne. *Kultura i Społeczeństwo* 1.
- BUCZKOWSKI, P. 1995. Rozwój zrównoważony – próba przewyciężenia konfliktu wartości. W: *Polityka lokalna w zakresie ochrony środowiska*, red. P. Buczkowski. Poznań: Krajowy Instytut Badań Samorządowych.
- BUCZKOWSKI, P. 1996. Społeczeństwo obywatelskie i zasada subsydiarności a samorząd terytorialny w Polsce. W: *Subsydiarność*, red. D. Milczarek. Warszawa: Elipsa.
- BUEKENS, A., CAEVEL, B. DE, NEYT, A. 1993. Risk analysis. W: *Environmental management*. Brussels: Vrije Universiteit.
- BURGER, T. 1992. *Świadomość ekologiczna – między lękiem a działaniem*. Warszawa: Instytut na Rzecz Ekorozwoju.
- BURGER, T., SADOWSKI, A. 1994. *Świadomość społeczna: Niderlandy ekologiczne*. Warszawa: Instytut na Rzecz Ekorozwoju.
- BUTTEL, F., TAYLOR, P. 1994. Environmental sociology and global environmental change. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- CAHA, M. 1994. *Understanding environmental issues in Central and Eastern Europe*. Budapest: Regional Environmental Center.
- CAPRA, F. 1987. *Punkt zwrotny*. Warszawa: Państwowy Instytut Wydawniczy.
- CASTELLS, M. 1982. *Kwestia miejska*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- CIECHANOWICZ, J. 1991. Kompetencje samorządu terytorialnego w zakresie ochrony i kształtowania środowiska. *Ruch Prawniczy, Ekonomiczny i Socjologiczny* 2.
- CIESIELSKI, M. 1992. Publiczny sektor miasta. W: *Polityka ekonomiczna miast*. Poznań: Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej.
- COASE, R. 1972. The Problem of social cost. W: *Economics of the environment*, ed. by R. Dorfman, N. Dorfman. New York: Norton.
- CZAJA, S., FIEDOR, B., JAKUBCZYK, J. 1993. *Ekologiczne uwarunkowania wzrostu gospodarczego w ujęciu współczesnej teorii ekonomii*. Białystok – Kraków: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.

- CZEKAJ, K., WÓDZ, J. 1991. *Miasto – ekologia społeczna, patologia społeczna*. Katowice: Uniwersytet Śląski.
- DAVIES, W.K.D., HERBERT, D.T. 1993. *Communities within cities. An Urban social geography*. London: Belhaven Press.
- DELOORME, A. 1994. *Spoleczne przeszkody przewycięzenia kryzysu ekologicznego. Człowiek i Przyroda 1*.
- DUBOS, R. 1970. *Człowiek. Środowisko. Adaptacja*. Warszawa: Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich.
- DUNNE, J.M. VAN. 1993. Legal issues arising from the Rhine contracts. W: *Environmental contracts and covenants: new instruments for a realistic environmental policy?* ed. by J.M. van Dunne. Rotterdam: Institute of Environmental Damages.
- DZIEGIELEWSKA, D. 1995. *Metoda wyceny warunkowej: zastosowanie sondażu do oceny wartości dóbr środowiskowych. Przykład projektu zahamowania eutryfikacji Bałtyku*. Warszawa, Instytut Socjologii, Uniwersytet Warszawski (niepublikowana praca magisterska).
- EHRlich, S. 1995. *Wiążące wzory zachowania*. Warszawa: PWN.
- EISER, J.R., PLIGT, J. v.D. 1993. *Attitudes and decisions*. London: Routledge.
- Europe's Environment. *The Dobris assessment*. 1995, ed. by D. Stanners, P. Boureau. Copenhagen: European Environment Agency.
- GIDDENS, A. 1990. *The consequences of modernity*. Cambridge: Polity Press.
- GIZA-POLESZCZUK, A. 1991. *Uspołeczniona przyroda i znaturalizowane społeczeństwo*. W: *Co nam zostało z tych lat...* red. M. Marody. Londyn: Aneks.
- GLIŃSKI, P., SICIŃSKI, A., WYKA, A. 1990. *Spoleczne aspekty ochrony i kształtowania środowiska w Polsce*. Warszawa: IFiS.
- GÓRKA, K., POSKROBKO, B. 1991. *Ekonomika ochrony środowiska*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- GÓRKA, K., POSKROBKO, B., RADECKI, W. 1995. *Ochrona środowiska. Problemy społeczne, ekonomiczne i prawne*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- GROOT, W.T. DE, STEVERS, R. 1993. Problem-in-context: a general framework for problem-oriented environmental science research. W: *Environmental management*. Brussels: Vrije Universiteit.
- HAES, U. DE. 1991. *Environmental science: definition and demarcation*. Leiden (maszynopis).
- HANKISS, E. 1986. *Pałapki społeczne*. Warszawa: Wiedza Powszechna.
- HANNIGAN, J.A. 1995. *Environmental sociology. A Social constructionist perspective*. London: Routledge.
- HARDIN, G. 1968. The Tragedy of the commons. *Science* 162.
- HARRIS, C., BROWN, G. 1992. Gain, loss and personal responsibility: the role of motivation in resource valuation decision – making. *Ecological Economics* 5.
- HARRISON, G. 1992. Valuing public goods with the contingent valuation method: a critique of Kahneman and Knetsch. *Journal of Environmental Economics and Management* 23.
- HUETING, R. 1991. Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilemma. W: *Ecological economics*, ed. by R. Constanza. New York: Columbia University Press.

- IERLAND, E.C. VAN. 1993. *Macroeconomic analysis of environmental policy*. Amsterdam: Elsevier.
- INDEKA, L., KARACZUN, Z.M. 1992. *Człowiek i środowisko przyrodnicze*. Warszawa: Bellona.
- INGLEHART, R. 1990. *Culture shift in advanced industrial societies*. Princeton: Princeton University Press.
- JACKSON, C. 1994. Gender analysis and environmentalism. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- JACOBS, M. 1994. The Limits to neoclassicism: towards an institutional environmental economics. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- JAGIELSKI, A. 1982. Społeczna i przestrzenna struktura miast w świetle geograficznych badań miast polskich. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- JAŁOWIECKI, B. 1992. Ekologia społeczna a nowe paradygmaty w socjologii miasta. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- JANIKOWSKI, R. 1993. *Wielokryterialny model decyzyjny jako narzędzie oceny oddziaływania projektowanej działalności na środowisko*. Katowice: Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych.
- JANIKOWSKI, R., STARZEWSKA, A. 1983. *Straty gospodarcze i społeczne wynikające z zanieczyszczenia środowiska*. Warszawa: Instytut Ochrony Środowiska.
- JANKOWSKA-KŁAPKOWSKA, A. 1985. Ekologiczno-ekonomiczna efektywność zarządzania. W: *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, red. A. Ginsbert-Gebert. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- JOHNSTON, R.J. 1992. *Environmental problems: nature, economy and state*. London: Belhaven Press.
- KALTENBERG-KWIATKOWSKA, E. 1982. Koncepcje ekologii społecznej w socjologii polskiej. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- KAPP, W. 1960. *Społeczne koszty funkcjonowania przedsiębiorstw prywatnych*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- KARPIŃSKI, J. 1985. *Przyczynowość w badaniach socjologicznych*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- KAZANECKA-MICHAŁOWSKA, M. 1992. Psychiatryczny obraz miasta. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- KAZMANN, R.G. 1992. Environmental tyranny – a threat to democracy. W: *Rational readings on environmental concerns*, ed. by J.H. Lehr. New York: Van Nostrand Reinhold.
- KERNKAMP, F.H. 1993. The Rotterdam Rhine contracts. W: *Environmental contracts and covenants: new instruments for a realistic environmental policy?* ed. by J.M. van Dunne. Rotterdam: Institute of Environmental Damages.
- KLICH, A. 1985. Efektywność przedsięwzięć w zakresie ochrony środowiska. W: *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, red. A. Ginsbert-Gebert. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.

- KMITA, J. 1982. *O kulturze symbolicznej*. Warszawa: Centralny Ośrodek Metodyki Upowszechniania Kultury.
- KOLBUSZEWSKI, J. 1992. *Ochrona przyrody a kultura*. Wrocław: Towarzystwo Przyjaciół Polonistyki Wrocławskiej.
- KOŁAKOWSKI, L. 1974. *Obecność mitu*. Paryż: Instytut Literacki.
- KORCELLI, P., WECLAŃWOWICZ, G. 1982. Rozwój modeli ekologicznych miasta. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- KOSTROWICKI, A.S. 1990. Środowisko w perspektywie geograficznej. W: *Człowiek. Środowisko. Zdrowie*, red. J. Kopczyński, A. Siciński. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- KOŚMICKI, E. 1986. O przyczynach i instrumentach ekologizacji działań ekonomicznych. *Ruch Prawniczy, Ekonomiczny i Socjologiczny* 2.
- KOZŁOWSKI, S. 1986a. *Granice przystosowania*. Warszawa: Wiedza Powszechna.
- KOZŁOWSKI, S. 1986b. Koncepcja ekorozwoju w Polsce. W: *Ekorozwój szansą przetrwania cywilizacji*, red. B. Zaufal, M. Białecka. Kraków: Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutniczej.
- KOZŁOWSKI, S. 1991. *Gospodarka a środowisko przyrodnicze*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- LEONTIEF, W. 1972. Environmental repercussions and the economic structure: An Input-output approach. W: *Ecological economics*, ed. by R. Constanza. New York: Columbia University Press.
- LESZCZYŃSKI, K. 1985. Rachunek ekonomiczny i jego zastosowanie w dziedzinie ochrony środowiska. W: *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, red. A. Ginsbert-Gebert. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- LIBERATORE, A. 1994. The Interactions between science and policy-making in the European Community. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- LOVELOCK, J. 1988. *The Ages of Gaia*, Oxford: Oxford University Press.
- LUHMANN, N. 1993. *Risk: a sociological theory*. New York: Walter de Gruyter.
- ŁUKASZUK, L. 1993. Poland's contribution to the new instruments of environmental law. W: *Environmental contracts and covenants: new instruments for a realistic environmental policy?* ed. by J.M. van Dunne. Rotterdam: Institute of Environmental Damages.
- ŁUPINA, A.M. 1992. *Ekologia czy pesymizm końca XX wieku?* Warszawa: Epoka.
- MACHIŃSKA, H. 1996. Zasada subsydiarności w polityce ekologicznej Wspólnoty Europejskiej. W: *Subsydiarność*, red. D. Milczarek. Warszawa: Elipsa.
- MANIS, J.G. 1976. *Analysing social problems*. New York: Praeger.
- MANSFELD, L.H. 1996. *Manual on environmental knowledge transfer*. Warsaw – Budapest (maszynopis).
- MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J., BEHRENS, W.W. 1973. *Granice wzrostu*, Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- MERTON, R.K. 1966. Social problems and sociological theory. W: *Contemporary social problems*, ed. by R.K. Merton, R.A. Nisbet. New York: Harcourt, Brace and Jovanovich.

- MICHAJŁOW, W. 1978. Środowisko i polityka. W: *Człowiek i środowisko*. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- MILLON-DELSOL, Ch. 1995. *Zasada pomocniczości*. Kraków: Znak.
- MIROSLAWSKI, W. 1992. Koncepcja szkoły chicagowskiej a koncepcja ekologii F. Znanieckiego. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- MISZTAŁ, B. 1978. *Socjologia miasta*. Warszawa: Wydawnictwo CRZZ.
- MLICKI, M.K. 1992. *Konflikty społeczne*. Warszawa: IFIS.
- NASH, Ch., BOUWERS, J. 1988. Alternative Approaches to the valuation of environmental resources. W: *Sustainable environmental management: principles and practice*, ed. by R. Kerry Turner. London: Belhaven Press.
- NASH, R. 1973. *Wilderness and american mind*. New Haven: Yale University Press.
- NIEDOMAGAŁA, J. 1986. Uwagi na temat skuteczności narzędzi ekonomicznych w sterowaniu procesami ochrony środowiska. W: *Ekorozwój szansą przetrwania cywilizacji*, red. B. Zaufal, M. Białecka. Kraków: Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutniczej.
- NISBET, R.A. 1966. Introduction: The Study of social problems. W: *Contemporary social problems*, ed. by R.K. Merton, R.A. Nisbet. New York: Harcourt, Brace and Jovanovich.
- OBUCHOWSKI, K. 1990. Problemy zdrowia i środowiska – perspektywa psychologiczna. W: *Człowiek. Środowisko. Zdrowie*, red. J. Kopczyński, A. Siciński. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- ODUM, P.E. 1977. *Podstawy ekologii*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- OECD, 1989. *Environmental policy benefits: monetary valuation*. Paris: OECD.
- OECD, 1991. *Economic instruments for environmental protection*. Paris: OECD.
- OLEDZKA, E. 1995. Polski ruch ekologiczny w okresie transformacji systemowej. W: *Polityka lokalna w zakresie ochrony środowiska*, red. P. Buczkowski. Poznań: Krajowy Instytut Badań Samorządowych.
- OLSON, M. 1965. *The Logic of collective action*. Cambridge: Harvard University Press.
- O'RiODAN, T. 1991. Stability and transformation in environmental government. *Political Quarterly* 62 2.
- OSSOWSKI, S. 1967a. Organizacja przestrzeni i życie społeczne. W: *Dzieła t. III*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- OSSOWSKI, S. 1967b. Urbanistyka i socjologia. W: *Dzieła t. III*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- OSTROM, E. 1990. *Governing the commons*. Cambridge: Cambridge University Press.
- OYRZANOWSKI, B. 1995. *Mikroekonomia*. Kraków: Wydawnictwo Profesjonalnej Szkoły Biznesu.
- PARK, R.E. 1936. Human ecology. *American Journal of Sociology* 62. Przedruk w: *New perspectives on the American community*. 1988, ed. by R.L. Warren, L. Lyon. Chicago: Dorsey Press.
- PEARCE, D., MARKANDYA, A., BARBIER, E. 1989. *Blueprint for a green economy*. London: Earthscan.

- PEARCE, D.W., TURNER, K.R. 1990. *Economics of natural resource and the environment*. New York: Harvester Wheatsheaf.
- PEAVY, H.S., ROWE, D.R., TCHOBANDOUS, G. 1985. *Environmental engineering*. New York: McGraw-Hill.
- The Penguin dictionary of economics*. 1992, ed. by G. Bannock, R.E. Baxter, E. Davis. London: Penguin Books.
- PIEKARA, A. 1996. Wartości, istota, uwarunkowania i funkcja samorządu terytorialnego a rozwój lokalny. W: *Samorząd terytorialny i rozwój lokalny*, red. A. Piekara. Warszawa: Uniwersytet Warszawski.
- PIONTEK, J. 1992. Antropologiczna koncepcja ekologii. W: *Idee ekologii w świadomości społecznej*, red. K. Łastowski, M. Rafiński. Poznań – Daszewice: Sorus.
- PIOTROWSKI, W. 1992. Trwałość podejścia ekologicznego w badaniach socjologicznych. W: *Szkola chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- PIÓRO, Z. 1982a. Ekologia społeczna – nauka o strukturach i zachowaniach przestrzennych. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- PIÓRO, Z. 1982b. Główne nurty ekologii społecznej. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- POBOJEWSKA, A. 1992. Jedna natura – wiele kultur. Jedna kultura – wiele natur. W: *Między sensem a genami*, red. B. Tuchańska. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- PRANDECKA, B. 1985. Współzależność ochrony środowiska i procesów rozwoju. W: *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, red. A. Ginsbert-Gebert. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- PRANDECKA, B. 1991. *Nauki ekonomiczne a środowisko przyrodnicze*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- PRINCE, R., MCKEE, M., BEN-DAVID, S., BAGNOLI, M. 1992. Improving the contingent valuation method: implementing the contribution game. *Journal of Environmental Economics and Management* 23.
- REDCLIF, M., WOODGATE, G. 1994. *Sociology and the environment*. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- RYKIEL, Z. 1982. Ekologia społeczna – wnioski dla planowania rozwoju społecznego. W: *Przestrzeń i społeczeństwo. Z badań ekologii społecznej*, red. Z. Pióro. Warszawa: Książka i Wiedza.
- SCHKADE, D., PAYNE, J. 1994. How people respond to contingent valuation method. *Journal of Environmental Economics and Management* 27.
- SEED, J. 1992. Antropocentryzm. W: *Myśląc jak góra*. Warszawa: Pusty Obłok.
- SEJAK, J. 1994. *Natural capital*. Budapest: Regional Environmental Center.
- SEMKOW, J. 1989. *Ekonomia a ekologia*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- SENECA, J., TAUSSIG, M. 1979. *Environmental economics*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- SHECHTER, M. 1996. Wycena środowiska. W: *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, red. H. Holmer, L. Gabel, H. Opschoor. Warszawa: Krupski i S-ka.

- SKEA, J. 1996. Technologia ochrony środowiska. W: *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, red. H. Holmer, L. Gabel, H. Opschoor. Warszawa: Krupski i S-ka.
- SKLAIR, L. 1994. Global sociology and environmental change. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- SKOLIMOWSKI, H. 1989. *Nadzieja matką mądrych*. Warszawa: Akapit Press.
- SMITH, D. 1992. The Contribution of W.I. Thomas to the Chicago School. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*. 1992, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- SOMMER, J. 1993. *Prawo ochrony środowiska w Polsce*. Wrocław: Wydawnictwo Prawo Ochrony Środowiska.
- STADLER, K. 1992. Komunikat z badań nad różnicami środowiskowymi w obrazie samego siebie młodzieży 14–15-letniej. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- STEWART, J. 1968. Cultural ecology. W: *International encyclopedia of social sciences*, ed. D. Sills. New York: Macmillan.
- STIRLING, A. 1993. Environmental Valuation. *The Ecologist* 233.
- STRETTON, H. 1976. *Capitalism, socialism and the environment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- STRZALKO, J., OSTOJA-ZAGÓRSKI, J. 1995. *Ekologia populacji ludzkich*. Poznań: Wydawnictwo Naukowe UAM.
- SULLIVAN, T.J., THOMPSON, K.S. 1988. *Introduction to social problems*. New York: Macmillan.
- SYMONOWICZ, A. 1985. Straty z tytułu degradacji środowiska. W: *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, red. A. Ginsbert-Gebert. Wrocław: Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- SZACKI, J. 1983. *Historia myśli socjologicznej*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- SZCZEPAŃSKI, J. 1972. *Elementarne pojęcia socjologii*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- SZCZEPAŃSKI, M.S. 1992. Przestrzeń społeczna miast górnośląskich – długie trwanie i zmiana. W: *Szkoła chicagowska w socjologii*, red. K. Wódcz, K. Czekaj. Katowice – Warszawa: Uniwersytet Śląski.
- SZCZURKIEWICZ, T. 1969. *Studia socjologiczne*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- TITTENBRUN, J. 1995. *Ekonomiczny sens prywatyzacji*. Poznań: Wydawnictwo Fundacji Humaniora.
- TIVY, J., O'HARE, G. 1981. *Human impact on the ecosystem*. Edinburgh: Oliver & Boyd.
- TOBERA, P. 1984. *Spoleczeństwo i środowisko przyrodnicze. Zarys problematyki socjoekologicznej*. Łódź: Uniwersytet Łódzki.
- TOBERA, P. 1988. *Kryzys środowiska – kryzys społeczeństwa*. Warszawa: Ludowa Spółdzielnia Wydawnicza.
- TUAN, YI-FU. 1987. *Przestrzeń i miejsce*. Warszawa: Państwowy Instytut Wydawniczy.
- TURVEY, R. 1972. On Divergencies between social cost and private cost. W: *Economics of the environment*, ed. by R. Dorfman, N. Dorfman. New York: Norton.

- TYSZKA, T. 1986. *Analiza decyzyjna i psychologia decyzji*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- VAN LIERE, K.D., DUNLAP, R.E. 1980. The Social basis of environmental concern: a review of hypotheses explanations and empirical evidence. *The Public Opinion Quarterly* 44 2.
- VERBRUGGEN, H., BOER, J. DE. 1993. Policy making. W: *The Environment. A Multidisciplinary Concern*. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.
- WALLIS, A. 1979. *Informacja i gwar*. Warszawa: Państwowy Instytut Wydawniczy.
- WALLIS, A. 1990. *Socjologia przestrzeni*. Warszawa: Niezależna Oficyna Wydawnicza.
- WERFF, P.v.d., MEESTERS, M., PLOEG, F. v. D. 1993. Introduction. W: *The Environment. A Multidisciplinary concern*. Amsterdam: Institute for Environmental Studies.
- WHITE, L. JR. 1967. The Historical roots of our ecologic crisis. *Science* 155. Przedruk w: *Ecology and life. Accepting our environmental responsibility*, 1988, ed. by W. Granberg-Michaelson.
- WHITTINGTON, D., KERRY SMITH, V., OKORE, A., LIU, J.L., MCPHAIL, A. 1992. Giving respondents time to think in contingent valuation studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 22.
- WINPENNY, J.T. 1995. *Wartość środowiska. Metody wyceny ekonomicznej*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne.
- WIRTH, L. 1938. Urbanism as a way of life. *American Journal of Sociology* 44 1. Przedruk w: *New perspectives on the American community*. 1988, ed. by R.L. Warren, L. Lyon. Chicago: Dorsey Press.
- WYKA, A. 1987. Przedmowa. W: Capra F. *Punkt zwrotny*. Warszawa: Państwowy Instytut Wydawniczy.
- WYNNE, B. 1994. Scientific knowledge and global environment. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- YEARLEY, S. 1994. Social movements and environmental change. W: *Social theory and the global environment*, ed. by M. Redclift, T. Benton. London and New York: Routledge.
- ZIÓLKOWSKI, J. 1965. *Urbanizacja. Miasto. Osiedle*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- ZIÓLKOWSKI, J. 1972. *Socjologia i planowanie społeczne*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- ZNANIECKI, F. 1938. Socjologiczne podstawy ekologii ludzkiej. *Ruch Prawniczy, Ekonomiczny i Socjologiczny* 1.
- ZNANIECKI, F. 1988. *Wstęp do socjologii*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- ZNANIECKI, F. 1994. *What are sociological problems?* Poznań: Nakom.
- ŻYLICZ, T. 1989. *Ekonomia wobec problemów środowiska przyrodniczego*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- ŻYLICZ, T. 1996. Cele, zasady i ograniczenia polityki ochrony środowiska. W: *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, red. H. Holmer, L. Gabel, H. Opschoor. Warszawa: Krupski i S-ka.

Ecological problems as social issues

Summary

In the book an attempt is made to define the meaning of environmental problems, what are the reasons of the environmental problems and what measures can be used to solve them. Firstly, a revision of the different approaches to environmental problems is made. The area of environmental problems (or ecological crises) is the focus of the first part. The area is explored from different points of view, and various concepts and meaning of the terms: ecology and environment are employed to describe it. The misunderstandings are caused by the fact that different sciences underline specific aspects of the man-environment relation. Moreover, the topic gets a lot of media attention. This makes the area fuzzy. As a result the terms are more popular than clear. This provokes to revise the meaning in which the terms appear in specific scientific contexts. Biological origins of the ecology and Chicago school tradition in social sciences are revised.

The meaning of environmental problems as used in the book has the specific sense, emphasising the role of their social construction. Environmental problems are treated as a subclass of the broader concept of social problems.

Second part of the book explores social measures employed to deal with environmental problems. Since it is a very broad field, the aim is to indicate the variety of approaches to the origins of environmental problem. The emphasis is put on the externality concept – the situation where the cost of an activity is transferred to others, who do not consume the benefits. Another related concept is the one concerning social dilemmas that is pointing out the deficiencies of group actions. In both cases the mechanisms leading to social problems are indicated. The common good and the public good concepts are introduced to present structural obstacles to the efficient social actions.

From this point of view environmental quality can be, to a certain extent, described as a public good. It involves specific social actions dealing with such goods. As a result, one can say that origins of environmental problems are social

ones. They are not caused by the erroneous individual actions but by characteristic features of a good at stake and the structure of social actions.

In the third part of the book possible solutions to environmental problems are described. Especially, legal and economic measures are presented. Moreover, some aspects of the decisions-making process concerning solving environmental problems is described. In this context the notion of environmental policy and its dimensions is considered. Especially the possible role of the contingent valuation method is explored. Willingness To Pay as a measurement technique is presented and critically assessed. WTP seems to a useful tool offering information not possible to obtain otherwise. Such information, allowing to assess the value of environmental goods, is an important contribution to the efficiency of a decision making process.

At the end conclusions are presented. The background of the conclusions is the role of local communities and local government in solving environmental problems.

It is argued that a controversial aspects of solving environmental problem activities are based on the contradiction between the two following approaches. The first one tends to search for an objective basis of environmental problems. The second approach concentrates on the subjective side – basing on human needs such as: the right to clean environment, the necessity to preserve the natural environmenta etc. As a matter of fact the book can be treated as a description of the features of social attempts to make environmental problems objective, searching for the firm ground allowing proper decisions. This approach is challenged by the one referring to the ecocentric approach to environmental problems, showing that the objective approach has disastrous consequences.

The book has rather systematic than historical character. It does not contain a complete presentation of the concepts of environmental problem. It focuses on construction of environmental problems instead. Thus it has rather an integrative and multidisciplinary character than a critical one.