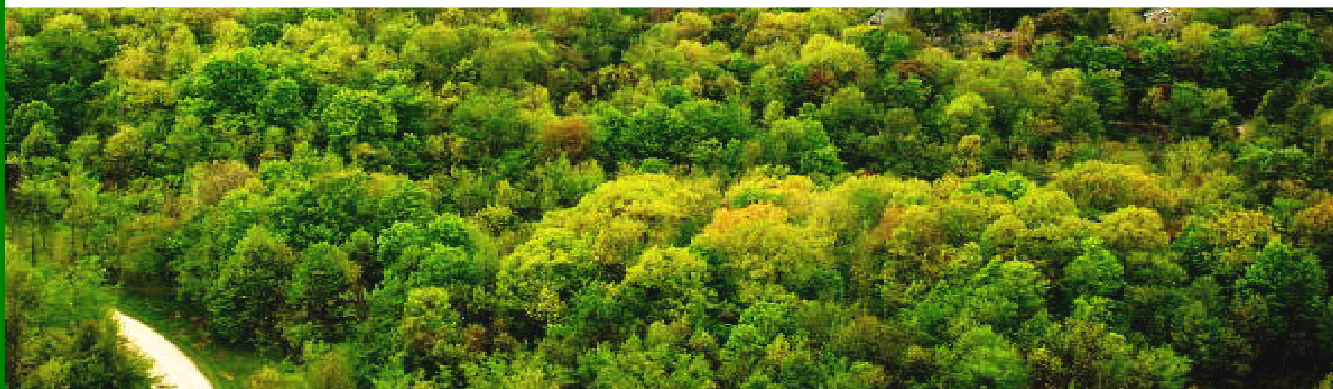




WARSAW UNIVERSITY
Warsaw Ecological Economics Center



Wartości nierynkowych korzyści
z lasów. Metody wyceny oraz
zastosowanie wyników w analizach
ekonomicznych

POLFOREX



Wsparcie udzielone przez Islandię, Liechtenstein i Norwegię poprzez dofinansowanie ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego, Norweskiego Mechanizmu Finansowego oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach priorytetu „Badania naukowe”

Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej WNE UW

<i>dr Anna Bartczak</i>	bartczak@wne.uw.edu.pl
<i>dr Mikołaj Czajkowski</i>	miq@wne.uw.edu.pl
<i>dr Agnieszka Kopańska</i>	kopanska@wne.uw.edu.pl
<i>dr Agnieszka Markowska</i>	agnieszka.markowska@gmail.com
<i>prof. dr hab. Tomasz Żylicz</i>	tzylicz@wne.uw.edu.pl

Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa

<i>prof. dr hab. Kazimierz Rykowski</i>	karyk@ibles.waw.pl
---	--

Econ Pöyry AS

<i>dr Marianne Zandersen</i>	mz@dmu.dk
------------------------------	--

National Environmental Research Institute

profesor Mette Termansen

Spis treści

1. Badanie lasów jako dobra publicznego – <i>Tomasz Żylicz</i>	5
2. Monetary valuation – <i>Marianne Zandersen</i>	8
i. Motivation for monetary valuation in forest management.....	8
ii. Typology of Values (TEV).....	9
iii. Overview of Valuation Methods	10
2.1. Metoda Kosztu Podróży (TCM) – <i>Anna Bartczak</i>	12
2.1.1. Co może być wyceniane za pomocą metody kosztu podróży?	12
2.1.2. Etapy w badaniu TCM.....	13
2.1.3. Główne podejścia i modele TCM.....	20
2.1.4. Zagadnienia problematyczne	26
2.2. Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej – <i>Mikołaj Czajkowski</i>	28
2.2.1. Wstęp	28
2.2.2. Konstrukcja scenariuszy i sytuacji wyboru.....	29
2.2.3. Badania metodą wyboru i wyceny warunkowej jako badania ankietowe	36
2.2.4. Poprawność motywacyjna i dobór informacji w badaniach metodami warunkowymi.....	40
2.2.5. Ilościowe metody analizy danych	44
2.2.6. Zastosowania metody wyceny warunkowej	57
2.2.7. Zastosowania metody wyboru warunkowego.....	61
2.2.8. Zakończenie	62
2.3. Metoda Transferu Korzyści (BT) – <i>Anna Bartczak</i>	65
2.3.1. Co może być wyceniane za pomocą metody transferu korzyści?	66
2.3.2. Etapy badania BT	67
2.3.3. Główne podejścia i modele BT	69
2.3.4. Błąd transferu	71
3. Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów – <i>Agnieszka Markowska</i>	74
3.1. Co to jest analiza kosztów i korzyści?.....	74
3.1.1. Wprowadzenie.....	74
3.1.2. Ogólny cel AKK.....	75
3.1.3. Kiedy zalecane jest przeprowadzanie AKK?.....	77
3.1.4. Zalety i wady AKK	80
3.1.5. Alternatywne metody oceny projektów.....	82
3.2. Metodologia przeprowadzania analizy kosztów i korzyści	86

3.2.1. Podstawowe etapy przeprowadzania analizy kosztów i korzyści	86
3.2.2. Dyskontowanie.....	88
3.2.3. Ujmowanie zatrudnienia.....	92
3.2.4. Problemy dystrybucyjne	95
3.2.5. Wskaźniki AKK	96
3.2.6. Podsumowanie	97
3.3. Przykład AKK dla lasów	99
3.3.1. Opis hipotetycznej sytuacji	99
3.3.2. Analiza	100
3.3.3. Podsumowanie	105
4. Economic Instruments for Sustainable Forest Management – <i>Marianne Zandersen</i>	106
4.1. Motivation for using economic instruments in forest administration	106
4.2. Overview of economic instruments.....	107
4.3. Recommendations in the use and application of economic instruments.....	114
5. Wartość przyrodnicza. Wielofunkcyjna gospodarka leśna – <i>Kazimierz Rykowski</i>	117
5.1. Czy istnieje trwale zrównoważona, wielofunkcyjna gospodarka leśna?	117
5.1.1. Wstęp	117
5.1.2. Las wielofunkcyjny czy leśnictwo wielofunkcyjne?.....	121
5.1.3. Co to jest <i>trwała, zrównoważona i wielofunkcyjna gospodarka leśna?</i> , czyli w poszukiwaniu modelu.....	125
5.1.4. Tło międzynarodowe	130
5.1.5. Rozwój przez różnicowanie	133
5.2. Lasy jako dobro publiczne. Rekomendacje dla przyszłych działań	141
5.2.1. Wstęp	141
5.2.2. Ochrona przyrody w lasach jako dobro publiczne/wspólne	145
5.2.3. Podsumowanie	147
5.2.4. Rekomendacje	148
6. Partycypacyjne zarządzanie lasem – metody i problemy aplikacji – <i>Agnieszka Kopańska</i>	160
6.1. Współzarządzanie a inne sposoby angażowania społeczeństwa	161
6.2. Dlaczego partycypacja?	162
6.3. Jak budować dobrą partycypację?	164
6.4. Zasady dobrej partycypacji	167
6.5. Partycypacja społeczna w lasach - przykłady	170
6.6. Przykłady - podsumowanie	174
7. Bibliografia	175

1. Badanie lasów jako dobra publicznego

prof. dr hab. Tomasz Żylicz

Lasy można badać na gruncie wielu dyscyplin naukowych i z wielu punktów widzenia. W projekcie POLFOREX, badaniom podlegały lasy z punktu widzenia dostarczania przez nie dóbr publicznych, oglądane oczyma zarówno leśników jak i ekonomistów.

Podręcznikowa definicja dobra publicznego wymaga spełnienia zasady *niewykluczalności* (*non-exclusion*) i *niekonkurencyjności* (*non-rivalry*). Obie mają miejsce w przypadku lasów. Pierwsza oznacza, iż skoro już dobro zostanie dostarczone, to nikogo nie da się łatwo wykluczyć z korzystania z jego dobrodziejstw. Druga zaś oznacza, iż ta sama jednostka dobra może być równocześnie wykorzystana przez więcej niż jednego użytkownika. Zarówno ekonomiści, jak i leśnicy są zgodni, co do tego, że las jest dobrem publicznym, choć – być może – inaczej rozłożyliby akcenty i inaczej wyliczaliby powody, dla których wiele podmiotów może równocześnie cieszyć się z jego korzyści i nikogo nie daje się łatwo wykluczyć z grona beneficjentów. Ale zasadnicza różnica stanowisk dotyczy sposobu badania. Nauki przyrodnicze traktują las i zachodzące wewnątrz niego relacje jako ontologicznie pierwotne i próbują o nim orzekać niezależnie od tego, co człowiek zamierza zrobić. Natomiast ekonomia jest nauką o tym, jak człowiek dokonuje wyborów, niezależnie od tego, czy dobrze rozumie ich pełne konsekwencje i czy postępuje mądrze. Konfrontacja tych dwóch punktów widzenia może rodzić konflikty, ale jest potrzebna, jeśli się chce sprawić, by nowoczesna wielofunkcyjna gospodarka leśna była satysfakcjonująca dla przyrodników, a jednocześnie pozostawała w zgodzie z podejmowanymi przez ludzi wyborami.

Kontrowersje przyrodniczego i ekonomicznego punktu widzenia najdobitniej uwidoczniają się w pojmowaniu wartości. Bez przymiotnika słowo to jest wieloznaczne. Można więc mówić o wartości przyrodniczej, patriotycznej, religijnej, sentymentalnej, czy jeszcze innej. W wielu przypadkach kwantyfikacja takiej wartości jest praktycznie niemożliwa. Dlatego mówi się, że jest ona nieskończona, to znaczy większa niż jakiegokolwiek dający się wyobrazić poziom. Inaczej z wartością ekonomiczną. Ma ona ściśle określone znaczenie – jako proporcja, w jakiej ludzie gotowi są poświęcić jedną rzecz w zamian za drugą – i w związku z tym poddaje się kwantyfikacji. Wartość ekonomiczna każdego dobra jest więc skończona, chyba, że ludzie gotowi byłiby poświęcić każdą kwotę w zamian za jego

zachowanie lub uzyskanie. Ale tak nie bywa. Możemy się dziwić, że ludzie czasem nie dzielą naszych preferencji, a jednak wartość ekonomiczna istnieje i jest skończona.

Jeśli istnieje rynek, to obserwowane na nim ceny odzwierciedlają wartość. Problem w tym, że na wiele dóbr i usług związanych z lasem nie ma rynku. Ekonomisci są więc skazani na żmudne dociekania nad hipotetycznymi wyborami, jakich dokonaliby ludzie, gdyby mieli zapewnić sobie takie czy inne dobro lub usługę. Metodami tych dociekań poświęconych jest kilka rozdziałów niniejszego opracowania.

Metody stosowane przez współczesną ekonomię ścierają się z koncepcjami, które wydają się atrakcyjne dla nieekonomistów w wielu krajach, między innymi w Polsce. A są to koncepcje, które wiążą wartość lasu z ceną sprzedawanego na rynku produktu – np. grubizny – przez system wskaźników lub współczynników, mających odzwierciedlać dodatkowe (nierynkowe) korzyści dostarczane przez las. A więc np. obecność posuszu, retencja wody, występowanie rzadkich gatunków odzwierciedlane jest przez pewien mnożnik, którego wielkość zależy od natężenia cechy, która w opinii przyrodników wpływa na wzrost wartości lasu ponad to, co da się sprzedać na rynku. Nie wykluczone, że podejście to może niekiedy dobrze odzwierciedlać relacje pomiędzy wartościami ekonomicznymi różnych obszarów leśnych. Jest ono jednak obciążone subiektywizmem ocen dokonywanych przez przyrodników. Fachowcy należący do tej samej dyscypliny naukowej mogą się w pewnych ocenach zgadzać – sprawiając wrażenie przełamania subiektywizmu – jednak wyniki ich dociekań nie mają nic wspólnego z wartością ekonomiczną. Ta bowiem weryfikuje się w wyborach ludzi, również tych, którzy o lesie wiedzą znacznie mniej od profesjonalistów.

Edukacja ekologiczna i pogłębienie wiedzy o roli, jaką w życiu ludzkim pełnią lasy może zwiększyć wartość ekonomiczną, czyli gotowość ludzi do poświęcenia innych dóbr na rzecz zachowania lasów. Jednak jest to zadanie publicystów, duszpasterzy i pedagogów, a nie ekonomistów, którzy mają badać faktyczne ludzkie wybory, a nie takie jakie powinny być wedle opinii profesjonalistów.

Ściśle określona rola ekonomii w badaniu wartości łączy się z zupełnie inną jej rolą w badaniu instytucji, których powołanie leży w interesie społecznym. Począwszy bowiem od drugiej połowy 20. wieku ekonomiści dociekają, dlaczego spontaniczne działania ludzi, kierujących się dobrymi intencjami, nie muszą w najlepszy sposób służyć ogólnemu pożytkowi. Aby to naprawić, potrzebne są odpowiednie instytucje, które by ludzką

pomysłowością i przedsiębiorczością właściwie sterowały. Również w leśnictwie zachodzi potrzeba przemysłanej organizacji, która by pozwalała na takie pokierowanie urządzaniem lasu, żeby przedsiębiorstwa w nim działające, realizując własne partykularne cele, musiały przy okazji realizować interes społeczny. Do tego potrzebna jest wszakże znajomość owego interesu społecznego, czyli znaczenia, jakie ludzie przywiązują do poszczególnych dóbr i usług bezpośrednio lub pośrednio czerpanych z lasu. Fakt, że wiele produktów leśnictwa ma charakter dóbr publicznych dodatkowo komplikuje zadanie.

W ramach projektu POLFOREX zespoły przyrodników i ekonomistów podjęły próbę określenia korzyści czerpanych z wielofunkcyjnej gospodarki leśnej włącznie z oszacowaniem ich wartości ekonomicznej. Jest to pierwszy krok na drodze określenia takiej organizacji leśnictwa, która by jak najlepiej integrowała dążenia leśników z oczekiwaniami społeczeństwa względem korzyści czerpanych z lasu. Potrzeba będzie jeszcze wielu ambitnych przedsięwzięć naukowych, aby to zadanie w pełni zrealizować.

2. Monetary valuation

Marianne Zandersen, Ph.D.

Econ Pöyry, AS

i. Motivation for monetary valuation in forest management

As Box 1 in the introduction illustrated, forest ecosystems provide a wide range of services that benefit our society, without these services being bought or sold on the market. Nevertheless, they contribute a distinct value to our lives and some of them even provide for the basis of our survival, protection and well-being. Although the markets often cannot directly capture this value of nature's services to people and society, a number of methods have been developed since 1940s to approximate the value of marginal changes in our environment. Changes may have positive or negative consequences for society depending on what activities are carried out.

Valuation of ecosystem services such as carbon sequestration, biodiversity and recreation are useful in a number of policy and management areas.

Generally, attributing a value to a change in service from forests helps raise awareness of the value of services provided by the natural environment 'for free' and it spells out the costs to society of not dealing sustainably with our natural resources and ecosystems.

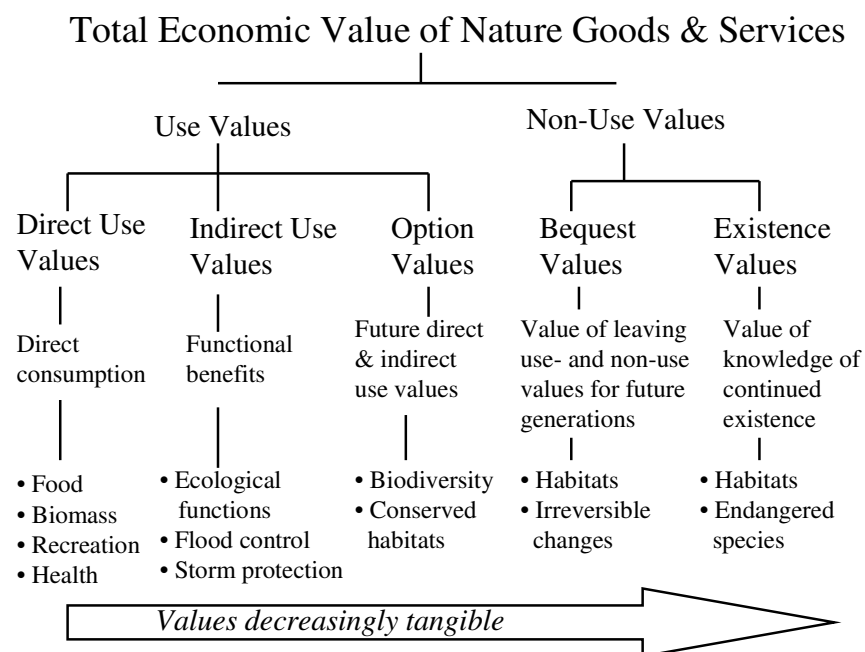
Specifically, valuation helps improve decision making, ensuring that for instance policy appraisals and cost benefit analyses take full account of benefits and costs of new policies or ensuring that a new policy delivers net benefits when the policy aims at altering the condition of an ecosystem.

The aim of this part of the guidance is to give a brief overview of the typology of values, the different types of valuation approaches and when the different approaches can be applied, their individual advantages and limitations. Annex 2 gives a technical overview of how to apply the individual valuation methods and Annex 3 gives an overview of European forest valuation studies, which may be helpful in terms of benefits transfers or inspiration for further original studies in Poland.

ii. Typology of Values (TEV)

A concept used by environmental economists to describe and estimate the values of the benefits that nature has on human society is ‘Total Economic Value’ (TEV). TEV is a welfare concept which is the sum of both the use and non-use values that individuals and society gain or lose from marginal changes in ecosystem services. Use values involve an interaction with the ecosystem service, either directly or indirectly, whereas non-use values are associated with benefits derived from the knowledge that the ecosystem service is maintained or restored. Figure 2.1. below illustrates the different typologies of values and gives some examples of which types of ecosystem services we are thinking of.

Figure 2.1. Overview of Economic Values of Ecosystem Goods and Services



Direct use values: involve an interaction with the final products of nature such as extraction of timber, berries, mushrooms, hunting, consumption of drinking water or recreational fishing. These activities can be traded on a market (e.g. timber) or can be non-marketable i.e. there is no formal market on which they are traded (e.g. recreation or the inspiration people find in directly experiencing nature).

Indirect use values: are derived from intermediate services of the ecosystem such as groundwater recharge, pest and disease control, prevention of downstream flooding and removal of nutrients. These ES are often not noticed by people until they are damaged or lost,

yet they are very important. Measuring indirect use values is often significantly more challenging than measuring direct use values. Changes in the quality or quantity of a service being provided are often difficult to measure or are poorly understood.

Non-use values: can be derived both from nature's end products and intermediate products based on the satisfaction of knowing the ecosystem services continue to exist (existence value), or associated with the knowledge that ecosystem services and ecosystems will be passed on to future generations (bequest value), or derived from knowing that people elsewhere can enjoy ecosystem services (altruistic value).

iii. Overview of Valuation Methods

The three most commonly used valuation methods to capture non-market goods and services in relation to forest areas are travel cost method (hereunder also the random utility method), contingent valuation and choice modelling (sometimes also called choice experiment). These methods each have their pros and cons and can value different aspects of ecosystem services provided by forests. Another valuation approach, less often applied, is the hedonic pricing method.

The main difference between these methods is whether they are based on observed behaviour (travel cost and hedonic pricing) or whether the study elicits the value from people based on a hypothetical scenario of changes in the natural environment (contingent valuation and choice modelling).

Table 2.1. below gives an overview of the methods, the element of Total Economic Value captured (described in the previous section), the ecosystem service valued and benefits and limitations of each approach.

Table 2.1. Choice of Valuation Methods for Different Ecosystem Services

Valuation Method	Element of TEV captured	Ecosystem Service valued	Benefits of approach	Limitations of approach
Travel cost	Direct and indirect use	All ES that contribute to recreational activities	Based on observed behaviour	Generally limited to direct use values and recreational benefits. Difficulties arise when trips are made to multiple destinations.
Random utility in travel cost	Direct and indirect use	All ecosystems services that contribute to recreational activities	Based on observed behaviour	Limited to use values
Contingent valuation	Use and non-use	All ecosystem services	Able to capture use and non-use values	Bias in responses, resource-intensive method, hypothetical nature of the market
Choice modelling	Use and non-use	All ecosystem services	Able to capture use and non-use values	Similar to contingent valuation above
Hedonic pricing	Direct and indirect use	ES that contribute to air quality, visual amenity (e.g. forests), landscape, quiet i.e. attributes that can be appreciated by potential buyers	Based on market data, so relatively robust figures	Very data-intensive and limited mainly to services related to property
Benefit transfer	Direct and indirect use	All ecosystem services, but most accurate for recreational use values	Inexpensive and quick way to economic benefits	Transfer errors are inevitable. High demands on similarity across sites.

Source: based on Defra (2006 & 2007)

Note: ES = Ecosystem Services

2.1. Metoda Kosztu Podróży (TCM)

dr Anna Bartczak

WOEE WNE UW

Metoda kosztu podróży (z ang. *travel cost method, TCM*) jest najstarszą z metod wycen dóbr środowiskowych. Za jej twórcę uważa się Harolda Hotellinga, który w 1947 roku przedstawił jej założenia w raporcie dotyczącym wyceny rekreacji w parkach narodowych Stanów Zjednoczonych. Głównym założeniem w metodzie kosztu podróży jest racjonalność podejmowania decyzji, w szczególności zaś to, że dla danej osoby korzyści z odwiedzin w miejscu rekreacji są wyższe od poniesionych przez nią kosztów związanych z dotarciem do tego miejsca. W omawianej metodzie koszty podróży, cechy miejsca rekreacji oraz schemat jego odwiedzin wykorzystywane są do wyceny wartości nierynkowych.

W najprostszym zastosowaniu metody kosztu podróży bada się zależność między przebytym dystansem do danego miejsca rekreacji i związanym z tym kosztem podróży a liczbą wizyt w tym miejscu i na podstawie tego wyznacza się funkcję popytu na rekreację. Oszacowanie funkcji popytu pozwala na obliczenie nadwyżki konsumenta (z ang. *consumer surplus, CS*), która w ekonomii stanowi jedną z miar poprawy dobrobytu jednostki (osiąganych przez nią korzyści). Metoda TCM należy do grupy metod wyceny opierającej się na preferencjach ujawnionych (z ang. *revealed preferences, RP*). Oznacza to, że dane analizowane przy wykorzystaniu TCM odnoszą się do zachowań dokonanych i decyzji podjętych na funkcjonujących rynkach. Informacje o tych zachowaniach zdobywane są w wywiadach z respondentami. W zależności od tego, do jakich celów potrzebujemy wyceny, wywiady możemy przeprowadzać albo z osobami odwiedzającymi dane miejsce rekreacji albo w grupie reprezentatywnej dla danej społeczności.

2.1.1. Co może być wyceniane za pomocą metody kosztu podróży?

Metoda kosztu podróży może być używana wyłącznie do wyceny wartości użytkowych, co wynika z charakterystyki wykorzystywanych w niej danych odnoszących się do odwiedzin miejsc rekreacji. Miejscami tymi zazwyczaj są miejsca atrakcyjne przyrodniczo lub związane z dziedzictwem kulturowym. Przykłady tych pierwszych to parki narodowe, jeziora, plaże czy lasy. Metoda kosztu podróży służy do oszacowania:

- wartości wstępu do miejsca rekreacji (z ang. *access value*) – na jej podstawie można obliczyć całkowitą wartość rekreacyjną danego miejsca;

- użytkowej wartości przypisanej zmianom jakości przyrodniczej danego miejsca rekreacji lub też zmianom na innych poziomach jego charakterystyki;
- wartości poszczególnych działań rekreacyjnych w danym miejscu.

Co można wyceniać metodą kosztu podróży w kontekście leśnym?

- całkowitą wartość rekreacyjną lasu;
- wartość zmiany cech przyrodniczych lasu spowodowanych zarówno zjawiskami naturalnymi, jak i zmianami w sposobie zarządzania;
- wartość zmian w infrastrukturze turystycznej w lasach;
- wartość działań rekreacyjnych, takich jak: zbieranie grzybów, jazda na rowerze, polowania, obserwacja przyrody.

2.1.2. Etapy w badaniu TCM

Badanie wycenowe należy zacząć od zaplanowania kolejnych jego etapów ze zwróceniem szczególnej uwagi na kilka aspektów, które mogą być dla omawianej metody problematyczne. Standardowymi etapami badania przy wykorzystaniu metody kosztu podróży są:

1. Identyfikacja przedmiotu wyceny
2. Zdefiniowanie grupy docelowej
3. Określenie strategii doboru respondentów
4. Specyfikacja modelu
5. Wybór metody przeprowadzenia badania
6. Oszacowanie kosztu podróży oraz kosztów rekreacji
7. Analiza danych i obliczenie zmian dobrobytu

1. Identyfikacja przedmiotu wyceny

Badanie należy zacząć od określenia tego, co chcemy wycenić i po co. Choć początkowo może się to wydawać zadaniem trywialnym, przy doprecyzowaniu przedmiotu badania mogą pojawić się kłopoty. W większości przypadków praktycznych wycena nierynkowa potrzebna jest do przeprowadzenia analizy kosztów i korzyści, która ma na celu

określenie efektywności ekonomicznej proponowanych działań. Dlatego też przeważnie wyceniane są zmiany w rekreacji wywołane rozważanymi programami (np. zmiana struktury gatunkowej drzew w lesie, zmniejszenie wycinki, pozostawianie większej ilości martwego drewna), a nie wartość całkowita rekreacji – chyba że inwestycja wiąże się z wycięciem lasu (np. pod budowę autostrady).

W zależności od skali działań możemy albo skupić się na pojedynczym miejscu do wyceny, albo na ich większej liczbie, jeśli na przykład mamy ustalić wartość rekreacji leśnej reprezentatywną dla danego regionu. Jeżeli chcemy uzyskać wycenę rekreacji reprezentatywną dla większego obszaru, wtedy lepiej jest zamiast badań terenowych (ankietowania odwiedzających lasy) przeprowadzić badania na reprezentatywnej grupie osób, pytając je o cechy wyjazdów do ostatnio odwiedzanego przez nie lasu albo do najczęściej przez nie odwiedzanego lasu.

Kolejną ważną sprawą jest wybór jednostki wyceny. W przypadku zastosowania metody kosztu podróży, gdzie szacowana jest rekreacja, w badaniach spotyka się wycenę przedstawioną w przeliczeniu na hektar obszaru albo na osobę odwiedzającą dane miejsce lub na gospodarstwo domowe. Ponieważ rekreacja związana jest z fizycznym korzystaniem z danego miejsca, rekomendowane jest jednak to drugie podejście, czyli wycena przypadająca na osobę lub gospodarstwo domowe.

Jeśli przy pomocy metody kosztu podróży pragniemy wycenić właściwości miejsc rekreacji, to nie możemy ograniczyć się do badania związanego tylko z jednym miejscem. Powinniśmy dysponować obserwacjami dotyczącymi kilku miejsc różniących się poziomem wycenianych cech, do których to miejsc respondenci odbywają podróże.

Zdefiniowanie samego fizycznego obszaru wycenianego miejsca może nastroczać trudności. Dla przykładu, pojedynczy las może być częścią większego obszaru leśnego i nie mieć odrębnej nazwy, z którą respondent jest zaznajomiony. Ponadto cechy przyrodnicze danego lasu mogą różnić się w różnych jego częściach i to, z czego respondent korzysta w trakcie odwiedzin, zależy zarówno od wybranych przez niego szlaków, jak i od pory roku.

2. Zdefiniowanie grupy docelowej

W zależności od tego, jak prowadzone są badania: czy są to badania terenowe, czy też badania w grupach reprezentatywnych dla danej społeczności zazwyczaj przeprowadzane w

domach respondentów, badania będą zawężone do użytkowników danych miejsc rekreacji albo obejmą zarówno użytkowników, jak i osoby, które z tej rekreacji nie korzystają. Jeśli ograniczamy się wyłącznie do jednego typu rekreacji, np. polowań, to ankiety mogą być skierowane tylko do członków kół łowieckich.

Przeprowadzając badanie wyceny dotyczące przyrodniczego miejsca rekreacji, powinniśmy pamiętać, że związany z tym wypoczynek „na świeżym powietrzu” jest silnie uzależniony od sezonowości. Nie chodzi tu jedynie o zmianę częstotliwości wizyt, lecz także o to, że przeprowadzając badania terenowe w różnych porach roku, możemy mieć do czynienia z osobami charakteryzującymi się różnymi cechami socjo-ekonomicznymi.

Planując badania terenowe, musimy też mieć na uwadze problem endogenicznej stratyfikacji. Istnieje bowiem duże prawdopodobieństwo, iż osoby, które zgodziły się udzielić ankietom odpowiedzi na pytania, należą do grupy ludzi bardziej aktywnych wśród tych korzystających z rekreacji i ich odpowiedzi mogą nie być reprezentatywne dla całej społeczności zwiedzających/wypoczywających. Zastosowanie odpowiednich modeli ekonometrycznych może jednak pomóc w skorygowaniu tego efektu.

3. Określenie strategii doboru respondentów

Dobór respondentów może być albo losowy, albo reprezentatywny. W badaniach terenowych można zastosować tylko dobór losowy. Jeśli przeprowadzane jest badanie terenowe, to uzyskane informacje dotyczyć będą wyłącznie osób aktywnie korzystających z danych miejsc rekreacji. Przeprowadzając zaś ankiety z osobami pozostającymi we własnych domach, otrzymamy dane dotyczące populacji zarówno użytkowników, jak i „nieużytkowników” miejsc rekreacji, co daje pełniejszy obraz – szczególnie przydatny, jeśli chcemy otrzymać wartości uśrednione dla całego społeczeństwa.

W tym drugim przypadku możemy zastosować kilka metod wywiadów: telefoniczny, pocztowy lub osobisty (z ang. „*face-to-face*”). Jeśli zdecydujemy się na losową strategię doboru doboru respondentów, to przykładowo możemy wybierać po trzy numery telefonu z co drugiej strony książki telefonicznej lub odwiedzać mieszkania w domach przy danej ulicy z nieparzystymi numerami. Drugą opcją jest wybór reprezentatywnej próby. W tym przypadku musimy określić, według jakich cech ma być ustalana reprezentatywność. Z reguły są to płeć, wiek, wykształcenie, dochód oraz lokalizacja. Aby uzyskać reprezentatywność próby, najczęściej korzysta się z usług profesjonalnych agencji badania opinii społecznej.

W badaniach terenowych można stosować wyłącznie próbę losową. W tym przypadku strategią może być wybór np. co drugiej osoby korzystającej z danego szlaku. W badaniach terenowych respondenci proszeni są o odpowiedź w trakcie swojego odpoczynku, dlatego należy pamiętać, że wywiady przeprowadzane w terenie powinny być krótsze i mniej skomplikowane niż te, które można przeprowadzić z respondentami znajdującymi się we własnych domach.

4. Specyfikacja modelu

Dwa kluczowe założenia leżące u podstaw badań z wykorzystaniem metody kosztu podróży można sformułować następująco: 1) jednostki postępują racjonalnie (innymi słowy dążą do maksymalizacji użyteczności swoich zachowań), 2) jakość/cechy odwiedzanych przez nie miejsc rekreacji ma wpływ na częstotliwość wizyt.

W najprostszym ujęciu metoda kosztu podróży obejmuje dwa kroki: (a) oszacowanie funkcji popytu na podróże do danego miejsca rekreacji lub do grupy takich miejsc; (b) wykorzystanie funkcji popytu w celu obliczenia nadwyżki konsumenta uzyskanej dzięki zmianom właściwości miejsc rekreacji, bądź też oszacowanie całkowitej wartości rekreacyjnej danego miejsca. Dodatkowo można analizować, w jakim stopniu zróżnicowanie cech danego miejsca rekreacji wpływa na prawdopodobieństwo wyboru tego właśnie miejsca, a nie innego (Thiene i in., 2010).

Do wyceny z zastosowaniem metody kosztu podróży stosuje się dwa główne podejścia:

- a) Można zacząć od określenia systemu funkcji popytu, jeśli jest pewność, że formy funkcyjne są zgodne z odpowiednimi funkcjami użyteczności.
- b) Można zacząć od określenia funkcji użyteczności i z kolei na jej podstawie dobierać postać funkcyjną popytu na określone działanie rekreacyjne.

La France (1990) i von Haefen (2002) pokazali, że przy zastosowaniu podejścia opartego na systemie funkcji popytu muszą być spełnione następujące założenia:

- Stała w popycie musi być dodatnia.
- Krzywe popytu muszą być ujemnie nachylone.
- W systemie musi występować pojedynczy efekt dochodowy.
- Nieskompensowana elastyczność krzyżowa pozostałych efektów powinna być równa zero (patrz: Englin i in., 1998).

Drugie podejście – oparte na systemie funkcji użyteczności – najczęściej stosowane jest przy modelach wyboru dyskretnego, w których analizowanych jest kilka miejsc rekreacji łącznie, najczęściej do wyceny zmian właściwości tych miejsc. Modele te wykorzystują podejście maksymalizacji losowej użyteczności. Cechy miejsc mogą być obiektywne, lecz lepiej jest brać pod uwagę ich subiektywny odbiór przez zwiedzających. Przykładowo – dany las może być bardzo zaśmiecony w porównaniu z innymi w danym regionie, lecz odwiedzający będzie go uważał za bardzo czysty, ponieważ na trasie jego spacerów akurat śmieci nie występują.

5. Wybór metody przeprowadzenia badania

W badaniach terenowych wywiady z respondentami można przeprowadzać wyłącznie bezpośrednio (metoda *face-to-face*) z udziałem ankietatorów – wyszkolonych osobiście przez projektującego badania albo wynajętych w profesjonalnej agencji badania opinii publicznej. W pozostałych przypadkach ankiety można dodatkowo przeprowadzać telefonicznie lub listownie, obecnie też coraz częściej w badaniach wykorzystuje się Internet.

Każda z tych metod ma swoje zalety i wady. W porównaniu z metodą wywiadów bezpośrednich ankiety telefoniczne, pocztowe czy internetowe są o wiele tańsze. Jednak charakteryzuje je niski stopień zwrotu, co wiąże się z koniecznością powtarzania badań, jeśli chcemy otrzymać próbę reprezentatywną. Ponadto wykorzystując ankietę telefoniczną, nie możemy przedstawić respondentom pomocy wizualnych.

Metoda *face-to-face* jest najbardziej kosztowna, ale ma istotną zaletę. Carson (2000) podkreśla, że jej zastosowanie znacząco zwiększa szanse na zrozumienie badania przez respondenta. W badaniu bezpośrednim bowiem oprócz wykorzystania pomocy wizualnych, takich jak zdjęcia, mapy, rysunki, ankiet sam odczytuje tekst i może przyczynić się do tego, że respondenci więcej wysiłku włożą w zrozumienie pytań. Z drugiej strony jednak niektórzy z badanych mogą chcieć „zadowolić” ankietera i odpowiadają w sposób nie zawsze zgodny z własnymi opiniami – jest to tzw. błąd ankietera. Wywiady bezpośrednie można przeprowadzać przy pomocy wydrukowanego kwestionariusza badania i ankiety lub też elektronicznie (ankieterzy przychodzą wtedy do domów respondentów z laptopami).

6. Oszacowanie kosztu podróży oraz kosztów rekreacji

Wykorzystanie metody kosztu podróży zakłada, że koszty dotarcia na miejsce rekreacji poszczególnych osób różnią się od siebie. Koszty podróży to koszty „tam i z powrotem”, czyli dojazdu do miejsca rekreacji oraz powrotu z tego miejsca do miejsca zamieszkania respondenta lub miejsca, w którym tymczasowo przebywa (np. w trakcie urlopu może to być hotel). Koszty, które się uwzględnia w TCM, szacując funkcje popytu na podróże, obejmują sześć pozycji, dokładniej scharakteryzowanych niżej.

Koszty transportu

Przy oszacowaniu kosztów transportu można skorzystać z dwóch podejść. Koszty podróży mogą być oszacowane przez samych badaczy na podstawie otrzymanych od respondentów informacji o rodzaju transportu, długości przebytego dystansu, rodzaju paliwa, liczbie osób podróżujących razem lub mogą zostać zadeklarowane bezpośrednio przez respondentów. Bardziej popularne jest pierwsze z podejść. Wynika to z dwóch przesłanek. Po pierwsze otrzymujemy bardziej homogeniczne dane (które nie są obarczone złymi szacunkami lub niepamiętaniem przez respondentów poszczególnych kategorii kosztów), po drugie udzielenie odpowiedzi na pytania dotyczące rodzaju pojazdu czy określenie przebytego dystansu jest zadaniem łatwiejszym dla ankietowanych niż podanie samego kosztu podróży. W przypadku osób podróżujących komunikacją publiczną w znaczącej części przypadków podejścia te są równoznaczne, gdyż respondenci podają koszt zakupionego biletu.

Opłaty za wstęp

W niektórych z miejsc rekreacji – na przykład niektórych parkach narodowych – obowiązują opłaty za wstęp. W TCM dodaje się je do pozycji kosztów.

Koszt sprzętu turystycznego

Koszt sprzętu turystycznego związanego z rekreacją w danym miejscu powinien być także dodany do ogólnej pozycji kosztów. Jeśli jednak korzysta się z tego sprzętu także w innych miejscach lub sytuacjach, to nie należy go uwzględniać. Przykładem może być zakup roweru używanego do przejażdżek w lesie, lecz także wykorzystywanego jako środek transportu do miejsca pracy.

Koszt czasu podróży (z ang. value of travel time, VOT)

Koszt czasu podróży jest jednym z kluczowych elementów w TCM, chociaż sposób jego oszacowania pozostaje zagadnieniem kontrowersyjnym. Można wyróżnić trzy podstawowe podejścia do tego zagadnienia:

- a) Podejście konserwatywne, w którym przyjmuje się, że wartość czasu podróży wynosi zero. Podejście to bazuje na założeniu, że czas podróży nie podnosi ani nie obniża poziomu użyteczności. Przykładowo, jeśli koszt dojazdu do dwóch miejsc rekreacji byłby identyczny, ale czas podróży do jednego z nich byłby dłuższy niż do drugiego, to dla jednostki nie powinno mieć to znaczenia przy podejmowaniu decyzji, które z tych miejsc odwiedzić. Założenie to jest jednak mało realistyczne. Obrońcy podejścia konserwatywnego przywołują argument, że wartość czasu podróży może zależeć od dużej liczby zmiennych czynników, które trudno kontrolować – m.in. od tego, kiedy odbywa się podróż (w weekend czy dzień powszedni), jakie warunki panują na drodze, jaka jest pogoda, czy i z kim podróżują respondenci. Dodatkowo pada argument, że chociaż czas podróży uważany jest za koszt w większości przypadków, to dla niektórych osób czas podróży może stanowić wartość samą w sobie, kiedy stanowi przyjemność dla podróżującego. Dlatego można przyjąć, że mniejsze zafałszowanie wyników otrzymamy, przyrównując koszt czasu podróży do zera, niż przypisując mu ujednolicone wartości. Przy zastosowaniu podejścia konserwatywnego zaznacza się, że stanowi ono dolne oszacowanie wartości rekreacyjnej. Dodatkowo zaleca się uwzględnienie czasu podróży jako zmiennej niezależnej w modelach.
- b) Alternatywny koszt czasu wyceniany jako utrata dochodu. W podejściu tym zakłada się, że koszt czasu podróży może być obliczony na podstawie zarobków uzyskanych w danej jednostce czasu. Przyjmuje się, że każdy dysponuje elastycznym czasem pracy i jeśli decyduje się na podróż, to świadomie pozbywa się części swojego wynagrodzenia. Część z badaczy koryguje jednak to podejście. Zakładając, że większa część osób pracuje w stałych godzinach i nie ma możliwości zarabkowania poza nimi, jako wycenę czasu podróży przyjmuje się część wynagrodzenia danej osoby. Z reguły jest to 1/3 stawki brutto (Cesario, 1976). W wycenie wartości czasu w ten sposób trzeba przyjąć, że dla wszystkich osób niepracujących zawodowo wartość czasu podróży równa się zero.
- c) Wycena czasu podróży przy zastosowaniu metod wyceny nierynkowej opartej na metodach preferencji zadeklarowanych (na metodzie wyceny warunkowej albo metodzie wyboru warunkowego). W tym przypadku wycena kosztu podróży opiera się na wynikach

oddzielnych badań wycenowych. Problemem jest ich odpowiednia dezagregacja przy wykorzystaniu TCM (nieprzyjmowanie uśrednionej wartości czasu podróży dla wszystkich respondentów).

Koszt czasu spędzonego na miejscu rekreacji

W teorii tak samo jak czas podróży powinno się wyceniać czas spędzony na miejscu rekreacji, gdyż także jemu można przypisać koszt alternatywny (w tym samym czasie badany mógłby wykonywać inne czynności). Często wartość czasu spędzanego na miejscu rekreacji wyceniana jest w ten sam sposób, co wartość czasu podróży. Z drugiej strony część z naukowców uważa, że koszt czasu spędzonego na miejscu powinien być niższy niż w przypadku kosztu podróży, gdyż nie prowadzi do obniżenia poziomu użyteczności (znaczna część osób chciałaby skrócenia czasu swojej podróży, ale nie czasu spędzonego na rekreacji).

7. Analiza danych i obliczenie zmian dobrobytu

Wycena zmian dobrobytu, czyli wycena zmian w poziomie rekreacji, szacowana jest na podstawie zmian w nadwyżce konsumenta netto (CS), która jest obszarem znajdującym się pod krzywą popytu. Dokładne wzory na obliczenie CS zależą od postaci funkcyjnej krzywej popytu. Analiza danych dokonywana jest przy użyciu pakietów statystycznych, między innymi takich jak: SPSS, Limdep, Stata czy Gauss.

2.1.3. Główne podejścia i modele TCM

U podstaw modelowania za pomocą kosztów podróży leży teoria mikroekonomii. Zakładamy, że jednostki są w stanie wyrazić w racjonalny sposób swoje preferencje i dokonują wyborów tak, aby maksymalizować ich użyteczność, przy danych ograniczeniach budżetowych. W przypadku modeli TC jest to wybór między usługami/dobraми dostarczonymi przez miejsce, do którego respondenci odbywają podróże, a pozostałymi dobrami i usługami.

TCM opiera się na kilku założeniach. Jednym z nich jest słaba komplementarność pomiędzy wartością rekreacyjną danego miejsca a wydatkami na podróż. Innymi słowy, przyjmuje się, że jeśli do danego miejsca rekreacji nie podróżuje się, to krańcowa użyteczność (tego miejsca lub jego charakterystyk) wynosi zero. Wynika z tego, że metoda TCM może być wykorzystywana tylko do badania wartości użytkowej. Drugim kluczowym założeniem

jest założenie odrębności (z ang. *separability assumption*). Przykładowo – wzrost wielkości popytu na rekreację w lesie nie jest spowodowany brakiem biletów do kina na film, który respondenci w danym dniu chcieli obejrzeć.

Wybór modeli ekonometrycznych w metodzie TC uzależniony jest przede wszystkim od celu badania (czy wyceniane są: całkowita wartość rekreacyjna miejsca, poszczególne działania rekreacyjne czy też zmiany właściwości danego miejsca) oraz specyfiki danych (czy mamy do czynienia z danymi indywidualnymi czy zagregowanymi). Z tym wiąże się kwestia liczby analizowanych miejsc. Generalnie rzecz ujmując, jeśli zajmujemy się badaniem jednego miejsca, wtedy możemy wycenić tylko całkowitą wartość rekreacyjną tego miejsca (mierzoną jako nadwyżka konsumenta CS, która – zgodnie z teorią neoklasyczną ekonomii – liczona jest jako obszar pod krzywą popytu, a obecną ceną rynkową na dobro). W sytuacji, gdy mamy do czynienia z modelem dotyczącym wielu miejsc (z ang. *multi-sites model*), możemy oszacować zarówno zmiany wartości rekreacji, jak i zmiany wartości cech tych miejsc. W przypadku lasów, cechami tymi mogą być: skład gatunkowy lasu, wiek drzew, powierzchnia czy też ilość i jakość infrastruktury turystycznej.

W TCM stosuje się trzy podstawowe grupy modeli (patrz tabela 2.1.1.) – w zależności od celu badania oraz doboru próby. Są to: strefowe modele podróży (z ang. *zonal travel cost models*, ZTCM), modele indywidualne związane z wyceną pojedynczych miejsc (z ang. *individual travel cost models*, ITCM), oraz modele bazujące na wycenie kilku miejsc, w których podejście popytowe zastępowane jest podejściem opierającym się na funkcji użyteczności i problemie wyboru przez respondenta najlepszej z opcji (miejsca rekreacji).

Tabela 2.1.1. Główne podejścia w TCM.

Kryteria		Podejścia		
		Modele strefowe	Modele indywidualne	Modele wyboru (dotyczące wielu miejsc)
Cel badania	Wycena rekreacji	X	X	X
	Zmiany w cechach miejsc	-	-	X
Liczba analizowanych miejsc	Pojedyncze miejsca	X	X	-
	Wiele miejsc	-	-	X
Respondenci	Zarówno odwiedzający, jak i nieodwiedzający	X	X	X
	Odwiedzający	-	X	X

1. Strefowe modele podróży (ZTCM)

Modele ZTCM są najstarszym i obecnie coraz rzadziej stosowanym podejściem wykorzystywanym w metodzie kosztu podróży. Modele te są wykorzystywane do wyceny rekreacji dla pojedynczego miejsca. W podejściu tym funkcje popytu konstruuje się na podstawie zagregowanych danych dotyczących liczby oraz kosztów podróży dla stref otaczających wyceniane miejsce. Strefy mogą być wyznaczane w różny sposób – z reguły są to okręgi wokół danego miejsca (przyjmuje się, że osoby z danej strefy charakteryzuje ten sam koszt podróży). Czasami podejście to jest zastępowane wyznaczaniem stref uwzględniającym podziały administracyjne lub geograficzne.

Zaletą ZTCM są relatywnie niskie koszty pozyskania danych do analizy. Dane te mogą być otrzymywane np. przy wejściu do miejsc rekreacyjnych, takich jak parki, gdzie przy zakupie biletów wstępu odwiedzający mogą zostać poproszeni o podanie swojego kodu zamieszkania. Na jego podstawie można później przypisać odwiedzających do poszczególnych stref. Inny sposób – to spisanie numerów z tablic rejestracyjnych samochodów stojących na parkingach w pobliżu wycenianych miejsc (w tym przypadku musimy mieć jednak pewność, że większość odwiedzających dojeżdża do wycenianego miejsca samochodami, a nie przybywa do niego w inny sposób). Dane takie powinny być zbierane przez określony czas – np. rok. Następnie np. przy użyciu Geograficznego Systemu Informacji (z ang. *Geographical Information System*, GIS) wyznaczany jest średni dystans z danej strefy do wycenianego miejsca.

W celu wyznaczenia popytu na odwiedzin w danym miejscu konstruowany jest model, w którym zmienną zależną stanowi liczba przyjazdów *per capita* z danej strefy. Zmiennymi objaśniającymi są: koszt podróży obliczony na podstawie uzyskanych danych o miejscu zamieszkania uśredniony dla każdej ze stref, wektor zmiennych socjo-ekonomicznych opisujących mieszkańców danej strefy oraz wektor zmiennych opisujących substytuty wycenianego miejsca (inne miejsca rekreacyjne w okolicy).

$$\frac{V_{hj}}{N_h} = f(P_{hj}, SOC_h, Y_h, SUB_h)$$

gdzie, V_{hj} oznacza liczbę podróży do miejsca j ze strefy h , N_h oznacza liczbę osób zamieszkałych w strefie h , P to koszt podróży, Y to dochód, SOC - wektor socjo-ekonomicznych cech respondentów, zaś SUB oznacza wektor właściwości miejsc substytucyjnych.

Główna krytyka modeli ZTCM wynika z faktu operowania zagregowanymi danymi dla poszczególnych stref i związanym z tym założeniem, że szacowana funkcja popytu generowana jest na podstawie danych dla „uśrednionego” konsumenta, którego zachowanie odzwierciedla przeciętne zachowanie w danej populacji (Haab and McConnell, 2002).

2. Modele indywidualne (ITCM)

W modelach indywidualnych, w odróżnieniu od ZTCM, wykorzystuje się dane dotyczące pojedynczych osób (czasem są to dane gospodarstw domowych) i ich cech podróży do danego miejsca, a nie dane zagregowane. Dane te uzyskuje się w sposób bezpośredni poprzez przeprowadzanie ankiet z respondentami, najczęściej w wycenianym miejscu (z ang. *on-site*).

$$V_{nj} = f(P_{nj}, Y_n, SOC_n, P_{ns})$$

gdzie V_{nj} oznacza liczbę odwiedzin osoby n w miejscu rekreacji j , P_{nj} to koszt podróży poniesiony przez osobę n w związku z podróżą do miejsca j , Y_n – indywidualny dochód, SOC_n – wektor pozostałych zmiennych socjo-ekonomicznych respondenta n , P_{ns} zaś to wektor kosztów podróży do miejsc substytucyjnych.

Równanie popytu na odwiedziny miejsc rekreacyjnych może być określone za pomocą różnych form funkcyjnych: liniowej, kwadratowej, semi-logarytmicznej bądź też log-log. Wybór odpowiedniej formy jest zadaniem bardzo ważnym, ponieważ różne postaci funkcyjne mogą dawać różne wyniki w szacunkach nadwyżki konsumenta. Teoria ekonomiczna nie pozwala na określenie preferowanej postaci funkcyjnej. Dopasowanie funkcyjne powinno się zatem w tym przypadku opierać na gruncie statystycznym (najlepsze dopasowanie modelu).

Tabela 2.1.2. Nadwyżki konsumenta

Funkcja popytu	Postać funkcyjna	Miara dobrobytu, nadwyżka konsumenta CS
Liniowa	$V = \alpha + \beta_0 P_{nj} + \beta_1 Y_n + \beta_2 SOC_n + \beta_3 P_{ns}$	$CS = -\frac{V^2}{\beta_0}$
Semi-logarytmiczna	$\ln V = \alpha + \beta_0 P_{nj} + \beta_1 Y_n + \beta_2 SOC_n + \beta_3 P_{ns}$	$CS = -\frac{V}{\beta_0}$

Należy zauważyć, że w TCM mamy do czynienia ze specyficzną zmienną zależną – liczbą podróży. Liczba podróży opisywana jest przez liczby naturalne, całkowite. Ze względu na tę charakterystykę coraz częściej w TCM stosuje się modele dla zmiennych dyskretnych, takie jak modele Poissona, czy negatywny dwumianowy model. Wprowadza się dodatkowo obcięcie tych modeli dla wartości 1 (jest to najniższa obserwowalna liczba wizyt, w przypadku przeprowadzania badania terenowego). Oszacowanie parametrów w omawianych modelach opiera się na wykorzystaniu metody największego prawdopodobieństwa (z ang. *maximum likelihood*, ML), a nie jak w przypadku modeli ciągłych na metodzie najmniejszych kwadratów.

3. Modele dotyczące wielu miejsc rekreacji

W badaniu wielu miejsc rekreacji najczęściej wykorzystywany są model wyboru dyskretnego – losowy model użyteczności (z ang. *random utility model*, RUM) (Thiene i Signorello, 2008). Model ten stosuje się przy badaniu zmian cech miejsc, ale także może dotyczyć wyceny wartości rekreacyjnej poszczególnych z nich. Zakłada się, że osoby dokonują wyboru miejsc do rekreacji na podstawie porównania ich cech oraz różnic w kosztach podróży. Jeśli badanie przeprowadzane jest w domach respondentów, możemy także uwzględnić opcję braku podróży i przeanalizować czynniki wpływające na decyzję o korzystaniu z rekreacji.

Założmy, że osoba i staje przed następującą możliwością wyboru: może odwiedzić miejsce rekreacji j , ze zbioru miejsc J ($j=1, 2, 3, \dots, J$). W przypadku gdy $j=0$ oznacza to, że osoba woli zostać w domu niż wybrać się do któregośkolwiek ze zbioru miejsc J . Dodatkowo przyjmuje się, że podróż do każdego z miejsc przynosi tej osobie pewien poziom użyteczności U_{nj} . Przyjmuje się, że użyteczność jest funkcją kosztu podróży oraz cech analizowanych miejsc. Racjonalna osoba, mając kilka możliwości wyboru, podejmie taką decyzję, która będzie maksymalizować poziom jej użyteczności.

Pośrednia funkcja użyteczności dla jednostki n odwiedzającej miejsce j składa się z deterministycznego komponentu V_{nj} , który obejmuje obserwowalne cechy i elementu e_{nj} zwanego składnikiem losowym specyficznym dla respondenta.

$$U_{nj} = V_{nj} + e_{nj}$$

Przy założeniu liniowej formy funkcji użyteczności przybiera ona następującą postać:

$$V_{nj} = \beta_p P_{nj} + \beta_q q_j + e_{nj}$$

gdzie p jest kosztem podróży do miejsca j , a q_j oznacza wektor cech odnoszących się do miejsca j . β jest oznaczeniem parametrów w modelu.

Miejsce k zostaje wybrane przez respondenta do odbycia podróży ze zbioru dostępnych miejsc rekreacji J , jeśli:

$$\beta_p P_k + \beta_q q_k + e_k \geq \beta_p p_j + \beta_q q_j + e_j, \quad \text{dla wszystkich } j \in J$$

Podstawowym założeniem leżącym u podstaw tego podejścia jest to, że użyteczność powinna rosnąć wraz z liczbą lub jakością pożądanym przez respondenta cech miejsc rekreacji. Przykładowo – racjonalna osoba będzie chciała odbywać więcej podróży lub podróżować dłużej do lasów, które mają pozytywne cechy (np. są czystsze lub atrakcyjniejsze przyrodniczo), niż do lasów ocenianych negatywnie (w których są składowiska nielegalnych odpadów, lub które są monokulturowe).

Przyjmuje się, że racjonalna jednostka będzie dążyć do maksymalizacji poziomu użyteczności swoich działań, co można zapisać w następujący sposób:

$$U_{nj} = \max(V_{n0}, V_{n1}, \dots, V_{nj})$$

gdzie V_0 oznacza poziom użyteczności osiągany przy braku odwiedzin w każdym z miejsc rekreacji.

Aby uchwycić różnice w poziomie odwiedzin różnych miejsc, należy określić funkcję użyteczności dla sytuacji braku podróży:

$$V_{n0} = \alpha_0 + \alpha_1 z + e_{nj}$$

gdzie wektor z uważa się za zbiór cech, które mają wpływ na właściwości odbywanych podróży i wybór miejsca rekreacji.

W analizie dotyczącej wielu miejsc rekreacji często stosowanym modelem ekonometrycznym jest warunkowy model logitowy (z ang. *conditional logit model*). Model ten wykorzystuje założenie o niezależności wyboru od nieistotnych opcji wyboru (z ang. *Independence of Irrelevant Alternatives*, IIA). Ograniczenie to oznacza, wybór między dwiema opcjami (miejscami rekreacji) jest niezależny od poziomu zmian w innych opcjach.

Zagnieżdżone modele logitowe oraz modele mieszane wprowadzają korelację między miejscami rekreacji i składnikiem losowym z funkcji użyteczności opisującej brak podróży, pozwalając na ogólniejsze zobrazowanie substytucji w modelu i uchylenia IIA.

2.1.4. Zagadnienia problematyczne

Przy zastosowaniu metody kosztu podróży kilka spraw pozostaje problematycznych. Nie ma w stosunku do nich jednego najlepszego rozwiązania. To, w jaki sposób badacz podejdzie do nich, zależy od wyboru założeń, które uważa za najbardziej realistyczne. Problem wyceny kosztu podróży został już wcześniej omówiony, dlatego w niniejszym rozdziale zajmiemy się kolejnymi dwoma zagadnieniami trudnymi: analizą podróży do kilku miejsc oraz podróży jedno- i wielodniowych.

1. Podróże do kilku miejsc

Popyt na wizyty do danego miejsca rekreacji ustalany jest na podstawie kosztów podróży związanych z dotarciem do tego miejsca. Problem pojawia się wtedy, gdy podczas jednej podróży odwiedzanych jest kilka miejsc. Jaką część kosztów podróży przypisać po kolei odwiedzanym miejscom? Przykładowo podróż odbywana jest do lasu, lecz po drodze osoby robią zakupy w centrum handlowym. W tym przypadku można skorzystać z jednego z dwóch rozwiązań. Po pierwsze, można poprosić respondentów o przypisanie wagi poszczególnym celom podróży (np. podróż do lasu była dużo ważniejszym motywem do podjęcia podróży i respondent przypisuje jej wagę 80%, zakupy zaś stanowiły element mniej istotny i ich waga wynosi 20%). Za pomocą przypisanych wag można skorygować koszt dotarcia do analizowanego miejsca. Drugim bardziej radykalnym podejściem jest wykluczenie z analizy osób odwiedzających w trakcie podróży więcej niż jedno miejsce i oszacowanie funkcji popytu wyłącznie dla osób, których jedynym celem wyjścia z domu było przybycie do danego miejsca rekreacji.

2. Podróże jedno- i wielodniowe

Problem związany z wizytami jednodniowymi oraz wielodniowymi dotyczy homogeniczności kategorii kosztów podróży. Przy wizytach wielodniowych oprócz wymienionej wcześniej w tym rozdziale kategorii kosztów należy dodać opłaty za noclegi. W inny sposób naliczane są także koszty dotarcia do miejsca rekreacji. Haab i McConell (2002)

rekomendują podejście, w którym podróże jedno- i wielodniowe nie są analizowane w łącznym modelu. Dzięki analizowaniu rozłącznie wizyt wielodniowych i jednodniowych otrzymujemy oszacowania wartości rekreacji w podziale na grupy, które mogą się różnić swoimi cechami socjo-ekonomicznymi. W przypadku wyceny konkretnych działań rekreacyjnych problem wizyt jedno- i wielodniowych może nie występować, gdyż sama charakterystyka tych działań wpływa na to, że w jednym przypadku będziemy mieć wyłącznie wizyty jednodniowe (np. zbieranie grzybów), w innych wyłącznie wielodniowe (np. spływy kajakowe, wspinaczka wysokogórska). Szacowanie kosztów podróży przy wizytach wielodniowych jest zagadnieniem problematycznym. Z jednej strony do kategorii kosztu włącza się koszty dotarcia z miejsca tymczasowego pobytu (z hotelu, kempingu czy domku letniskowego) do miejsca rekreacji – przykładowo lasu, z drugiej należy rozważyć także koszty dotarcia z domu respondenta do miejsca jego wypoczynku. W literaturze wyróżnia się trzy podejścia:

- a) Uwzględnienie tylko kosztów związanych z podróżą z tymczasowego miejsca pobytu do miejsca rekreacji. Jest to podejście konserwatywne, zaniżające wycenę rekreacji. Wynika to z faktu, iż czynnikiem decydującym o wyborze miejsca spędzania urlopu może być bliskość miejsca rekreacji takiego jak las. Gdyby nie znajdowało się ono w danej okolicy, respondent nie podjąłby decyzji o wypoczynku w danym miejscu i nie poniósłby kosztów podróży do tego miejsca.
- b) Przypisanie przez respondentów wag do czynników decydujących o wyborze miejsca wakacji, w tym do bliskości miejsc rekreacyjnych takich jak np. lasy czy jeziora. Jest to dość trudne zadanie dla respondentów.
- c) Wyłączenie z analizy wczasowiczów i oszacowanie wartości rekreacji wyłącznie na przykładzie osób odbywających wizyty jednodniowe – przy założeniu, że obie grupy nie różnią się w wycenie rekreacji w danym miejscu (Hanley i Spash, 1998).

2.2. Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej.

Teoria, praktyka i zastosowania w kontekście zarządzania lasami w Polsce.

dr Mikołaj Czajkowski

WOEE WNE UW

2.2.1. Wstęp

Metoda wyboru warunkowego (ang. *Choice Experiment*, CE) i wyceny warunkowej (ang. *Contingent Valuation Method*, CVM) pozwala na poznanie preferencji konsumentów na podstawie odpowiedzi, których udzielają w hipotetycznych sytuacjach wyboru. Wykorzystanie tej metody pozwala opisać preferencje konsumentów jako funkcje i na tej podstawie prognozować ich zachowania i dobrobyt.

W praktyce metody warunkowe są niezwykle uniwersalne oraz dzięki hipotetyczności wyborów przedstawianych konsumentom – elastyczne. Ze względu na to znajdują coraz powszechniejsze zastosowanie w badaniach ekonomicznych, marketingowych, transportowych, ochronie środowiska, ochronie zdrowia i innych. Wszędzie tam, gdzie w zainteresowaniu badacza leżą wybory dokonywane przez konsumentów (lub inne podmioty), metoda CE i CVM może zostać zastosowana do identyfikacji i analizy czynników wpływających na wybór.

Do najczęstszych zastosowań metody CE należą symulowanie wpływu zmian poziomów pewnych atrybutów, uzyskiwanie krańcowych stóp substytucji pomiędzy atrybutami, oszacowanie ich wartości, gdy jeden z atrybutów (np. koszt) jest mierzony w jednostkach pieniężnych, oraz modelowanie funkcji użyteczności. W przypadku lasów, zastosowanie CE pozwala poznać preferencje konsumentów wobec ich cech użytkowych, to jest takich, które sprzyjają rekreacji (np. wiek drzew, skład gatunkowy, dostępność infrastruktury turystycznej) oraz pozaużytkowych. Te ostatnie wiążą się z tym, że konsumenci mogą mieć jakieś preferencje względem lasów nawet jeśli z nich bezpośrednio nie korzystają. Na przykład mogą czerpać satysfakcję z tego, że niektóre lasy i ich różnorodność biologiczna są chronione w taki, czy inny sposób, nawet jeśli nie mieszkają w pobliżu i ich nie zamierzają tam pojechać. Metoda wyboru warunkowego pozwala ocenić, jak ważne są poszczególne cechy lasów i określić gotowość do zapłaty za nie. Sprawia to, że jest to metoda niezwykle użyteczna z punktu widzenia zarządzania lasem.

Metoda wyceny warunkowej służy przede wszystkim do wyceny wszelkich rodzajów dóbr (przede wszystkim nierynkowych), przy czym jest w stanie uchwycić nie tylko wartości użytkowe, lecz również wartości pozaużytkowe. Jest to najpowszechniej stosowana bezpośrednia metoda wyceny. Wycena nosi nazwę warunkowej, gdyż wymaga zastosowania hipotetycznego scenariusza, w którym wyceniane dobro podlega jakiejś zmianie, na którą to zmianę respondenci mogą w określony sposób zareagować (zgodnie ze swoimi preferencjami). Na podstawie decyzji konsumentów można oszacować parametry rozkładu gotowości do zapłaty konsumentów za realizację opisywanego hipotetycznego scenariusza. Dzięki zastosowaniu tej metody, nieco prostszej od CE, możliwe jest oszacowanie wartości określonych zamian w zarządzaniu lasem.

2.2.2. Konstrukcja scenariuszy i sytuacji wyboru

Wycena nosi nazwę warunkowej, gdyż wymaga zastosowania hipotetycznego scenariusza, w którym wyceniane dobro podlega jakiejś zmianie, na którą to zmianę respondenci mogą w określony sposób zareagować (zgodnie ze swoimi preferencjami). Bazowanie na odpowiedziach respondentów, którzy deklarują co zrobiliby w hipotetycznej sytuacji, zamiast, jak w metodach pośrednich obserwować ich faktyczne zachowanie, jest największą słabością tej metody, ale jednocześnie jej największą zaletą.

Metoda CVM jest stosunkowo kosztowna, ze względu na skomplikowany, długi i trudny proces wyboru i przygotowania odpowiedniego **scenariusza**, w wyniku którego odpowiedzi respondentów będą dotyczyły tego, co w zamierzeniu interesuje badaczy. Elementy takie jak istota wycenianego dobra, struktura środowiskowych zależności z nim związana, skala wycenianej zmiany, jej kontekst, forma zapłaty i wiele innych muszą zostać jasno przekazane respondentom i zrozumiane przez nich przy jednoczesnym uniknięciu pułapek zaniżania oraz zawyżania deklarowanych wartości przez respondentów. Dlatego też przed rozpoczęciem właściwego zbierania danych scenariusze badania powstają w długotrwałym procesie planowania, testowania i badań pilotażowych.

W metodzie CVM respondenci proszeni są z reguły o zadeklarowanie, czy przy określonej cenie (do zapłaty np. w formie zwiększonego podatku) byliby za czy przeciw wprowadzeniu w życie określonego scenariusza, opisującego zmiany dobra publicznego. Istnieje wiele formatów, w jakich można zadać główne pytanie wyceny (ang. *elicitation formats*). Do najprostszej kategorii należy format otwarty, który generuje dane w postaci

ciągłej. Przykładem takiego pytania może być: 'Ile maksymalnie zapłaciłby Pan za ...'. Jeśli odpowiedź respondenta jest szczerą, to otrzymana kwota może być traktowana jako jego WTP i nie wymaga analizy statystycznej na tym etapie. Z różnych przyczyn zadawanie pytań wyceny w taki sposób nie jest jednak wskazane (np. z powodu poprawności motywacyjnej). Obecnie powszechnie stosuje się więc inne formaty.

Najczęściej stosowaną grupą pytań jest format zamknięty (ang. *dichotomus choice*), wykorzystywany zwykle w scenariuszu przypominającym referendum (ang. *referendum format*). Po dokładnym opisanu warunków zmian w ilości dobra publicznego respondentowi zadaje się pytanie w postaci: 'Czy jeśli opisane zmiany miałyby cię kosztować ... to byłbyś za ich wprowadzeniem?'. W ten pośredni sposób uzyskuje się informację, czy WTP respondenta leży powyżej czy poniżej kwoty określonej w pytaniu. Zwykle ankiety przeprowadza się w kilku wariantach, różniących się wysokością kwoty, co pozwala na dokładniejsze oszacowanie rozkładu WTP w badanej populacji.

Często spotykaną modyfikacją formatu zamkniętego jest tzw. format podwójny zamknięty (ang. *double bounded dichotomous choice*), w którym w zależności od odpowiedzi na pierwsze pytanie zadaje się kolejne, w którym kwota zostaje zmniejszona (jeśli respondent odpowiedział 'nie') lub zwiększona (po odpowiedzi 'tak'). Metoda ta jest bardziej wydajna statystycznie (Hanemann *et al.*, 1991), dodawanie kolejnych pytań wiąże się jednak z występowaniem istotnego efektu zakotwiczenia (ang. *anchoring*; Herriges i Shogren, 1996; Bateman *et al.*, 2000). Innym problemem związanym z pytaniami w formacie zamkniętym jest tzw. efekt potwierdzania (ang. *yea saying*). Polega on na tym, że niektórzy z respondentów mają skłonność do odpowiadania 'tak' na zadawane pytania, niezależnie od ich treści (Berrens *et al.*, 1997; Blamey *et al.*, 1999; Holmes i Kramer, 2002).

Pozbawionym wad związanych z efektem zakotwiczenia i potwierdzania formatem wyceny jest tzw. karta stawek (ang. *payment card*). Respondent otrzymuje tabelę z odpowiednio uporządkowanymi kwotami i proszony jest o zaznaczenie tych kwot (lub najwyższej kwoty), którą byłby gotowy zapłacić za opisany wcześniej program. Metoda ta również nie jest pozbawiona wad, bowiem, jak pokazują badania, dobór kwot na karcie oraz ich uporządkowanie może wpływać na decyzje podejmowane przez respondentów (Rowe *et al.*, 1996; Roach *et al.*, 2002). W związku z tym istnieje szereg zaleceń mających na celu minimalizację tych efektów (np. Alberini, 1995).

Porównaniu formatów pytań wyceny poświęconych zostało wiele badań (Kealy i Turner, 1993; Boyle *et al.*, 1996; Ready *et al.*, 1996; Welsh i Poe, 1998). Trudno wskazać najlepszy format wyceny, jednak znajomość ich zalet i wad pozwala na wybranie najlepszego formatu do konkretnego zastosowania oraz optymalne przygotowanie ankiety.

W przypadku CE respondentowi prezentuje się więcej niż jedną **sytuację wyboru** (ang. *choice set*). Pojawia się ona zawsze wtedy, gdy konsument konfrontowany jest z więcej niż jedną **alternatywą**. Mogą to być zarówno proste, codzienne wybory, jak i poważne decyzje, które niosą ze sobą wieloletnie skutki. Metoda CE polega na przedstawianiu konsumentom odpowiednio spreparowanych, hipotetycznych wyborów. Na podstawie podejmowanych przez nich decyzji ujawniane są preferencje, którymi się kierują.

Metoda CE bazuje na tym, że każdą z alternatyw można dokładnie i w sposób zupełny opisać za pomocą szeregu **atrybutów**. Atrybuty te mogą być dowolnymi charakterystykami dóbr lub sytuacji, które konsumenci wybierają. Poszczególne alternatywy mogą się więc różnić poziomami atrybutów. Niezależnie od tego czy alternatywy dotyczą wyboru dóbr, usług, czy sytuacji, w których konsument może się znaleźć (odtąd – dóbr) jego decyzje ujawniają jakie znaczenie mają poszczególne atrybuty dobra dla zadowolenia (użyteczności) konsumenta. Dysponując odpowiednio dużym zbiorem takich danych można określić jak wygląda funkcja użyteczności typowego konsumenta, jakie znaczenie mają poszczególne atrybuty, jakie kombinacje poziomów atrybutów byłyby przez niego najbardziej pożądane, a także przewidywać, jakich dokonałby wyborów. Przykładową sytuację wyboru prezentowaną respondentom w badaniach zawiera Rysunek 2.2.1.

Rysunek 2.2.1. Przykładowa sytuacja wyboru w badaniu metodą CE

Który wariant uważa Pan(i) za najlepszy ze swojego punktu widzenia:					
	I wariant	IV wariant	II wariant	III wariant	
Ochrona najcenniejszych lasów	 Bez zmian Ochrona ścisła 50% najcenniejszych lasów (1,5% wszystkich lasów)	 Bez zmian Ochrona ścisła 50% najcenniejszych lasów (1,5% wszystkich lasów)	 Częściowa poprawa Ochrona ścisła 75% najcenniejszych lasów (2,25% wszystkich lasów, wzrost o 50%)	 Znaczna poprawa Ochrona ścisła 100% najcenniejszych lasów (3% wszystkich lasów, wzrost o 100%)	
Śmieci w lasach	 Bez zmian Ilość śmieci w lasach taka jak obecnie	 Częściowa poprawa O połowę mniej śmieci w lasach (spadek o 50%)	 Znaczna poprawa Śmieci spotykane w lasach tylko sporadycznie (spadek o 90%)	 Bez zmian Ilość śmieci w lasach taka jak obecnie	
Infrastruktura	 Bez zmian Stan infrastruktury taki jak obecnie	 Znaczna poprawa Odpowiednia infrastruktura na obszarze lasów dwa razy większym niż obecnie (wzrost o 100%)	 Bez zmian Stan infrastruktury taki jak obecnie	 Znaczna poprawa Odpowiednia infrastruktura na obszarze lasów dwa razy większym niż obecnie (wzrost o 100%)	
Miesięczny koszt	0 zł	25 zł	25 zł	50 zł	
Wariant najlepszy	☐	☐	☐	☐	
Wariant najgorszy	☐	☐	☐	☐	
Wariant najlepszy z pozostałych	☐	☐	☐	☐	

Istnieje szereg wariantów metody wyboru warunkowego. Do najbardziej popularnych należą warunkowy wybór dyskretny (ang. *discrete choice*), gdzie respondenci proszeni są o wybranie najbardziej preferowanej alternatywy z zestawu dwóch lub więcej alternatyw różniących się poziomami atrybutów dobra, warunkowe klasyfikowanie (ang. *contingent ranking*), w którym respondenci proszeni są o uszeregowanie alternatyw od najbardziej do najmniej preferowanej oraz warunkowa ocena (ang. *contingent rating*), w której dodatkowo respondentów prosi się o określenie jak bardzo preferują daną alternatywę na syntetycznej, punktowej skali. Niezależnie od przyjętej metody, wybory respondentów poddawane są analizie statystycznej, która pozwala na określenie postaci i parametrów funkcji użyteczności, która najlepiej pasuje do obserwowanych wyborów. Uzyskanie funkcji użyteczności konsumentów (lub ich podgrupy) stwarza szerokie pole do dalszej analizy, odczytać z niej bowiem można które atrybuty są relatywnie istotniejsze, jak zmienia się użyteczność konsumentów na skutek zmian ich poziomów, czy poszczególne atrybuty i ich poziomy są ze sobą powiązane, a także jaki wpływ na dokonywane wybory mają indywidualne cechy socjo-demograficzne respondentów.

Podobnie jak metoda wyceny warunkowej, CE posługuje się pewnym scenariuszem, który wprowadza respondenta w wybór, którego musi dokonać, dlatego wymaga

wcześniejszego uważnego planowania, testowania i implementacji, aby dostarczyć poprawnych rezultatów. Tym niemniej, ponieważ metoda wymaga od respondentów relatywnego porównania alternatyw, zamiast wyrażania akceptacji tylko jednego scenariusza, CE pozwala na znacznie większą elastyczność wnioskowania na podstawie uzyskanych wyników.

Do niewątpliwych zalet CE należy to, że pozwala określić zarówno efekt hipotetycznej zmiany jakiś atrybutów dobra jako całość (tak jak CVM), jak i składające się na niego poszczególne elementy. Ponadto sądzi się, że wielu respondentów uważa sytuację, w której mogą określać swoje preferencje relatywnie, np. wybierając alternatywę najbardziej preferowaną, za łatwiejszą oraz bardziej komfortową i naturalną niż bezpośrednio określanie wartości dóbr w jednostkach pieniężnych.

Badania oparte na metodzie wyboru warunkowego wymagają nie tyle dokładnego opisu pojedynczego scenariusza, w którym kompleksowo proponowane są zmiany charakterystyk analizowanego dobra (jak CVM), co opisu wielu możliwych sytuacji, które różnią się od siebie poszczególnymi atrybutami. W tym podejściu stosuje się różne, uważnie zaprojektowane zestawy zmian cech, które przedstawia się respondentowi prosząc go o dokonanie wyboru preferowanego zestawu. W związku z tym metoda wyboru warunkowego wymaga dokładności i kompletności atrybutów, których zmiany mają za zadanie opisać nową sytuację.

Metoda CE bazuje na tym, że każde dobro można scharakteryzować za pomocą odpowiednio dobranego zestawu atrybutów je opisujących (Lancaster, 1966). Rozpoczyna się więc od identyfikacji zestawu wszystkich istotnych **atrybutów** (ang. *attributes, manipulated variables, factors, independent variables, explanatory variables*) i zawężenia ich liczby do takiej, która może być przez przeciętnego respondenta jednocześnie rozważana. Następnie dla każdego z nich należy zidentyfikować odpowiedni sposób kwantyfikacji – funkcjonalną jednostkę, która pozwoli na ich opisanie. **Poziomy atrybutów** (ang. *attribute levels, factor levels, treatments*) mogą być zarówno opisane wielkościami fizycznymi (np. masa – kilogramami, koszt – jednostkami monetarnymi), jak i opisowymi (np. komfort – skalą opisową lub punktową). Na podstawie celu badawczego należy zidentyfikować skończoną ilość poziomów atrybutów, którymi opisane zostaną różne warianty dobra prezentowane respondentowi.

W dalszej kolejności opracowuje się **konstrukcję wyboru** (ang. *experimental design*). Wybór prezentowany respondentowi składa się z kilku **alternatyw**, które opisane są poprzez

różne atrybuty (ich poziomy). Ilość alternatyw w jednej **sytuacji wyboru** (ang. *choice set*) może być różna, z reguły od 2 (ang. *paired comparison*) do 4, respondentom trudno bowiem porównać większą ich liczbę jednocześnie (Batsell i Louviere, 1991). Z reguły do opisania *status quo* i różnych możliwości zmiany wystarczają 2 lub 3 alternatywy. Konstrukcja wyboru polega na utworzeniu tzw. profili, czyli kombinacji poziomów różnych atrybutów (ang. *treatment combinations, profiles*), które mogą stanowić alternatywy do wyboru (lub ich zestawy).

Proces doboru poziomów atrybutów w ramach poszczególnych alternatyw prezentowanych w badaniu, a także zestawów alternatyw prezentowanych w ramach jednej sytuacji wyboru jest stosunkowo skomplikowany. Jest tak dlatego, że celem badacza jest znalezienie optimum pomiędzy jak największą ilością informacji uzyskanych z jednej sytuacji wyboru (w tym celu alternatywy powinny prezentować zbliżone wartości użyteczności), a jak najmniejszą wariancją uzyskiwanych oszacowań parametrów (zbyt zbliżone pod względem użyteczności alternatywy mogą powodować, że respondenci nie będą w stanie wybrać wyraźnie najlepszej, będą wybierać losowo lub odmówią udziału w badaniu).

Najprostszą metodą konstruowania wyboru jest konstrukcja pełna (ang. *full factorial design*), w której utworzone alternatywy prezentują wszystkie możliwe kombinacje różnych poziomów atrybutów. Metoda ta jednak ma dwie podstawowe wady. Po pierwsze nie jest efektywna – część przygotowanych w ten sposób alternatyw nigdy nie byłaby wybierana przez respondentów, z kolei inne mogłyby być wybierane zawsze, na skutek czego część sytuacji wyboru nie niesie ze sobą informacji, które mogłyby być przydatne do dalszego modelowania. Ponadto – już w przypadku kilku atrybutów na kilku poziomach – ilość wszystkich możliwych kombinacji znacznie przekracza ilość alternatyw, które mogą być zaprezentowane respondentom.

W związku z powyższym, do badania wybrane mogą zostać tylko niektóre z możliwych kombinacji poziomów atrybutów. Taka konstrukcja nazywana jest konstrukcją częściową (ang. *fractional design*). Wybór pewnych kombinacji poziomów atrybutów musi jednak posiadać odpowiednie właściwości statystyczne, niezbędne do późniejszej budowy modelu i oszacowania jego parametrów (np. parametrów odzwierciedlających znaczenie poszczególnych poziomów atrybutów w funkcji użyteczności konsumenta). W tym celu najczęściej stosowaną obecnie metodą jest ortogonalna konstrukcja częściowa (ang. *orthogonal factorial design*), która polega na tym, że zmiany poszczególnych poziomów

atrybutów w różnych alternatywach nie występują współliniowo, analiza różnych alternatyw pozwala więc na niezależne oszacowanie wpływu każdego z nich na wybór konsumenta.

Zastosowanie ortogonalnej konstrukcji częściowej pozwala na zredukowanie liczby alternatyw wykorzystanych w badaniu do kilkunastu lub kilkudziesięciu. Należy jednak zwrócić uwagę, że istnieje wiele możliwych ortogonalnych konstrukcji częściowych, które także mogą się między sobą różnić efektywnością. Jej porównanie umożliwia tzw. efektywna konstrukcja częściowa. Jest to szeroka grupa podejść do konstrukcji zestawów wyboru, która posługując się mniej lub bardziej sprecyzowanymi oczekiwaniami co do postaci i parametrów funkcji użyteczności *a priori* pozwala na utworzenie zestawów wyboru, które maksymalizowałyby tzw. D-efektywność (minimalizowany jest wyznacznik macierzy wariancji-kowariancji parametrów modelu, a więc wariancje i kowariancje parametrów), A-efektywność (minimalizowany jest ślad macierzy wariancji-kowariancji, a więc wariancje parametrów), C-efektywność (minimalizowana jest wariancja określonych parametrów, zwykle tych wykorzystywanych do określenia krańcowej stopy substytucji, czyli np. gotowości do zapłaty za określony poziom atrybutu), S-efektywność (minimalizowana jest wielkość próby pozwalająca na uzyskanie określonych własności statystycznych parametrów) lub ich dowolne mieszanki. O ile to podejście teoretycznie pozwala na zmniejszenie liczby obserwacji (lub zwiększenie jakości uzyskanych oszacowań) wiąże się nierozdzielnie z pewnymi założeniami co do postaci i parametrów funkcji użyteczności, które zwykle przed przeprowadzeniem badania nie są znane.

Elementem różniącym metodę wyboru warunkowego od wyceny warunkowej jest stosowanie kilku kolejnych sytuacji wyboru wobec jednego respondenta. Nie jest przy tym konieczne, aby ilość sytuacji wyboru prezentowanych pojedynczemu respondentowi była równa całkowitej ilości przygotowanych sytuacji wyboru. W przypadku gdy jest ich mniej stosuje się tzw. blokowanie sytuacji wyboru (ang. *blocking the design*) w celu pogrupowania sytuacji wyboru w zestawy, tak aby jednemu respondentowi prezentować jeden zestaw. Po zakończeniu przygotowywania konstrukcji wyboru opracowuje się obudowujący ją scenariusz badania, a po zebraniu danych estymuje model.

Bardziej szczegółowo procedurę wyboru atrybutów, ich poziomów oraz budowania alternatyw opisują Hensher i in. (2005), Bateman(2004) i Hensher (2007). Metodologię konstrukcji wyboru szerzej omawiają Hensher i in. (2005), Scarpa i Rose (2008), Johnson i in. (2007), Street i Burgess (2007), Kuhfeld (2005) i Kuhfeld i Tobias (2005).

2.2.3. Badania metodą wyboru i wyceny warunkowej jako badania ankietowe

Badania metodą wyboru warunkowego lub wyceny warunkowej z reguły realizowane są jako badania ankietowe, w których ankietowani proszeni są o dokonanie pewnych wyborów. W związku z tym badania te muszą spełniać szereg wymogów, aby wnioski z nich płynące były reprezentatywne i znaczące. Ponadto z uwagi na hipotetyczność prezentowanych respondentom wyborów, ankiety muszą być skonstruowane w odpowiedni sposób, tak aby informacje dostarczane respondentom minimalizowały różnice pomiędzy odpowiedziami uzyskiwanymi na hipotetyczne pytania, a zachowaniami, jakie konsumenci podejmowaliby w realnych sytuacjach. Wymaga to przygotowania badania zgodnie z określoną metodologią – zastosowania technik, które powodują, że odpowiedzi respondentów są znaczące. Istotne znaczenie dla wyników badań ma sama konstrukcja prezentowanych respondentom wyborów, wybór alternatyw, atrybutów i ich poziomów. Z często nieskończonej ilości potencjalnych alternatyw trzeba wybrać kilka lub kilkanaście, z których respondent będzie w stanie wybrać, a co jednocześnie przyniesie jak najwięcej informacji o jego preferencjach. Wreszcie dane zebrane metodą CE i CVM poddawane są analizie statystycznej. Istnieje wiele narzędzi statystycznych, pozwalających na uzyskanie interesujących badacza informacji. Wybór odpowiedniego modelu do analizy danych uzyskanych w ramach badania ma więc także istotne znaczenie dla ogólnej poprawności metodologicznej badania.

Badaniem metodą warunkową objęta może być dowolna grupa konsumentów. Zwykle w zainteresowaniu badacza leżą cechy określonej populacji, toteż jej zdefiniowanie powinno być pierwszym krokiem w konstrukcji badania. W przypadku badania cech określonego dobra populacją tą mogą być np. jego użytkownicy lub osoby ponoszące koszt jego nabycia (te grupy nie muszą być tożsame).

Z reguły badana populacja jest na tyle liczna, że niemożliwe jest przeprowadzenie badania na wszystkich jej przedstawicielach. Stwarza to konieczność posłużenia się odpowiednią jej próbą, która będzie reprezentować całą populację. Ze statystycznego punktu widzenia, wiąże się to z zapewnieniem po pierwsze braku obciążenia wyników (a więc wyniki badania przeprowadzonego na próbie powinny być nieobciążone w stosunku do wyników, które otrzymane byłyby gdyby badanie przeprowadzić na całej populacji), a po drugie takiego doboru próby, aby zminimalizować wariancję (co zapewni wystarczająco dokładne wyniki w stosunku do prawdziwych cech charakteryzujących populację). Oprócz

błędu wynikającego z próbkowania (ang. *sampling error*), a więc posłużenia się w badaniu próbą zamiast całą populacją, powstaje jeszcze ryzyko błędu auto-selekcji respondentów (ang. *non-response error*), które wynika z tego, że niektórzy respondenci wyselekcjonowani do badania nie wezmą w nim udziału (na skutek odmowy czy niemożności kontaktu).

Istnieją dwa podstawowe sposoby doboru próby – nieprobabilistyczne oraz probabilistyczne. Metody należące do pierwszej grupy są prostsze i tańsze; przydatne są zwłaszcza w przypadku badań wstępnych lub mających na celu odkrycie pewnych ogólnych zależności. Probabilistyczne metody doboru próby zwykle wykorzystywane są tam, gdzie istotna jest większa dokładność wyników. Do jej zalet należy między innymi możliwość posługiwania się statystyką w celu określenia cech estymatorów uzyskanych na podstawie próby, konstrukcji przedziałów ufności i korekty błędu wynikającego z braków odpowiedzi i auto-doboru próby (ang. *sample-selection bias*).

Do nieprobabilistycznych metod próbkowania zaliczyć można próby łatwego dostępu (ang. *convenience samples*), które są najmniej dokładne, ale najłatwiej dostępne. Próba taka zbierana jest przypadkowo i, co za tym idzie, bez kontroli procesu selekcji uczestników badania. Przykładem tego typu próbkowania może być ankieta przeprowadzona przez wykładowcę wśród jego studentów, na podstawie której wnioski miałyby być charakterystyczne dla wszystkich studentów uczelni lub kraju. Nieco większą dokładność zapewnia próba celowa (ang. *judgement sample, purposive sample*), w której respondenci dobierani są tak, aby reprezentowali główne grupy badanej populacji. Wreszcie w doborze kwotowym (ang. *quota sampling*) badacze kontrolują uczestników biorących udział w badaniu tak, aby próba zawierała określone proporcje poszczególnych typów respondentów, według ich cech (np. płci, wieku, dochodu, pochodzenia itd.).

W ramach metod probabilistycznych najprostszą metodą jest próbkowanie losowe (ang. *random sampling*), w którym każdy członek populacji ma takie samo prawdopodobieństwo uczestnictwa w badaniu. W ramach doboru próby metodą stratyfikowaną (ang. *stratified sampling*) docelowa populacja dzielona jest na podgrupy o znanej liczności, które różnią się określonymi cechami. Następnie z każdej podgrupy losowo wybierana jest próba. Liczebność każdej z prób może być niezależna od liczebności podgrupy (ang. *proportionate stratification*) lub do niej proporcjonalna (ang. *disproportionate stratification*). Wyniki uzyskane z każdej z prób są następnie odpowiednio wazone, aby umożliwić wnioskowanie na temat całej populacji. Wreszcie w ramach metod probabilistycznych wyróżnić można próbkowanie grupowe (ang. *cluster sampling*), które

polega na tym, że najpierw populacja dzielona jest na podgrupy, a następnie do badania wybierana jest losowo jedna z tych podgrup, w ramach której ankietowani są wszyscy przedstawiciele.

Istnieje kilka sposobów, w jaki można przeprowadzić ankiety z badaniem metodą wyboru warunkowego i wyceny warunkowej. Do najczęściej spotykanych należą ankiety rozprowadzane pocztą, wywiady telefoniczne, wywiady osobiste, wywiady grupowe oraz ankiety internetowe. Każda z metod posiada pewne zalety, jak i wady. Zastosowanie różnych metod ma wpływ na wielkość błędu pomiaru (poprzez uzyskiwanie różnego odsetka braku odpowiedzi, efektu wpływu ankietera na wyniki itp.), koszt realizacji ankiety, możliwość wykorzystania materiałów dodatkowych oraz jakość zebranych danych. Jako najbardziej wiarygodne (i sugerowane przez panel NOAA; Arrow *et al.*, 1993), ale również najbardziej kosztowne, uważane są ankiety przeprowadzane osobiście – w domach respondentów lub ośrodkach ankietowych. Tymczasem ankiety internetowe, uważane za najtrudniejsze pod względem kontrolowania próby, są za to najtańsze. Wybór każdego ze sposobów realizacji ankiety wiąże się więc nierozdzielnie z kompromisem pomiędzy poszczególnymi jej cechami i powinien być dostosowany do celu badawczego.

Wybór sposobu doboru próby i realizacji ankiety ma wreszcie wpływ na minimalną wielkość próby, której wybór jest zawsze kompromisem pomiędzy kosztem badania, a jego dokładnością. Ostateczna wielkość próby zależy od ilości i liczności podgrup populacji, dla których chce się znać oszacowania wyników, niezbędnej precyzji oszacowań (maksymalnego tolerowanego przedziału ufności) oraz zróżnicowania badanej populacji pod względem badanych cech. Istnieją metody statystyczne, które w zależności od tych parametrów pozwalają określić minimalną wielkość próby do realizacji określonych celów badawczych. Ostateczna wielkość próby wykorzystana w badaniu powinna uwzględniać także pojawianie się odpowiedzi nienadających się do dalszej analizy (np. niekompletnych), braku odpowiedzi oraz tzw. odpowiedzi protestujących.

W badaniach wyceny, najczęściej spotykane wielkości prób w badaniach metodą wyceny warunkowej sięgają 250-500 dla pytań w formacie otwartym i 500-1000 dla pytań w formacie zamkniętym. W badaniach metodą wyboru warunkowego wielkość próby może być mniejsza, z uwagi na to, że od jednego respondenta uzyskuje się więcej informacji – może on być poproszony o udział w więcej niż jednej sytuacji wyboru.

Sam sposób przygotowania ankiety ma istotne znaczenie dla jakości zebranych danych. Dobrze zaprojektowana ankietka powinna jasno, zwięźle, jednoznacznie i zrozumiale

dla respondenta prezentować wszystkie istotne aspekty związane z wyborem. Badania pokazują, że sam sposób sformułowania pytań w ankiecie ma wpływ na uzyskiwane odpowiedzi. Z tego powodu wykorzystane słownictwo i język ankiety powinny być wykorzystywane świadomie, tak aby jak najobiektywniej uzyskać niezbędne dane. Istotne znaczenie mają takie aspekty jak formułowanie pytań w postaci otwartej lub zamkniętej, unikanie pytań dubeltowych, optymalne formy pytań na temat aktywności respondenta w przeszłości itp. Zagadnieniu optymalnego formułowania pytań w ankietach poświęcona jest znaczna część literatury (Sudman i Bradburn, 1982; Sheatsley, 1985; Converse i Presser, 1986).

Wreszcie, istotne znaczenie ma sam format ankiety i kolejność pytań. Zwykle pytania najbardziej osobiste umieszczane są na końcu, aby zminimalizować ryzyko przerwania wypełniania ankiety. Z kolei na początku ankiety umieszcza się pytania i informacje wstępne, mające na celu zainteresowanie respondenta i wprowadzenie go w problematykę badania. Umieszczenie sytuacji wyboru, które są kulminacją ankiety, musi być poprzedzone dostarczeniem wszystkich niezbędnych informacji na ich temat, tak aby wybory dokonywane przez respondenta były świadome i znaczące oraz aby respondenci rozumieli sytuację wyboru w sposób będący intencją badacza. Aby utrzymać skupienie i zainteresowanie respondenta, dłuższe partie podawanych informacji urozmaicane są pytaniami dodatkowymi (lub quizami) oraz prezentacją materiałów pomocniczych – zdjęć, wykresów itp.

Przygotowanie ostatecznej wersji ankiety, która będzie spełniała cele postawione przez badacza, jest procesem długotrwałym. Jest tak dla tego, że na poszczególnych etapach jej powstawania różne rozwiązania wymagają analizy jakościowej, prowadzonej zwykle w formie grup fokusowych i wywiadów indywidualnych z respondentami (ang. *one-on-one surveys*, *verbal protocols*). Dopiero taki wieloetapowy proces udoskonalania ankiety zapewnia uzyskanie pożądanych rezultatów. Często praktyką jest także przeprowadzenie ankiety pilotowej, a więc wypróbowanie ostatecznej wersji ankiety na mniejszej niż docelowa próbie, na przykład w celu weryfikacji poprawności dobranych progów w pytaniach zamkniętych. Samo przeprowadzenie ankiety jest ostatnim etapem tego procesu.

Szersze omówienie zagadnień związanych z prawidłową konstrukcją ankiet i ich wykorzystaniem do przeprowadzenia badań metodą CVM i CE znaleźć można u Batemana i in. (2004), Champ (2004), Champ i Welsha (2007) i Dillmana (2008) i in.

2.2.4. Poprawność motywacyjna i dobór informacji w badaniach metodami warunkowymi

Mechanizm badania określany jest jako poprawny motywacyjnie, jeśli jego zasady dostarczają uczestnikom odpowiednich bodźców, aby ujawniali swoje prawdziwe preferencje i robili to w sposób kompletny. Konstrukcja poprawnych motywacyjnie badań ankietowych lub laboratoryjnych, mających na celu ujawnienie gotowości do zapłaty respondentów za pewne dobro, jest teoretycznie możliwa, ale jej zaprojektowanie dla wyborów o więcej niż dwóch alternatywach nastęrcza wielu trudności lub staje się wręcz niemożliwe. Pomimo, że istnieją badania, pokazujące, że w pewnych warunkach brak poprawności motywacyjnej, powodowanej między innymi przez hipotetyczność zadawanych pytań, nie musi być istotnym problemem, pozostaje ona istotnym zastrzeżeniem do badań metodą wyboru warunkowego. Poniżej omówiono podstawowe implikacje dla optymalnego konstruowania scenariuszy badań metodą wyboru warunkowego i wyceny warunkowej, związane z zapewnieniem poprawności motywacyjnej.

W przypadku badań metodą wyboru warunkowego i wyceny warunkowej na prawdziwość odpowiedzi wpływ mają przede wszystkim tzw. obciążenie hipotetycznością (ang. *hypothetical bias*) oraz tzw. efekt jazdy na gapę (ang. *free riding*). Pierwszy z efektów powoduje, że z powodu hipotetyczności zadawanych pytań respondent może udzielać innych odpowiedzi, niż gdyby jego wybory miały rzeczywiste skutki. Drugi powoduje, że respondent spodziewając się, że dobro zostanie i tak dostarczone, ma motywację do tego, żeby w swoich odpowiedziach zaniżać swoją gotowość do zapłaty za nie. W praktyce, trudno rozstrzygnąć, który z tych efektów silniej oddziałuje. Na szczęście istnieją sposoby, które pozwalają zminimalizować wpływ tych efektów na odpowiedzi uzyskiwane od respondentów (Dillman *et al.*, 2008).

Podstawowym sposobem pozwalającym na zminimalizowanie efektu jazdy na gapę jest ustalenie sposobu płatności, w którym w przypadku realizacji projektu lub dostarczenia dobra wszyscy użytkownicy lub wszyscy członkowie danej grupy będą zobowiązani do zapłacenia za nie, niezależnie od udzielanych przez nich odpowiedzi. Przykładem takiej formy płatności może być zwiększenie powszechnie płaconego podatku w celu sfinansowania dostarczenia pewnego dobra publicznego. Niestety niektóre powszechne formy płatności wiążą się z niechęcią uczestników, którzy mogą uważać je za niesprawiedliwe lub żywić do

nich inne negatywne emocje, co znajduje odzwierciedlenie w udzielanych przez nich odpowiedziach.

Konstrukcja badania pozwalająca na eliminację obciążenia hipotetycznością jest zadaniem jeszcze bardziej skomplikowanym. Okazuje się, że w większości przypadków obciążenia hipotetycznością nie da się całkowicie wyeliminować. Tym niemniej, badania pokazują, że w odpowiednio zaprojektowanych badaniach jej wpływ może być znikomy. Dwoma podstawowymi sposobami na minimalizację obciążenia hipotetycznością są kalibracja instrumentu badania *a priori* oraz statystyczna kalibracja uzyskanych wyników (*ex post*).

Pierwsza z tych metod opiera się przede wszystkim na odpowiednim dobraniu sformułowań i poleceń wykorzystanych w badaniu. Badania pokazują, że w zależności od oprawy badania, wyniki mogą być mniej lub bardziej oddalone od decyzji podejmowanych przez respondentów w takiej samej sytuacji w rzeczywistości. Niestety – trudno jest ocenić *a priori* jaka oprawa badania będzie powodować minimalizację wpływu jego hipotetyczności. Z tego względu badania metodą wyboru warunkowego poprzedzone są zazwyczaj długotrwałym procesem testowania i doskonalenia instrumentu badania. Dobór odpowiednich sformułowań dokonywany jest między innymi na podstawie badań fokusowych, wywiadów indywidualnych (ang. *verbal protocol*), badań pilotażowych i testów laboratoryjnych, które pozwalają na porównanie odpowiedzi na hipotetyczne pytania z odpowiedziami uzyskanymi za pomocą poprawnych motywacyjnie mechanizmów możliwych do zastosowania tylko w laboratorium (jak np. aukcja Vickreya, mechanizm Grovesa-Clarkea, procedura BDM itp.). Interesujące efekty przynosi między innymi informowanie respondentów o występujących u wielu z nich problemach z przeszacowywaniem przez nich ich gotowości do zapłaty (ang. *cheap talk*), wielokrotne przypominanie o obowiązujących respondentów ograniczeniach budżetowych oraz umożliwienie im udzielania odpowiedzi wraz z podawaniem przedziału ufności, jaki z nią wiążą.

Odmiennym sposobem korygowania obciążenia hipotetycznością jest kalibracja statystyczna. Zakłada ona, że wyniki uzyskiwane od respondentów zawierają prawdziwe informacje, są one jednak obciążone. Problemem jest więc w tym przypadku oszacowanie funkcji obciążenia, które pozwalałyby na skorygowanie uzyskiwanych odpowiedzi tak, żeby lepiej odzwierciedlały prawdziwe preferencje respondentów. Metoda ta ponownie wymaga dodatkowego testowania, w szczególności wykorzystania badań laboratoryjnych w celu porównania uzyskiwanych odpowiedzi z tymi uzyskiwanymi z w pełni poprawnych

motywacyjnie mechanizmów. Istotnym predyktorem stopnia obciążenia hipotetycznością może być w szczególności określany przez respondentów przedział ufności związany z udzielaną odpowiedzią.

Jednym z warunków koniecznych poprawności motywacyjnej mechanizmu uzyskiwania preferencji jest to, aby jego uczestnicy uważali, że wynik będzie miał wpływ na ich użyteczność. Na przykład, jeśli uczestnik ankiety będzie wierzył, że jego zachowanie będzie miało wpływ na implementację określonej alternatywy i jej implementacja będzie miała znaczenie dla jego dobrobytu, stwarza to podstawę do tego, aby szczerze udzielał odpowiedzi. Nieco silniejszym, choć często spotykanym założeniem jest tzw. epsilon-prawdopodobność. Przyjmuje ono, że jeśli respondent jest indyferentny pomiędzy kłamaniem i mówieniem prawdy, wybierze tę drugą możliwość. Zasadność tego założenia pozostaje otwartym pytaniem badawczym (Carson i Groves, 2007).

Dobrze skonstruowane badanie powinno przekonywać respondenta o tym, że: (1) cel badania jest istotny ze społecznego punktu widzenia a jego skutki będą miały wpływ na dobrobyt jakiejś populacji (czy to decydując o realizacji określonego projektu, czy choćby pełniąc rolę doradcą); (2) odpowiedzi respondenta mają znaczenie dla wyniku prowadzonego badania (respondent powinien dodatnio oceniać prawdopodobieństwo tego, że jego głos będzie tzw. głosem decydującym (ang. *decisive voter*)); (3) głos wylosowanego respondenta jest istotny dla reprezentatywności segmentu populacji, jaki reprezentuje (co jest istotne zwłaszcza w badaniach ankietowych, w celu zachęcenia respondenta do wzięcia udziału w badaniu i zwiększenia udziału uzyskanych odpowiedzi (ang. *response rate*)); (4) odpowiedzi respondenta są anonimowe.

Istotne znaczenie dla uzyskiwanych wyników w badaniu metodą wyboru warunkowego ma również ilość, jakość i sposób przekazywania informacji o scenariuszu, sytuacji wyboru, atrybutach i ich poziomach, ponieważ przede wszystkim w oparciu o te informacje respondenci udzielają odpowiedzi. Aby udzielane odpowiedzi miały znaczenie, należy upewnić się, że respondent odpowiednio przyswoił, zrozumiał i przetworzył wszystkie niezbędne informacje. Z drugiej strony zbyt duża ilość informacji lub długość badania może powodować zmęczenie, co z kolei może prowadzić do innych zastrzeżeń do wiarygodności wyników. Stąd optymalna ilość informacji i sposób ich przekazania nierozzerwalnie wiąże się z badaniami wstępnymi i iteracyjnym doskonaleniem instrumentu badania (Harrison, 2007).

Istotnym aspektem badań metodą wyboru warunkowego jest to, że mogą być skierowane do szerokiego spektrum respondentów. Należy się zatem liczyć z tym, że w wielu przypadkach respondentami będą osoby bez wyższego wykształcenia i wiedzy technicznej. W związku z tym język ankiety, sposób przekazywania informacji oraz założenie o posiadanych informacjach wstępnych powinny być dostosowane do kontekstu badania.

Innym istotnym zagadnieniem jest adekwatnych podawanych informacji. Muszą one być nie tylko zrozumiałe (więc prosto) podane, lecz również zgodne z aktualnym stanem wiedzy i rzetelne, bowiem przede wszystkim w oparciu o te informacje respondenci będą dokonywać swoich wyborów. Jeśli informacje zawarte w badaniu będą mijać się z prawdą, jego wyniki nie będą miały zastosowania do rzeczywistości.

Sposób, ilość i jakość dostarczanych informacji odgrywają więc istotną rolę w badaniach metodą wyboru warunkowego. Niestety trudno jest *a priori* zdecydować w jaki sposób informacje powinny być dobrane, dlatego ponownie należy podkreślić znaczenie testowania instrumentu i jego doskonalenia. Jednym ze sposobów weryfikacji tego, czy informacje zostały odpowiednio przekazane respondentom jest analiza racjonalności ich odpowiedzi. Można tego dokonać weryfikując monotoniczność ich preferencji (wyższe poziomy pożądanym atrybutów dobra powinny być preferowane w stosunku do niższych), ich przechodniość (jeśli konsument preferuje A w stosunku do B i B w stosunku do C to powinien preferować A w stosunku do C) oraz stabilność (preferencje respondentów nie powinny ulegać zmianie w czasie trwania pojedynczego badania).

2.2.5. Ilościowe metody analizy danych

Formalne ramy analizy wyboru warunkowego stwarza, podobnie jak dla metody wyceny warunkowej, model użyteczności losowej (McFadden, 1986), natomiast jej korzenie sięgają pomiarów funkcjonalnych (ang. functional measurement; Anderson, 1996) oraz analizy współzależnej (ang. conjoint analysis; Batsell i Louviere, 1991). Niezbędnym wkładem były także prace Lancastera (1966), który dostrzegł możliwość opisanie każdego dobra (także publicznego) jako zestawu atrybutów i ich odpowiednich poziomów. Model użyteczności losowej dobrze uzupełnia tę teorię opisując zestaw pobocznych, zwykle nieobserwowalnych atrybutów za pomocą czynnika losowego w funkcji użyteczności.

Metody modelowania funkcji użyteczności w badaniach metodą wyboru warunkowego i wyceny warunkowej opisują Hensher i in. (2005), Louviere i in. (2006), Train (2003) oraz Ben-Akiva i Lerman (1985). Podstawy teoretyczne pomiaru zmian dobrobytu w jednostkach pieniężnych metodami bezpośrednimi przedstawia Freeman (2003). Odmienne podejście, polegające na bezpośrednim modelowaniu wyborów w przestrzeni gotowości do zapłaty zaproponowali Train i Weeks (2005). Poniżej przedstawiono podstawy teoretyczne i możliwości metod wykorzystywanych do modelowania preferencji konsumentów.

W badaniu wyboru warunkowego respondent proszony jest o wybranie najbardziej preferowanej alternatywy spośród dostępnych, zaprezentowanych w sytuacji wyboru. Każda z alternatyw może mu przynieść określony poziom użyteczności. Podobnie można potraktować badanie metodą wyceny warunkowej, gdzie respondent ma do dyspozycji dwie alternatywy – realizacja scenariusza lub jego brak. Warunkową (zależną od wybranej alternatywy k) pośrednią funkcję użyteczności konsumenta j można zatem zapisać jako:

$$v_{jk}(P_{jk}, Q_{jk}, y_{jk}) = V_{jk}(Z_{jk}, Q_{jk}, y_{jk}, \varepsilon_{jk}) \quad (1)$$

Wybór jednej z dostępnych alternatyw (czyli zestawów poziomów atrybutów) oznacza, że użyteczność z wybranej alternatywy k była wyższa niż użyteczność innej, niewybranej alternatywy l . Ponieważ analiza osadzona jest w ramach użyteczności losowej, można powiedzieć, że prawdopodobieństwo wyboru danej alternatywy k , w stosunku do alternatywy l wynosi:

$$\Pr(\text{wybrano } k) = \Pr[V_{jk}(Z_{jk}, Q_{jk}, y_{jk}, \varepsilon_{jk}) > V_{jl}(Z_{jl}, Q_{jl}, y_{jl}, \varepsilon_{jl})] \forall l \in C, \forall l \neq k \quad (2)$$

gdzie C jest sytuacją wyboru o M alternatywach. Odpowiedni zestaw założeń dotyczących funkcji użyteczności (zwykle zakłada się addytywność wszystkich argumentów, a przynajmniej rozdzielną czynnik deterministyczny i stochastyczny względem dodawania) pozwalają przekształcić powyższe równanie:

$$\Pr(\text{wybrano } k) = \Pr[V_{jk}(Z_{jk}, Q_{jk}, y_{jk}) - V_{jl}(Z_{jl}, Q_{jl}, y_{jl}) > \varepsilon_{jl} - \varepsilon_{jk}] \forall l \in C, \forall l \neq k \quad (3)$$

Aby zoperacjonalizować powyższe wyrażenie należy zrobić dodatkowe założenie o rozkładzie czynnika losowego. Typowo zakłada się, że rozkłady czynników losowych są niezależne i identyczne (IID) o średniej równej zero. Zastosowanie rozkładu wartości ekstremalnych pierwszego rodzaju (Gumbela)¹ daje warunkowy model logitowy, w którym prawdopodobieństwo wybrania alternatywy k jest równe:

$$\Pr(\text{wybrano } k) = \frac{e^{V_k}}{\sum_{l=1}^M e^{V_l}} \quad (4)$$

Jeśli zestaw wyboru C jest dwuelementowy ($M=2$) otrzymuje się dwumianowy (warunkowy) model logitowy (ang. *binomial logit model*, BNL), natomiast jeśli zestaw wyboru zawiera więcej niż dwie alternatywy ($M>2$) – wielomianowy (warunkowy) model logitowy (ang. *multinomial logit model*, MNL).

W funkcji prawdopodobieństwa wykorzystywanej w modelu wyboru warunkowego występuje parametr skali θ (analogicznie do procedury estymacji modelu wyceny warunkowej):

¹ Wtedy $\Pr(\varepsilon_i < t) = F(t) = \exp(-\exp(-t))$.

$$\Pr(\text{wybrano } k) = \frac{e^{\theta V_k}}{\sum_{l=1}^M e^{\theta V_l}} \quad (5)$$

Parametr skali jest odwrotnie proporcjonalny do odchylenia standardowego rozkładu czynnika losowego. Parametr ten nie może być oddzielnie zidentyfikowany, jest bowiem składnikiem wszystkich estymowanych parametrów. Uniemożliwia to porównanie oszacowań parametrów pochodzących z dwóch różnych zestawów danych, nawet jeśli pochodzą one z tej samej populacji, mającej te same preferencje. Nie można bowiem zakładać równości parametru skali w dwóch różnych próbach. Tym niemniej, nie przeszkadza to w oszacowaniu relatywnych wartości miar dochodowych zmian dobrobytu (przynajmniej dla funkcji użyteczności, w której parametr pieniężny (koszt, dochód) występuje liniowo).

Najczęściej stosowaną funkcją użyteczności jest funkcja liniowa. Przyjmując to założenie, użyteczność z wyboru alternatywy k spośród M dostępnych dla respondenta j zapisać można jako:

$$V_{jk}(Z_{jk}, Q_{jk}, y_{jk}, \varepsilon_{jk}) = \beta' X_{jk} + \varepsilon_{jk}, k = 1, \dots, M_j \quad (6)$$

gdzie zestaw ‘atrybutów’ opisujących tę alternatywę oznaczono jako X_{jk} , β jest wektorem parametrów, zaś ε_{jk} jest składnikiem losowym, specyficznym dla respondenta. Jeśli składniki losowe spełniają warunki IID prawdopodobieństwo, że respondent j wybierze alternatywę k spośród M dostępnych można zapisać jako:

$$\Pr(y_j = k) = \frac{e^{\beta' X_{jk}}}{\sum_{l=1}^M e^{\beta' X_{jl}}} \quad (7)$$

gdzie y_j wskazuje na wybór dokonany przez respondenta.

Estymacja warunkowego modelu logitowego (BNL, MNL) następuje poprzez maksymalizację logarytmu funkcji wiarygodności, który zapisać można jako:

$$\ln L(\alpha, \beta, Z, t) = \sum_{j=1}^N \sum_{l=1}^M y_{jl} \log \left(\frac{e^{\beta' X_{jk}}}{\sum_{l=1}^M e^{\beta' X_{jl}}} \right) \quad (8)$$

Oszacowanie parametrów warunkowej pośredniej funkcji użyteczności umożliwia wyznaczenie miar dochodowych zmian dobrobytu (CV, EV), jak pokazali Bockstael *et al.* (1991) i Hanemann (1982). Dla zwykle stosowanej funkcji użyteczności liniowej względem dochodu, oznaczając jako V^0 użyteczność związaną ze *status quo* i V^1 użyteczność z przeprowadzenia określonego projektu (np. zmiany ilości lub jakości dostarczanego dobra publicznego), zmianę dobrobytu związaną z wprowadzeniem tego projektu można zmierzyć jako:

$$WTP = \frac{1}{\alpha_y} \ln \left(\frac{\sum_{j=1}^N e^{V_j^1}}{\sum_{j=1}^N e^{V_j^0}} \right) \quad (9)$$

gdzie α_y jest parametrem występującym przy parametrze dochodowym (dochodzie, koszcie), czyli oszacowaną krańcową użytecznością dochodu. Możliwa jest także do oszacowania krańcowa wartość zmiany poziomu pojedynczego atrybutu. W prostym modelu z liniową użytecznością, równa jest ona stosunkowi oszacowanego parametru zmieniającego się atrybutu do parametru przy atrybucie opisującym koszt (Lareau i Rae, 1989; Mackenzie, 1993).

2.2.5.1. MNL z komponentem błędu

Wielomianowy model logitowy z komponentem błędu (ang. *error components multinomial logit model*, ECM) jest rozszerzeniem prostego modelu MNL, który przypomina model efektów losowych (ang. *random effects*) znany z innych zastosowań. W modelu tym wykorzystać można dane panelowe lub fakt, że ci sami respondenci dokonują kilku wyborów po kolei. Prosta postać modelu przyjmuje następującą specyfikację funkcji użyteczności:

$$V_{jkt} = \beta' X_{jkt} + \varepsilon_{jkt} + \theta_k E_{jk}, k = 1, \dots, M_j, t = 1, \dots, T_j \quad (10)$$

Składniki losowe każdego respondenta, mają tak jak w modelu MNL niezależne i jednakowe rozkłady wartości ekstremalnych 1 rodzaju. ‘Komponenty błędu’ E_{jk} są specyficznymi dla alternatywy składnikami losowymi, które reprezentują zmienność niezależną od sytuacji wyboru, nieobserwowalną i nieujęta w pozostałych częściach modelu. Parametr θ_k jest odchyleniem standardowym wyłączonym z wyrażenia, aby zachować wariancję E_{jk} na standardowym poziomie 1.

Warunkowe prawdopodobieństwo wyboru alternatywy k zapisać można jako:

$$\Pr(y_{jt} = k \mid E_{1j}, E_{2j}, \dots) = \frac{e^{(\beta' X_{jkt} + \theta_k E_{jk})}}{\sum_{l=1}^M e^{(\beta' X_{jlt} + \theta_l E_{lj})}} \quad (11)$$

Zastosowanie modelu pozwala na rozluźnienie założenia o niezależności niewybranych alternatyw (IIA) występującego w modelu MNL. Odpowiednia struktura modelu pozwala na wychwycenie korelacji pomiędzy alternatywami, za pomocą przyjęcia struktury komponentów błędu, w której te same elementy mogą występować w więcej niż jednej alternatywie.

2.2.5.2. MNL z heteroskedastycznym komponentem błędu

W powyższym modelu zakłada się, że komponenty błędu mają rozkład normalny ze średnią 0 i odchyleniem standardowym 1. Do modelu można wprowadzić jednak heteroskedastyczność, pozwalając aby:

$$\text{Var}[E_{jt}] = e^{(\gamma_n' H_j)} \quad (12)$$

co daje wielomianowy model logitowy z heteroskedastycznym komponentem błędu (ang. *heteroscedastic error components multinomial logit model*, HECM).

Funkcja użyteczności z wybrania alternatywy k przez respondenta j w sytuacji wyboru t przyjmuje wtedy postać:

$$V_{kjt} = \beta' X_{kjt} + \sum_{n=1}^M d_{kn} \theta_n e^{(\gamma_n' H_j)} E_{jn} \quad (13)$$

gdzie E_{jn} jest specyficznym dla respondenta komponentem błędu ($n = 1, \dots, N$), a d_{kn} przyjmuje wartość 1 jeśli E_{jn} występuje w funkcji użyteczności dla alternatywy k i 0 w przeciwnym przypadku. Komponenty błędu mogą być powiązane z alternatywami, ale nie jest to konieczne – w przypadku wyborów bardziej odległych w czasie bardziej celowe może być powiązanie ich z sytuacją wyboru. Zakłada się rozkład standardowy normalny komponentów błędu $E_{jn} \sim N[0,1]$. Wariancja komponentu błędu, która pojawia się w modelu to $\theta_{jn}^2 = \theta_n^2 \left(e^{\gamma_n' H_j} \right)^2$, gdzie H_j jest zestawem niezmiennych i specyficznych dla respondenta cech, które powodują heterogeniczność w wariancji komponentów błędu, a γ_n jest ich wektorem parametrów.

2.2.5.3. Heteroskedastyczny model wartości ekstremalnych

Innym modelem, pozwalającym uniknąć założenia IIA, jest heteroskedastyczny model wartości ekstremalnych (ang. *heteroscedastic extreme value model*, HEV; Allenby i Ginter, 1995; Bhat, 1995). Losowa użyteczność wyrażona jest jak w modelu MNL:

$$V_{jk} = \beta' X_{jk} + \varepsilon_{jk} \quad (14)$$

przy czym czynniki losowe ε_{jk} są niezależne, ale nie muszą mieć identycznych rozkładów – wszystkie mają średnią 0 i wariancję $\frac{\pi^2}{6\theta_j^2}$, zatem każdy ma inny parametr skali. Ze względu na identyfikację modelu, jeden z parametrów skali jest z założenia ograniczony do 1.

Istnieje możliwość wprowadzenia indywidualnej heterogeniczności do wariancji czynników losowych. W takim przypadku parametr skali przyjmuje postać:

$$\theta_{jk} = \theta_j e^{\gamma' H_j} \quad (15)$$

gdzie H_j jest zestawem niezmiennych i specyficznych dla respondenta cech, które powodują heterogeniczność wariancji, a γ_n jest ich wektorem parametrów.

2.2.5.4. Zagnieżdżony wielomianowy model logitowy

Zagnieżdżony wielomianowy model logitowy (ang. *nested logit model*, *hierarchia logit*, *tree extreme logit*, NL) jest modyfikacją modelu MNL, w której w uproszczeniu alternatywy wybierane przez respondenta można pogrupować w większe grupy, których układ może być hierarchiczny. Pozwala to na istnienie różnych wariancji (rozkłady czynnika losowego funkcji użyteczności dla niektórych alternatyw mogą być inne) oraz na istnienie niezerowych i różnych korelacji między parami alternatyw.

Hierarchiczną strukturę modelu obrazuje drzewo (w dostępnych pakietach statystycznych istnieje zwykle możliwość zaprogramowania do 4 poziomów). Poszczególne

alternatywy połączone są w gałęzie (ang. *branches*), gałęzie w konary (ang. *limb*), a konary w pnie (ang. *trunk*), które ‘wyrastają’ ze wspólnego korzenia (ang. *root*).

Respondenci wybierając jedną z alternatyw na najniższym poziomie drzewa, pośrednio wybierają także gałąź, konar i pień, do którego alternatywa należy. Wybór alternatywy k , w gałęzi g , konaru o , pnia p można oznaczyć jako $k | g, o, p$. Wtedy prawdopodobieństwo dane wzorem (6) można zapisać jako warunkowe prawdopodobieństwo $k | g, o, p$:

$$\Pr(k | g, o, p) = \frac{e^{(\beta' X_{k|g,o,p})}}{\sum_{(q|g,o,p)=1}^{Q|g,o,p} e^{(\beta' X_{q|g,o,p})}} = \frac{e^{(\beta' X_{k|g,o,p})}}{e^{(J_{g|o,p})}} \quad (16)$$

gdzie dla uproszczenia pominięto indeksy kolejnych obserwacji, Q jest ilością alternatyw w danej gałęzi, zaś $J_{g|o,p}$ jest tzw. ‘łączną wartością’ (ang. *inclusive value*, IV) dla gałęzi g w konarze o , pnia p , $J_{g|o,p} = \ln \sum_{(q|g,o,p)=1}^{Q|g,o,p} e^{(\beta' X_{q|g,o,p})}$. Łączna wartość powinna kształtować się w przedziale (0,1). Im łączna wartość bliższa 1, tym mniejsza różnica w wariancji pomiędzy dwoma poziomami drzewa.

Na wyższym poziomie drzewa warunkowe prawdopodobieństwo obserwacji wyboru gałęzi g konaru o , pnia p można zdefiniować jako:

$$\Pr(g | o, p) = \frac{e^{(\alpha' Y_{g|o,p} + \tau_{g|o,p} J_{g|o,p})}}{\sum_{(q|o,p)=1}^{Q|o,p} e^{(\alpha' Y_{q|o,p} + \tau_{q|o,p} J_{q|o,p})}} = \frac{e^{(\alpha' Y_{g|o,p} + \tau_{g|o,p} J_{g|o,p})}}{e^{(I_{o|p})}} \quad (17)$$

gdzie $I_{o|p}$ jest łączną wartością dla konaru o , pnia p , $I_{o|p} = \ln \sum_{(q|o,p)=1}^{Q|o,p} e^{(\alpha' Y_{q|o,p} + \tau_{q|o,p} J_{q|o,p})}$.

Na kolejnym poziomie drzewa, prawdopodobieństwo wyboru konaru o , pnia p to:

$$\Pr(o | p) = \frac{e^{(\delta'Z_{op} + \sigma_{op}I_{op})}}{\sum_{(q|p)=1}^{Q|p} e^{(\delta'Z_{qp} + \sigma_{qp}I_{qp})}} = \frac{e^{(\delta'Z_{op} + \sigma_{op}I_{op})}}{e^{(H_p)}} \quad (18)$$

gdzie H_p jest łączną wartością dla pnia p , $H_p = \ln \sum_{(q|p)=1}^{Q|p} e^{(\delta'Z_{qp} + \sigma_{qp}I_{qp})}$.

Wreszcie prawdopodobieństwo wyboru jednego z pni p dane jest jako:

$$\Pr(p) = \frac{e^{(\theta'Y_p + \phi_p H_p)}}{\sum_{q=1}^P e^{(\theta'Y_q + \phi_q H_q)}} \quad (19)$$

Przy tak zdefiniowanej czteropoziomowej strukturze drzewa (modelu) bezwarunkowe prawdopodobieństwo obserwacji wyboru alternatywy k dane jest jako:

$$\Pr(k, g, o, p) = \Pr(k | g, o, p) \times \Pr(g | o, p) \times \Pr(o | p) \times \Pr(p) \quad (20)$$

Warto zauważyć, że model pozwala na zdefiniowanie odmiennych funkcji użyteczności (i wykorzystanie innych zmiennych objaśniających) dla pni, konarów, gałęzi i alternatyw. W praktyce rzadko stosuje się aż 4 poziomy zróżnicowania wyborów, powyższa ogólna struktura może być jednak nadal wykorzystana, przy czym dowolne wartości $\tau_{glo,p}$, σ_{op} , ϕ_p mogą być równe 1, co powoduje uproszczenie modelu (nawet do jednopoziomowego – standardowego MNL).

Choć o modelu zagnieżdżonym można myśleć, jako o kilku dokonywanych wyborach, w których alternatywy połączone są w większe grupy, należy zaznaczyć, że celem modelu zagnieżdżonego jest rozluźnienie założenia IIA – a więc dopuszczenie do różnic w wariancji czynników losowych i korelacji pomiędzy alternatywami. Sposób grupowania alternatyw nie musi mieć behawioralnych podstaw, które odzwierciedlałyby sposób podejmowania decyzji

przez respondentów, a alternatywy łączone są w grupy tylko na podstawie zbieżności wariancji czynników losowych i pożądaných wartości korelacji między nimi.

Dwupoziomowy zagnieżdżony model logitowy można rozszerzyć o heterogeniczność kowariancji. Jeśli prawdopodobieństwo wyboru alternatywy k w gałęzi g to:

$$\Pr(k | g) = \frac{e^{(\beta' X_{k|g})}}{\sum_{q=1}^{Q|g} e^{(\beta' X_{q|g})}} \quad (21)$$

i logarytm mianownika oznaczyć jako wartość wewnętrzną (IV) gałęzi g :

$J_g = IV(g) = \ln \sum_{q=1}^{Q|g} e^{(\beta' X_{q|g})}$, to prawdopodobieństwo wyboru gałęzi g zapisać można jako:

$$\Pr(g) = \frac{e^{(\alpha' Y_g + \tau_g J_g)}}{\sum_{q=1}^G e^{(\alpha' Y_q + \tau_q J_q)}} \quad (22)$$

Heterogeniczność kowariancji można uzyskać pozwalając, aby parametry wartości wewnętrznej τ_k były funkcjami zestawu atrybutów R_k :

$$\tau_g^* = \tau_g e^{\delta' R_g} \quad (23)$$

gdzie δ jest wektorem parametrów do oszacowania, a R_g jest dowolnym zestawem atrybutów niezmiennych dla wszystkich alternatyw gałęzi g .

2.2.5.5. Wielomianowy model probitowy

Analogicznie do wielomianowego modelu logitowego, w wielomianowym modelu probitowym (ang. *multinomial probit model*, MNP) wybór alternatywy k przez respondenta j oznacza, że jego użyteczność w takim przypadku przyjmuje postać:

$$V_{kj} = \beta' X_{kj} + \varepsilon_{kj} \quad (24)$$

w odróżnieniu od MNL w MNP zakłada się, że składniki losowe ε_{jk} mają rozkłady normalne, z odchyleniem standardowym $\text{Sdv}(\varepsilon_{kj}) = \sigma_k$ (identycznym dla każdego respondenta) i są skorelowane $\text{Cor}(\varepsilon_{kj}, \varepsilon_{li}) = \rho_{kl}$ (w takim samym stopniu dla każdego respondenta). Obserwacje są niezależne, więc $\text{Cor}(\varepsilon_{kj}, \varepsilon_{ln}) = 0$ jeśli $i \neq s$ dla wszystkich k i l .

Estymacja modelu wymaga, aby korelacje w ostatnim wierszu macierzy korelacji były równe zero oraz aby dwa z odchyłeń standardowych były z góry ustalone na poziomie 1. Tym niemniej dostępne pakiety statystyczne nie zawsze pozwalają uzyskać konwergencję modelu bez dodatkowych ograniczeń, zaś jego estymacja jest bardzo czasochłonna.

Wielomianowy model probitowy, podobnie jak MNL, może zostać rozszerzony o komponenty błędów i ich heteroskedastyczność. Istnieje także możliwość zastosowania MNP dla danych panelowych, w których jeden respondent dokonuje więcej niż jednego wyboru. Wreszcie model można rozszerzyć o heterogeniczność kowariancji.

2.2.5.6. Model parametrów losowych

Model parametrów losowych (ang. *random parameters logit, mixed logit, RPL*) bazuje na jednopoziomowym MNL. Prawdopodobieństwo wyboru alternatywy k z M dostępnych, przez respondenta j , oznaczając jako X_{jk} zestaw atrybutów opisujących alternatywę, zapisać można jako:

$$\Pr(y_j = k) = \frac{e^{\beta_j' X_{jk}}}{\sum_{l=1}^M e^{\beta_j' X_{jl}}} \quad (25)$$

Zasadnicza zmiana polega na zastosowaniu wektora parametrów β_j specyficznego dla każdego respondenta j , przy czym parametry mogą mieć dowolne rozkłady o średniej dla populacji β_s i wariancji $\sigma_s v_{js}$, gdzie v_{js} jest źródłem indywidualnej heterogeniczności (ze średnią 0 i odchyleniem standardowym 1), a σ_s odchyleniem standardowym rozkładu β_{js} wokół β_s .

Tak zdefiniowany model jest bardzo elastyczny i pozwala na wiele rozszerzeń. Istnieje możliwość zastosowania dowolnych rozkładów – najczęściej wykorzystywane są rozkład normalny, trójkątny, lognormalny, Weibulla i wykładniczy, w zależności od potrzeb modelu. Do modelu można wprowadzić heterogeniczność średnich zastosowanych rozkładów względem obserwowanych cech Z_j , niezmiennych dla alternatyw. Rozszerzenie modelu pozwala na istnienie korelacji pomiędzy losowymi parametrami. Można też pozwolić, aby rozkład parametrów był heteroskedastyczny i heterogeniczny, wprowadzając $\text{Var}(v_{js}) = \sigma_{ks}^2 \left(e^{\sigma_s' H r_j} \right)^2$. Dodatkowym poziomem indywidualnej heterogeniczności może być wprowadzenie komponentów błędów. Model parametrów losowych wraz z opisanymi rozszerzeniami można również zastosować dla danych panelowych.

2.2.5.7. Model klas ukrytych

Model klas ukrytych (ang. *latent class model*, LC) jest szczególnym przypadkiem modelu RPL, w którym heterogeniczność parametrów względem respondentów dana jest rozkładem dyskretnym. Sytuację można sobie wyobrazić w ten sposób, że każdy respondent należy do pewnej klasy respondentów, przy czym informacja ta nie jest bezpośrednio obserwowalna. Dla każdej ze skończonej ilości klas istnieją specyficzne parametry funkcji użyteczności β_c , należących do niej respondentów:

$$V_{kjt} = \beta'_c X_{kjt} + \varepsilon_{kjt} \quad (26)$$

Wewnątrz klas prawdopodobieństwa dokonania wyboru estymuje się modelem MNL. Nieobserwowalną przynależność do jednej z klas można rozwiązać uzależniając to prawdopodobieństwo od szeregu obserwowalnych cech respondenta.

2.2.5.8. Oprogramowanie

Zastosowanie odpowiedniego modelu ekonometrycznego ma znaczenie dla trafnego oszacowania statystycznych charakterystyk parametrów funkcji użyteczności w taki sposób, aby odzwierciedlała faktyczne preferencje respondentów i spełniała podstawowe założenia behawioralne. Warto podkreślić, że opisane powyżej modele są odzwierciedleniem najnowocześniejszej dostępnej metodologii analizy badań przeprowadzonych metodą wyboru warunkowego i wyceny warunkowej.

Istnieje szereg programów służących do modelowania wyboru warunkowego i wyceny warunkowej. Do najpowszechniej stosowanych i dających największe możliwości należą LIMDEP z NLOGIT oraz BIOGEME. Oprogramowanie to jest o tyle wygodne, że posiada już zaimplementowane odpowiednie procedury ułatwiające analizę danych. Tym niemniej modelowanie możliwe jest niemal we wszystkich współczesnych pakietach statystycznych takich jak SAS, STATA, MATLAB i inne. W tym przypadku wymaga to jednak stworzenia wielu procedur optymalizacyjnych od podstaw.

2.2.6. Zastosowania metody wyceny warunkowej

Pierwsze doświadczenia z wykorzystaniem ankiet w celu badania preferencji konsumentów sięgają lat 40 ubiegłego wieku (Juster, 1966) i miały na celu przewidywanie zakupów konsumentów w badaniach prowadzonych przez Rezerwę Federalną USA (ang. *Federal Reserve*). Pierwsze badania preferencji konsumentów, dotyczących dóbr środowiskowych, z wykorzystaniem ankiet prowadzili Bowen (1943) i Ciriacy-Wantrup (1947). Pierwsze zastosowania do wyceny dóbr środowiskowych zaproponowane zostały w latach 60 (Davis, 1963), w metodzie, którą autor nazwał metodą wyceny warunkowej. Z uwagi na hipotetyczność pytań i problemy konstrukcji scenariusza, które dziś już uważa się za przezwyciężone, metoda ta przez kolejnych 30 lat była traktowana nieufnie (Hanemann, 1994), stopniowo jednak zyskiwała popularność oraz akceptację ekonomistów środowiska. Kompletny opis historii zastosowania i rozwoju metod bezpośrednich znaleźć można u Carsona i Hanemanna (2005).

Badania metodą CVM początkowo cenione były za możliwości wyceny w sytuacjach, w których nie były dostępne dane o historycznych zachowaniach konsumentów, sytuacjach, w których wprowadzane dobro środowiskowe było dotychczas nieobecne na rynku lub zmiana jego charakterystyk wykraczała poza dotychczasowe doświadczenia konsumentów oraz za to, że pozwalały bezpośrednio zmierzyć zmiany kompensujące lub substytucyjne, a nie ich Marshallowskie odpowiedniki. Dopiero upowszechnienie zaproponowanej przez Krutillę (1967) koncepcji wartości pozaużytkowej zwróciło uwagę na to, że metody oparte na preferencjach deklarowanych są praktycznie jedynymi, które pozwalają na zmierzenie całkowitej wartości ekonomicznej, a nie tylko wartości użytkowej, która może w niektórych przypadkach być jedynie jej ułamkiem.

Znaczącym wydarzeniem w historii metod opartych na preferencjach deklarowanych było pierwsze przeprowadzone na dużą skalę badanie z lat 70 ubiegłego wieku (Randall *et al.*, 1974), mające na celu wycenę poprawy jakości powietrza w rejonie Four Corners w USA, gdyż jako pierwsze uwzględniło komponent wartości pozaużytkowej jako istotną część dobrobytu konsumentów. W ślad za tym badaniem nastąpiły kolejne, które również zaczęły uwzględniać element wartości pozaużytkowej. Należą do nich między innymi wycena jakości powietrza w lasach USA (Crocker i Vaux, 1983), jakości wody w ujęciu regionalnym (Greenley *et al.*, 1982; Desvousges *et al.*, 1983) i krajowym (Mitchell i Carson, 1981),

ochrony ekosystemów przed kwaśnymi deszczami (Bishop i Heberlein, 1984), ochrony dzikiej przyrody w USA (Barrick, 1983) i w innych krajach (Bennett, 1984).

Pomiar wartości pozaużytkowych metodą wyceny warunkowej, a co za tym idzie znaczenie wartości pozaużytkowych, były stopniowo ugruntowywane przez kolejne regulacje rządu USA dotyczące dopuszczalnych sposobów wyceny. W 1979 metoda CVM została zaakceptowana przez US Water Resources Council do oceny projektów, wraz z pewnymi wytycznymi co do jej zastosowania (skodyfikowanymi przez tę instytucję w 1983). W następstwie tych regulacji Ministerstwo Spraw Wewnętrznych USA (US Department of Interior) opracowało wytyczne do wyceny szkód środowiska przyrodniczego, które pod wpływem sprzeciwów przedstawicieli przemysłu zostały jednak usztywnione, poprzez umiejscowienie metody CVM jako stosowanej w ostateczności, w przypadku dóbr, dla których nie istniały mierzalne wartości użytkowe. Te ograniczenia zostały usunięte po wyroku sądu apelacyjnego (Ohio vs. US Department of Interior), który argumentował, że intencją Kongresu jest pomiar wszystkich długoterminowych szkód dla środowiska, włączając w to wartości pozaużytkowe w opracowaniach przygotowywanych przez instytucje rządowe (Kopp i Smith, 1993). Wkrótce po tym wyroku Kongres *explicite* potwierdził interpretację sądu, wydając w 1990 Oil Pollution Act.

Rozwojowi zastosowań metod wyceny warunkowej towarzyszył postęp w ugruntowaniu metody w teorii ekonomii. Weisbrod (1964) wskazał na potencjalne znaczenie wartości opcyjnej, Krutilla (1967) rozwinął koncepcję wartości pozaużytkowej, a Arrow i Fisher (1974) skupili się na wartości quasi-opcyjnej. Cechą wspólną tych prac było wskazywanie, że istnieje istotny element wartości, który może nie znajdować odbicia w transakcjach obserwowanych na rynku. Na uwagę zasługują również prace Freemana (1979; 1993), które jako pierwsze kompleksowo opisywały metody wyceny dóbr środowiskowych (w tym metody oparte na preferencjach deklarowanych) oraz Justa, Huetha i Schmitza (1982), która jako pierwsza przedstawiła spójny fundament metod CVM w ekonomii dobrobytu.

Sytuację nieufności do metody CVM zmieniła katastrofa amerykańskiego tankowca Exxon Valdez w 1989 roku u wybrzeży Alaski (Loomis, 2001). Choć wyciek ropy miał spektakularne rozmiary, w okolicy niemal nie było osób, które byłyby osobiście poszkodowane (np. ich własność zanieczyszczona). Wobec oczywistej szkody dla środowiska amerykańskie ekologiczne organizacje pozarządowe wystąpiły do sądu o odszkodowanie na rzecz zniszczonej przyrody. W oparciu o metodę wyceny warunkowej określano straty dla dzikiej przyrody na kwotę 3-15 miliardów USD. W odpowiedzi koncern naftowy rozpoczął

finansowanie badań mających za cel zdyskredytowanie metody, a co za tym idzie roszczenia, jako obliczonego nienaukowymi metodami. W rezultacie sytuacja ta doprowadziła do publicznej i naukowej debaty na temat metody i powołania, tym razem bezstronnego, panelu naukowców, którzy mieli ocenić jej przydatność. W końcu doprowadziło to do uznania metody za wiarygodną pod warunkiem zastosowania szeregu wytycznych podczas konstruowania i przeprowadzania takiego badania wyceny (Boyle, 2004). Apelacje koncernu Exxon od zasądzonego odszkodowania w wysokości 4,5 miliarda USD plus odsetki (obecnie ok. 7 miliardów USD) trwają do dziś².

Skodyfikowanie i upowszechnienie zasad konstrukcji scenariusza wyceny warunkowej zaowocowało szybkim rozwojem metody wyceny warunkowej, zarówno pod względem zastosowań jak i udoskonaleń. Obecnie większość ekonomistów jest zgodna, że pomiar wartości dokonany za pomocą tej metody może być wiarygodny o ile spełni się pewne niezbędne warunki. Część wymienionych wcześniej zastrzeżeń do tej metody nadal obowiązuje, lecz dzięki szerokiemu w ostatnich latach korzystaniu przez ekonomię z dorobku psychologii i socjologii można te problemy minimalizować. Metoda wyceny warunkowej weszła na dobre do narzędzi współczesnej ekonomii, a co za tym idzie narzędzi umożliwiających racjonalne podejmowanie decyzji.

Wskaźnikiem popularności, którą uzyskały różne metody wyceny dóbr środowiskowych może być baza danych EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*³), w której gromadzone są badania wyceny dóbr środowiskowych. Baza, założona w celu wspierania decyzji politycznych i administracyjnych w Kanadzie, a obecnie współtworzona przez kraje UE, Agencję Ochrony Przyrody USA (*Environmental Protection Agency*, EPA), Chile, Meksyku, Bank Światowy oraz program Gospodarka i Środowisko Azji Południowo-Wschodniej do października 2007 roku zgromadziła 285 badań opartych o wyceny rynkowe, 498 badań opartych o preferencje ujawnione i 1082 badania w oparciu o preferencje deklarowane. W kompleksowym zestawieniu badań metodą wyceny warunkowej Carson Lancaster, 1966 (*w druku*) zawarł aż 5571 odnośników do badań przeprowadzonych tą metodą.

²Dane z 2 lutego 2011, United States Court Of Appeals For The Ninth Circuit, Baker v. Exxon (In re: Exxon Valdez), 97-35191 [97-35235/97-35192/97-35193]

³<http://www.evri.ca/>

W Polsce zastosowania metody wyceny warunkowej są nieliczne i stosunkowo niedawne. Pierwsze w Polsce (i jedno z pierwszych na świecie) zastosowań skodyfikowanych przez Arrowa *et al.* (1993) zasad konstrukcji badań CVM dotyczyło wyceny szkód spowodowanych eutrofizacją Morza Bałtyckiego. Badanie przeprowadzono w 1994 r. w ramach międzynarodowego projektu badawczego poświęconego kompleksowej ochronie Bałtyku. Sięgnięcie po metodę wyceny warunkowej spowodowane było tym, że korzyści z czystszej Morza Bałtyckiego nie ograniczają się do użytkowania wybrzeża, a więc nie mogą być poznane za pomocą badania kosztów podróży, cen hedonicznych, ani jakichkolwiek rzeczywistych rynków pokrewnych. Gotowość do zapłacenia za przywrócenie Bałtyku do życia przez dorosłego Polaka oszacowana została wtedy na 169 zł/rok (Markowska i Żylicz, 1999).

To pionierskie w Polsce badanie zapoczątkowało serię kolejnych zastosowań metody wyceny warunkowej. Oszacowano w ten sposób m.in. gotowość do zapłacenia za skuteczną ochronę Bagien Biebrzańskich (kwota o 1/3 mniejsza niż dla Morza Bałtyckiego; Ciszewska, 1997), za dostępność wody oligoceńskiej w Warszawie (niespełna 1 zł/l; Muszyńska, 1997), gotowość do zapłaty Krakowian za ograniczenie ruchu pojazdów w centrum miasta (przeszło 100 zł na jednego mieszkańca rocznie; Berbeka i Peszko, 1997) i gotowość do zapłacenia za czystsza wodę w rzekach i kranach (odpowiednio, 78 zł i 81 zł przypadające na gospodarstwo domowe rocznie; Markowska, 2004). W nowszych badaniach analizowano także gotowość do zapłaty za poprawę jakości wody w jednym z polskich jezior (Czajkowski i Ščasný, 2010), analogiczne do badań przeprowadzonych jednocześnie w Polsce i Czechach, a wcześniej w Norwegii i Niemczech, oraz badanie wyceny wartości roku życia ludzkiego (VOLY) w oparciu o wpływ miejskiego zanieczyszczenia powietrza na długość życia i ryzyko śmierci (Desaigues *et al.*, 2011).

Wyniki badań wyceny są możliwe do podważenia, tym niemniej stopniowo ugruntowują w Polsce świadomość tego, że środowisko przyrodnicze i inne trudno mierzalne dobra mogą być wyceniane w pieniądzu. Nie oznacza to oczywiście, że wycena taka wyczerpuje wartość badanych dóbr; ukazuje tylko wagę, jaką realnie ludzie przywiązują do nich w świetle swoich decyzji ekonomicznych. Podsumowania badań wyceny środowiska przeprowadzonych głównie na Uniwersytecie Warszawskim dokonuje Żylicz (2000) i Czajkowski (2006; 2007). Przegląd 250 badań wyceny w 73 krajach rozwijających się prezentuje Biller *et al.* (2006).

2.2.7. Zastosowania metody wyboru warunkowego

Do najczęstszych zastosowań metody wyboru warunkowego należy marketing, ekonomia transportu i ekonomia środowiska, tym niemniej metoda ta znajduje także zastosowania wszędzie tam, gdzie istotne jest badanie preferencji konsumentów, w celu przygotowania optymalnych cech nowych produktów lub analizy zasadności dostarczania dóbr publicznych. Przeglądu zastosowań metody wyboru warunkowego do doboru i realizacji optymalnych społecznie przedsięwzięć dokonują Birol i Koundouri (2008) oraz Meyerhoff et al. (2007).

W Polsce zastosowania metody wyboru warunkowego są nieliczne i stosunkowo niedawne. Poza zastosowaniami marketingowymi w sektorze prywatnym (głównie analiza współzależna, ang. *conjoint analysis*) istniejące zastosowania dotyczyły preferencji ludności wobec ryzyka śmierci (Giergiczny, 2006), preferencji kierowców wobec cech dróg oraz gotowości do płacenia za nie (Giergiczny i Bartczak, 2007) oraz preferencji pracodawców wobec zatrudnienia nierejestrowanego (Czajkowski, 2008a).

Pierwsze w Polsce zastosowanie metody wyboru warunkowego w kontekście lasów dotyczyło preferencji Polaków wobec formy ochrony Puszczy Białowieskiej (Czajkowski, 2008b; Czajkowski *et al.*, 2009; Czajkowski i Hanley, 2009). Badanie to miało na celu próbę wyceny zmian różnorodności biologicznej, które mogłyby mieć miejsce w rezultacie objęcia całego terenu puszczy ochroną. W przeciwieństwie do większości badań wyceny poświęconych tej tematyce, które wykorzystywały tylko jeden wskaźnik różnorodności biologicznej – zwykle liczbę gatunków – w badaniu podjęto próbę opisanie jej złożoności za pomocą kilku uważnie dobranych atrybutów. Atrybuty te musiały być zrozumiałe dla respondentów, ale z drugiej strony dobrze oddawać złożoność różnorodności biologicznej na poziomie strukturalnym, funkcjonalnym i na poziomie gatunków, pozostając w zgodzie z wiedzą ekologiczną. Wyniki tego badania pokazały, że respondenci najbardziej cenią sobie ochronę bierną, która skutkuje m.in. w zachowaniu naturalnych procesów ekologicznych na tym terenie. Co więcej, znaczenie okazały się mieć nie tylko skutki, ale także sam sposób, w jaki zostają osiągnięte – w przypadku tego badania respondenci zdecydowanie preferowali rozszerzenie Parku Narodowego na cały obszar puszczy ponad inne formy ochrony.

2.2.8. Zakończenie

Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej są jednymi z najszybciej rozwijających się metod znajdujących zastosowania w modelowaniu preferencji dóbr i oszacowywaniu gotowości do zapłaty konsumentów za nie. Potencjał tych metod wynika między innymi z ich dużej elastyczności. Tym niemniej są to metody oparte na preferencjach deklarowanych konsumentów i wobec tego trzeba być świadomym ich ograniczeń i niepewności związanej z uzyskiwanymi za ich pomocą wynikami.

Metoda wyboru lub wyceny warunkowej może z powodzeniem służyć do wyceny wszelkich rodzajów dóbr środowiskowych, przy czym jest w stanie uchwycić nie tylko wartości użytkowe, lecz również pozaużytkowe. Wymaga zdobycia bezpośrednich odpowiedzi respondentów. Wycena nosi nazwę warunkowej, gdyż wymaga zastosowania hipotetycznego scenariusza, w którym wyceniane dobro podlega jakiejś zmianie, na którą to zmianę respondenci mogą w określony sposób zareagować (zgodnie ze swoimi preferencjami). Bazowanie na odpowiedziach respondentów, którzy deklarują co zrobiliby w hipotetycznej sytuacji, zamiast, jak w metodach pośrednich obserwować ich faktyczne zachowanie, jest największą słabością tej metody, ale jednocześnie jej największą zaletą, ponieważ pozwala na bardzo dużą elastyczność i wycenę dóbr, na które nie istnieją rynki i których inaczej wycenić nie sposób.

Badania przeprowadzane tymi metodami są stosunkowo kosztowne, ze względu na skomplikowany, długi i trudny proces wyboru i przygotowania odpowiedniego scenariusza, w wyniku którego odpowiedzi respondentów będą dotyczyły tego, co w zamierzeniu interesuje badaczy. Elementy takie jak istota wycenianego dobra, struktura środowiskowych zależności z nim związana, skala wycenianej zmiany, jej kontekst, forma zapłaty i wiele innych muszą zostać jasno przekazane respondentom i zrozumiane przez nich przy jednoczesnym uniknięciu pułapek zaniżania oraz zawyżania deklarowanych wartości przez respondentów. Dlatego też przed rozpoczęciem właściwego zbierania danych scenariusze badania powstają w długotrwałym procesie planowania, testowania i badań pilotażowych.

Zastosowanie metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej pozwala na olbrzymią elastyczność, tym samym dając możliwość określenia teoretycznie wszystkich istotnych zmian stanu środowiska, które dotyczą konsumentów, mogą być przez nich zrozumiane i skwantyfikowane w dyskretnych jednostkach. Dostarcza łatwo identyfikowalnych w kontekście teorii ekonomii miar zmian dobrobytu. Tym niemniej, z

uwagi na konieczność bezpośredniego polegania na umiejętności rozumowania respondentów oraz ich zdolności do uczciwego formułowania odpowiedzi na hipotetyczne pytania, od przeszło dwudziestu lat trwa nieustający proces ulepszania metodologii CVM i CE, zajmujący pokaźne miejsce w literaturze ekonomii środowiska. Dzięki niemu nauka w coraz większym stopniu poznaje ograniczenia i możliwości tej metody.

Jednym z takich ograniczeń, podkreślanych przez krytyków tych metod, jest niezdolność respondentów do dokonywania racjonalnych wyborów w sytuacjach w których nie mają doświadczenia, a więc przypisywania wartości pieniężnych zmianom dóbr środowiskowych. Kolejną pułapką, której uniknięcie jest niezwykle istotne w praktyce, jest zdobycie odpowiedzi na pytanie zadawane w kwestionariuszu, nie zaś skłonienie respondentów do wyrażenia ich opinii na temat dobra czy scenariusza poprzez pytania o wycenę. Nierzadkim problemem jest także niezamierzone łączenie przez respondentów wycenianych dóbr z innymi, co w praktyce powoduje określanie gotowości do zapłaty za zupełnie inny koszyk, niż przewidywany przez badaczy. Wreszcie istnieje ryzyko, że w nieodpowiednio skonstruowanym scenariuszu respondenci, z uwagi na hipotetyczność pytań i odpowiedzi, mogą zachowywać się strategicznie, wykazując skłonność do jazdy na gapę lub zawyżania podawanych przez siebie kwot. Badania naukowe pokazują, że ponieważ metoda CE wymaga od respondentów relatywnego porównania alternatyw, zamiast wyrażania gotowości do zapłaty w jednostkach pieniężnych (jak metoda wyceny warunkowej, CVM), pozwala na eliminację lub zmniejszenie niektórych z wymienionych powyżej problemów.

Metoda wyboru warunkowego, w odróżnieniu od metody wyceny warunkowej pozwala określić wartość poszczególnych atrybutów wycenianego dobra, a nie tylko całości. Różni się również tym, że zamiast pytać respondentów o ich WTP (lub pytać czy zgodziliby się na zapłacenie kwoty określonej w scenariuszu), gotowość do zapłaty uzyskiwana jest za pomocą metod statystycznych na podstawie wyborów, których dokonują respondenci pomiędzy przedstawionymi, hipotetycznymi alternatywami. Do jej niewątpliwych zalet należy to, że pozwala wycenić zarówno efekt hipotetycznej zmiany jako całość, jak i składające się na niego poszczególne elementy. Ponadto sądzi się, że wielu respondentów uważa sytuację, w której mogą określać swoje preferencje relatywnie, np. wybierając alternatywę najbardziej preferowaną, za łatwiejszą oraz bardziej komfortową i naturalną niż bezpośrednio określanie wartości dóbr w jednostkach pieniężnych. Tym niemniej CE nadal pozostaje metodą opartą na hipotetycznych rynkach i jako taka jest podatna na wiele problemów wynikających z hipotetyczności pytań i odpowiedzi.

Niniejsza praca stanowi zaledwie wprowadzenie do tematyki i literatury metodologii wyboru warunkowego, tym niemniej może być solidną podstawą dla osób dopiero rozpoczynających jej praktyczne stosowanie lub osób wykorzystujących uzyskane za jej pomocą wyniki, w celu lepszego zrozumienia jej mechanizmów, ograniczeń oraz możliwości oceny jakości przeprowadzonych tą metodą badań.

2.3. Metoda Transferu Korzyści (BT)

dr Anna Bartczak

WOEE WNE UW

Metoda transferu korzyści (z ang. *benefit transfer, BT*) polega na wykorzystaniu wyników z wcześniej przeprowadzonych badań (bądź z opinii ekspertów) i dopasowaniu ich do warunków, dla których obecnie poszukuje się wartości. Transferowanie wartości odbywa się nie tylko dla korzyści, lecz również dla kosztów, dlatego niekiedy można spotkać się z ogólniejszą nazwą tej metody – „transfer wartości” (z ang. *value transfer, VT*). Jednak w literaturze przedmiotu dominuje pierwszy termin – „transfer korzyści”.

Do wyceny z zastosowaniem metody BT wykorzystuje się bazy danych zawierające wyniki uprzednio przeprowadzanych wycen. Badań dotyczących wyceny dóbr środowiskowych metodami opierającymi się na preferencjach ujawnionych w Europie Zachodniej oraz Ameryce Północnej przeprowadzono dziesiątki tysięcy. Część z wyników tych badań zebranych jest w elektronicznych bazach danych, tj.:

- EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*); www.evri.ca
- ENVALUE (*Environmental Valuation Database*);
<http://www.canri.nsw.gov.au/nrdd/records/ANZNS0281000027.html>
- ValueBase (*Valuation Study Database for Environmental Change in Sweden*);
<http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm>

Do niektórych z tych baz dostęp mają wszyscy zainteresowani, do części – tylko obywatele krajów, które finansują ich powstawanie (np. EVRI). W EVRI dane dotyczące wyceny zbierane są z badań przeprowadzanych na całym świecie, w pozostałych bazach – informacje dotyczą tylko jednego regionu świata (Australia, Szwecja).

Stosowanie BT cieszy się coraz większą popularnością, ze względu na wykorzystywanie wyników wyceny przez decydentów przy podejmowaniu decyzji ingerujących w jakimś stopniu w środowisko. Metoda transferu korzyści jest znacznie prostsza od pozostałych metod wyceny. Charakteryzuje się także znacząco niższym kosztem i czasem przeprowadzenia badań niż ma to miejsce w przypadku badań „pierwotnych” (tzn. badań wycenowych odwołujących się do preferencji – ujawnionych bądź zadeklarowanych).

Jednak otrzymywane tą metodą wyniki obarczone są wyższą niepewnością. Dzieje się tak dlatego, że do niepewności wyników badań pierwotnych dodajemy niepewność związaną z transferowaniem wyników wyceny.

2.3.1. Co może być wyceniane za pomocą metody transferu korzyści?

Ponieważ metoda transferu korzyści wykorzystuje wyniki badań opartych zarówno na preferencjach zadeklarowanych, jak i ujawnionych, zatem w teorii może się odnosić do wszystkich wartości w nich wycenianych. Transferować zatem można zarówno wartości użytkowe (np. dotyczące rekreacji), jak i pozaużytkowe (tj. np. wartość istnienia zagrożonych gatunków czy wartość historyczną danego miejsca).

Bartczak i in. (2008) identyfikują 19 artykułów naukowych dotyczących wykorzystania BT w kontekście leśnym. Siedemnaście z nich dotyczy transferu wartości rekreacji, dwa zaś odnoszą się do wyceny krajobrazu. Publikacje te dotyczą przede wszystkim aspektów metodologicznych i zajmują się badaniem problemów niedokładności transferowanych wyników. Metoda transferu korzyści znajduje przed wszystkim zastosowanie praktyczne, głównie w analizie kosztów i korzyści społecznych inwestycji ingerujących w środowisko. Takie raporty i analizy nie są jednak powszechnie dostępne, co za tym idzie trudno oszacować liczbę przeprowadzonych w nich transferów korzyści.

Co można wyceniać metodą transferu korzyści w kontekście leśnym?

- Zmiany ilościowe lub jakościowe poszczególnych dóbr bądź usług przedstawiających wartości zarówno użytkowe, jak i pozaużytkowe, których źródłem jest:
 - rekreacja
 - różnorodność biologiczna
 - funkcja estetyczna
 - zachowanie zagrożonych gatunków
 - wartość historyczna/kulturowa.
- Zmiany zbioru usług i dóbr, gdy wyceniamy zmiany w programach zarządzania lasami lub programy ochrony.

2.3.2. Etapy badania BT

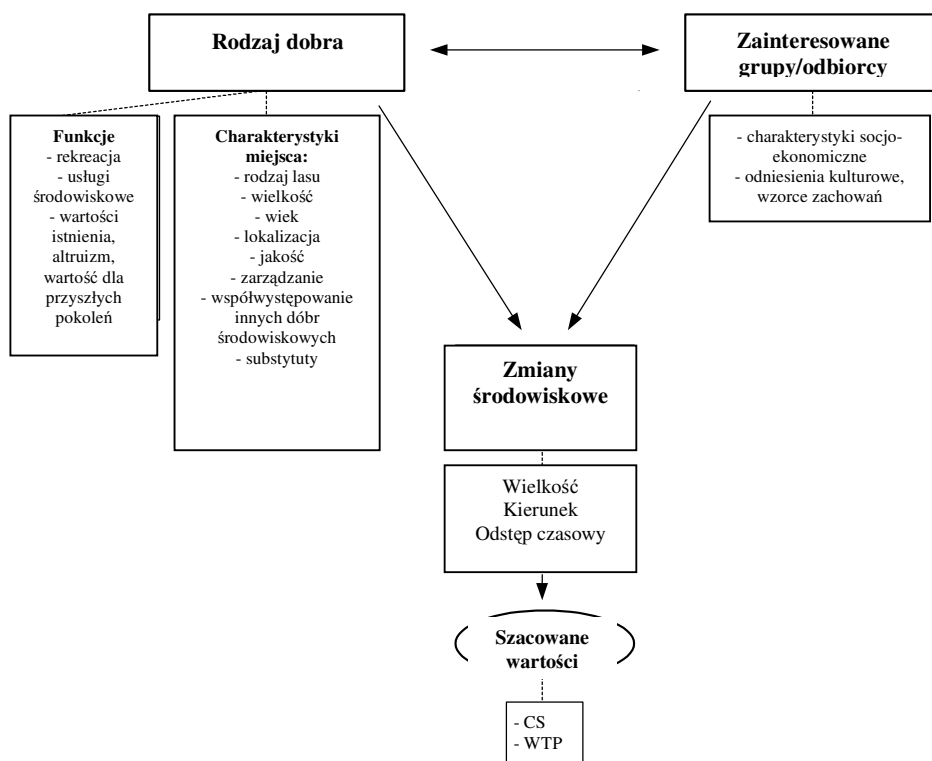
Wycena dóbr i usług środowiskowych przy wykorzystaniu metody transferu korzyści składa się z następujących etapów:

1. Identyfikacja zmian dóbr środowiskowych, które mają być wyceniane.
2. Identyfikacja populacji, której proponowane zmiany będą dotyczyć (liczebność, charakterystyki socjo-ekonomiczne).
3. Przeprowadzenie przeglądu literatury (możliwe wykorzystanie elektronicznych baz danych) w celu zapoznania się z wynikami badań pierwotnych w poszukiwanym kontekście.
4. Ocena podobieństw i przydatności wybranych opracowań pod kątem możliwości transferu wartości.
5. Wybór i podsumowanie wartości z badań pierwotnych.
6. Transfer wartości do analizowanego przypadku.
7. Ocena niepewności i błędu transferu (analiza wrażliwości).

Etapy 1. i 2. Identyfikacja zmian środowiskowych oraz identyfikacja populacji

W poprawnie prowadzonym transferze wartości kluczową kwestią jest odpowiedź na pytanie, co wyceniamy (jakie dobro czy usługę, kierunek zmian w jego ilości bądź jakości, wartości, od których zmiany się rozpoczynają) i dla kogo to robimy. Wykres 2.3.1. pokazuje na przykładzie lasów najważniejsze cechy, na które trzeba zwrócić uwagę przy zastosowaniu BT.

Wykres 2.3.1.



Źródło: Bartczak i in. (2008)

Etapy 3., 4. i 5. Wybór literatury, ocena podobieństw badań oraz wybór badań do transferu

Po dokładnym zdefiniowaniu tego, co chcemy wycenić, w metodzie BT poszukuje się studiów przeprowadzonych dla podobnych przypadków. W tym celu można przeszukiwać elektroniczne bazy danych, takie jak EVRI, ENVALUE czy ValueBase, lecz - tak jak wspomniano wcześniej - dostęp do nich może być ograniczony lub też zawierają one dane dotyczące badań regionalnych. W poszukiwaniu danych najlepiej korzystać z wyszukiwarek artykułów naukowych, traktujących o wycenach. Jeśli pismo jest recenzowane, zwiększa się szansa na to, że badanie pierwotne zostało przeprowadzone poprawnie pod względem metodologicznym. Ważną rzeczą jest zwrócenie uwagi na czas przeprowadzenia badania. Im nowsze, tym lepsze, gdyż wraz z upływem czasu następują zmiany technologiczne. Zmianom ulegają też wzorce zachowań, co ma wpływ na wycenę. W BT najlepiej wykorzystywać wyniki badań, które są dokładnie opisane w zakresie zastosowanych metod oraz precyzują, co jest wyceniane i w jakich warunkach. Im więcej informacji, tym dokładniejsze będzie dopasowanie wyceny przy użyciu transferu korzyści. Wyszukiwane badania powinny być jak

najbardziej zbliżone – co do przedmiotu wyceny, populacji oraz czasu – do warunków, dla których chcemy oszacować wartość.

Etapy 6. i 7. Transfer wartości oraz błąd transferu

Podejścia przeprowadzania transferu wartości oraz błędy oszacowań omówione zostały w kolejnych rozdziałach.

2.3.3. Główne podejścia i modele BT

Metoda transferu korzyści zakłada, że populacje, od których wartości wynikłe ze zmiany w jakości lub ilości dobra środowiskowego są transferowane, osiągają ten sam poziom użyteczności jak te, do których wartości te się transferuje. Zatem przyjmuje się, że w obydwu przypadkach:

- funkcje użyteczności mają tę samą postać
- ceny dóbr rynkowych oraz dochód są takie same
- zmiany i charakterystyki dóbr środowiskowych nie różnią się

Zatem, korzystając z pośredniej funkcji użyteczności, transfer korzyści możemy przedstawić w następujący sposób:

$$V^A(p, I, Q_0) = V^A(p, I - WTP, Q_1)$$

$$V^B(p, I, Q_0) = V^B(p, I - WTP, Q_1)$$

$$V^A(p, I - WTP, Q_1) = V^B(p, I - WTP, Q_1)$$

gdzie: V – pośrednia funkcja użyteczności, p – wektor cen dóbr i usług rynkowych, I – indywidualny dochód, Q – wektor przedstawiający zmiany ilościowe bądź jakościowe środowiska, indeksy 0, 1 – oznaczają sytuację przed i po zmianie, A – miejsce, z którego wartość jest transferowana, B – miejsce, do którego dokonywany jest transfer.

W metodzie transferu korzyści można wyróżnić dwa główne sposoby analizy: transfer pojedynczej wartości (z ang. *unit value transfer*, UVT) oraz transfer funkcji (z ang. *benefit function transfer*, BFT). W pierwszym przypadku transferu wartości możemy mieć do czynienia z tzw. transferem naiwnym (wykorzystanie niezmiennych wartości z badań pierwotnych) lub transferem wartości dopasowanym, np. do różnego poziomu dochodu

charakteryzującego poszczególne grupy respondentów – tzw. transfer skorygowany (patrz tabela 2.3.1.). Transfer „naiwny” to po prostu transfer pojedynczej wartości z jednego lub kilku badań wycenowych. Jeśli wykorzystujemy do transferu pojedynczy wynik, to zakładamy, że zarówno miejsce, z którego przenosimy wycenę, jak i miejsce, które chcemy wycenić, są identyczne pod względem charakterystyk środowiskowych, jak i charakterystyk badanych grup. Jeśli dokonujemy transferu wartości na podstawie kilku badań, to możemy:

- a) Wybrać spośród nich badanie najbardziej zbliżone do warunków, dla których pragniemy otrzymać wycenę.
- b) Oszacować średnią lub medianę wartości na podstawie tych badań i tę pojedynczą wartość uznać za wycenę w nowym przypadku.

Skorygowany transfer pojedynczej wartości stosuje się z reguły w stosunku do różnic w poziomach dochodu analizowanych grup. Korektę dotyczącą poziomu dochodu powinno się wykorzystywać w przypadku transferu wartości pomiędzy różnymi krajami, a także regionami na terenie danego kraju, jeśli poziom dochodu bądź kosztów życia znacząco się różnią.

Tabela 2.3.1. Podejście transferu pojedynczej wartości

Transfer pojedynczej wartości	
„Naiwny” $WTP_p = WTP_s$	Skorygowany o różnice w poziomie dochodu $WTP_s = WTP_p (Y_p/Y_s)^\beta$

gdzie: WTP – gotowość do zapłaty, s – wycenione/zbadane miejsce, p – wyceniane miejsce, Y – poziom dochodu, a β oznacza dochodową elastyczność popytu na dobra nierynkowe.

Transfer funkcji można także przeprowadzać dwojako: jako transfer funkcji z pojedynczego badania (podobnego do przeprowadzanego docelowo, bazującego na jednym lub kilku wycenianych miejscach) lub stosując meta-analizę („regresję-regresji”, funkcję bazującą na danych z wielu badań, z ang. *meta-analysis*, MA). Transfer funkcji z teoretycznego punktu widzenia jest lepszy od transferu pojedynczej wartości, gdyż może uwzględniać więcej czynników, które kształtują daną wartość (nie tylko poziom dochodu, lecz także inne zmienne socjo-ekonomiczne badanej grupy lub różnice w charakterystykach

środowiskowych między miejscem, z którego „pobieramy” wartość, a miejscem, do którego tę wartość transferujemy).

Zamiast transferu funkcji z pojedynczego badania można stworzyć funkcję opartą na charakterystykach kilku lub więcej podobnych badań wycenowych. Podejście to zwane meta-analizą traktuje wyniki badań z wielu badań jako oddzielne obserwacje w analizie regresji, gdzie zmiennymi objaśniającymi – oprócz charakterystyk danego miejsca i charakterystyk socjo-ekonomicznych badanych populacji – są zmienne metodologiczne. Odnoszą się one do metody zastosowanej w badaniach pierwotnych (CVM, CE, TCM itd.) oraz przyjętych w nich założeń (przykładowo – czy format pytania o gotowość do zapłaty w badaniach wycenowych był otwarty, czy zamknięty lub jeśli w MA wykorzystywane są dane z badań TCM, to w jaki sposób uwzględniono w nich koszt podróży itd.).

Tabela 2.3.2. Podejście do transferu funkcji

Transfer funkcji	
Na podstawie pojedynczego badania	Na podstawie wyników kilku badań Meta-analiza
$WTP_i = a + bX_{ij} + cY_{ik} + dS_{il} + e_i$	$WTP_r = a + bX_{rj} + cY_{rk} + dS_{rl} + fZ_{rm} + u_r$

gdzie: WTP_i – gotowość respondenta i do zapłaty, X_{ij} – charakterystyki dotyczące wycenianego miejsca oraz konkretnego dobra/usługi j , Y_{ik} – charakterystyki dotyczące respondenta k , S_{il} – charakterystyki dotyczące miejsca substytucyjnego l , e – czynnik losowy, WTP_r – gotowość do zapłaty dla miejsca wycenionego r , Z_{rm} – charakterystyki poszczególnych badań (metoda, podejścia) m , u – czynnik losowy oraz a, b, c, d - parametry.

2.3.4. Błąd transferu

„Transferowane szacunki mogą być dokładne tylko na tyle, na ile pozwalają założenia wykorzystane w badaniach pierwotnych” (Navrud, 2010). Oznacza to, że wykorzystując metodę transferu korzyści, na pewno nie otrzymamy dokładniejszych oszacowań niż w przypadku badań pierwotnych. Aby sprawdzić, o ile zastosowanie transferu korzyści zwiększa niedokładność wyników, przeprowadza się tzw. transfery eksperymentalne. W tym przypadku znane są szacunki z badań pierwotnych, z których dokonywany jest transfer, jak i

wartości z badań pierwotnych, odnoszących się do wycenianych miejsc. Stosując metodę BT sprawdzamy, o ile uzyskane przy jej wykorzystaniu wyniki różnią się od tych uzyskanych bezpośrednio w wycenianym miejscu. Różnice w wynikach nazywa się błędem transferu (z ang. *transfer error*, TE).

$$TE = \frac{|WTP_e - WTP_t|}{WTP_e}$$

gdzie: *WTP* oznacza gotowość do zapłaty, *e* – transferowaną wartość, *t* – prawdziwą wartość (uzyskaną na podstawie badań pierwotnych).

Błąd transferu można badać w dwojaki sposób: albo wewnątrz próby (z ang. *within-sample*), albo z zewnątrz (z ang. *out-of-sample*). W pierwszym przypadku transferu dokonuje się na poziomie indywidualnym, transferując wartość obliczoną dla całej próby. W drugim – przenosi się wartość obliczoną dla próby N-1 (pojedynczych obserwacji lub wycenianych miejsc) i porównuje wynik z obserwacją wykluczoną.

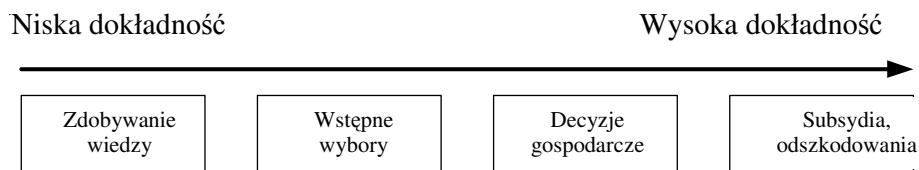
W zależności od wielkości błędu dopasowania, dokładność wyników BT można podzielić na kilka grup. Podział taki znajduje się w tabeli 2.3.3.

Tabela 2.3.3. Błąd transferu

Kategoria	Dopasowanie wartości	Błąd transferu (%)
1	Bardzo dobre	± 20
2	Dobre	± 50
3	Słabe	± 100
4	Bardzo słabe	> 100 lub < -100

Źródło: Navrud (2010).

Znaczący błąd transferu nie oznacza, że danych wyników nie można wykorzystać w analizie ekonomicznej. W zależności od tego, czemu wyniki wyceny dóbr nierynkowych mają służyć, wymagana precyzja szacunków może się różnić.

Wykres 2.3.2. Dokładność oszacowań wymagana w analizie BT.

Źródło: Filion in. (1998).

Bergstrom i DeCivita (1999) wyróżnia pięć głównych powodów występowania błędów transferu:

- błędy związane z oceną miejsca (różnice między charakterystykami miejsca, skąd pobierane są wartości, a cechami miejsca, do którego te wartości są transferowane);
- błędy związane z różnicami badanych populacji (inne charakterystyki socjo-ekonomiczne bądź kulturowe);
- błędy związane z jednostką miary (inne kierunki zmian, inne punkty odniesienia, inne jednostki miary – przykładowo WTP na gospodarstwo domowe, a nie na pojedynczą osobę itp.);
- błędy wynikające z fizyczno-ekonomicznych powiązań (wycena wartości może być właściwa tylko dla jednego miejsca i dla danego okresu czasu);
- błędy proceduralne i błędy oceny eksperckiej (błędy wynikłe z zastosowania złych modeli statystycznych oraz błędy w opiniach ekspertów).

3. Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów

dr Agnieszka Markowska

WOEE WNE UW

3.1. Co to jest analiza kosztów i korzyści?

3.1.1. Wprowadzenie

Analiza kosztów i korzyści (dalej w skrócie AKK) jest jedną z metod oceny inwestycji, w której koszty przedsięwzięcia porównywane są z korzyściami, jakich można się spodziewać w wyniku jego wdrożenia.

O tym, że AKK ma swoje odległe korzenie i zastosowanie w polityce gospodarczej, świadczy fragment listu prezydenta Benjamina Franklina o stosowanej przez niego metodzie podejmowania decyzji politycznych w trudnych przypadkach – patrz Ramka 3.1:

Ramka 3.1. Analiza kosztów i korzyści w wydaniu Benjamina Franklina

„... mój sposób to podzielić stronę papieru na dwie kolumny; na górze jednej napisać „Za”, a na górze drugiej „Przeciw”. Potem, w ciągu trzech-czterech dni, pod tymi nagłówkami piszę różne argumenty za i przeciw, które w różnych momentach przychodzą mi do głowy. Kiedy już mam wszystkie w polu widzenia, próbuję oszacować wagę tych argumentów; kiedy znajduję dwa mniej więcej równoważne po każdej stronie, skreślam oba. Jeżeli znajduję jeden po stronie „Za” który wydaje się równy wagą dwóm po stronie „Przeciw”, skreślam wszystkie trzy. (...) w ten sposób znajduję równowagę, i jeżeli po jednym czy dwóch dniach nie znajduję dalszych argumentów, podejmuję decyzję zgodną z wynikiem tej procedury. I chociaż te wagi nie mogą być określone z matematyczną precyzją, jednak kiedy każdy argument rozważę oddzielnie i w porównaniu z innymi, i kiedy cała lista leży przede mną gotowa, wtedy myślę, że mogę osądzić lepiej, i ryzyko podjęcia nieprzemyślanego kroku jest mniejsze (...)” (Franklin, 1772, w: (Boardman i in., 1996))

Od czasów Benjamina Franklina metodologia analizy kosztów i korzyści została sformalizowana i rozbudowana (patrz rozdział 2), ale ogólne zasady i funkcja – pomoc przy podejmowaniu rozważnych decyzji gospodarczych – pozostały te same.

W niniejszym opracowaniu zajmujemy się tzw. społeczną analizą kosztów i korzyści, gdzie uwzględniane są szeroko pojęte koszty i korzyści obejmujące nie tylko tradycyjne pozycje finansowo-księgowe, ale również trudno mierzalne kategorie wpływające na dobrobyt społeczny. Pozycje występujące na konwencjonalnych rynkach, takie jak materiały budowlane czy drewno, można stosunkowo łatwo ująć w kategoriach pieniężnych. Istnieją jednak również pozycje, którym nie można bezpośrednio przypisać ceny, gdyż nie podlegają one transakcjom kupna i sprzedaży. W odniesieniu do lasów mogą to być takie pozycje jak atrakcyjność turystyczna czy funkcje ekologiczne.

Trudno mierzalne koszty i korzyści tradycyjnie ujmowane były jedynie w kategoriach jakościowych, ale obecnie mogą być również wyceniane (patrz rozdział 2). Wciąż bywają sytuacje, gdzie pewne elementy pozostawia się w analizie jedynie w kategoriach opisowych; dla innych podaje się na przykład przedziały wartości gdyż nie sposób dokonać wiarygodnej i precyzyjnej wyceny. Społeczno-ekonomiczna analiza kosztów i korzyści stawia sobie za zadanie jak najpełniejsze uwzględnienie wszystkich wartości związanych z danym projektem, również tych trudno mierzalnych.

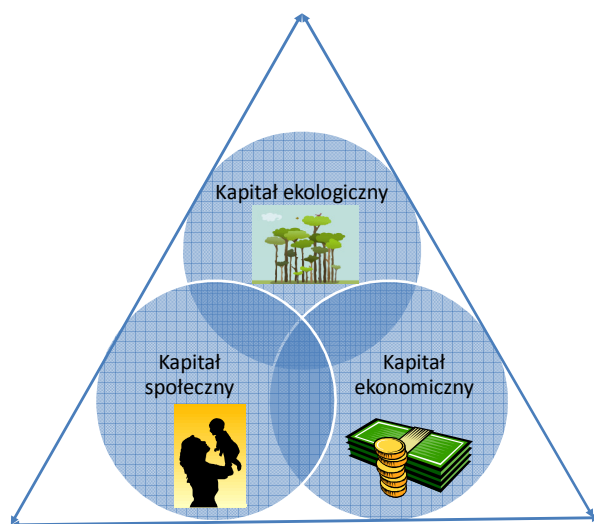
W niniejszym rozdziale zajmiemy się następującymi kwestiami związanym z AKK. Po pierwsze, nakreślimy ogólny cel AKK i stwierdzimy, kiedy zalecane jest jej stosowanie. Następnie opiszemy główne wady i zalety tej metody i dokonamy krótkiego przeglądu i porównania z innymi metodami oceny inwestycji. W rozdziale drugim zajmiemy się metodologią i zwrócimy uwagę na pewne kontrowersyjne aspekty z nią związane. W rozdziale trzecim podamy prosty przykład AKK dla lasów. Każdy rozdział zakończony jest krótkim podsumowaniem.

3.1.2. Ogólny cel AKK

Społeczna analiza kosztów i korzyści ma na celu wykazanie, czy dane przedsięwzięcie doprowadzi do wzrostu czy też do obniżenia ogólnego poziomu dobrobytu społeczności objętej jego skutkami – innymi słowy – czy społeczność ogółem odniesie korzyści netto czy też raczej straty.

Główną przesłanką społeczno-ekonomicznej AKK w kontekście ochrony środowiska (w tym lasów) jest dążenie do mądrzejszego, bardziej efektywnego zarządzania środkami publicznymi, co przyczynia się do tworzenia lepszej równowagi pomiędzy trzema czynnikami: gospodarką, środowiskiem i społeczeństwem. Osiągnięcie takiej równowagi jest celem tzw. zrównoważonego rozwoju (*sustainable development*). Raport „Nasza wspólna przyszłość”¹, w którym po raz pierwszy podkreślono wagę takiego rozwoju mówi o tzw. zasadzie trzech P: *People, Planet, Profit* (ludzie, planeta, zysk). Te zasady zobrazowano na rysunku poniżej.

Rysunek 3.1. Równowaga pomiędzy kapitałem ekologicznym, społecznym i ekonomicznym



Analiza kosztów i korzyści może pomóc w mądrym wykorzystaniu kapitału ekologicznego tak aby maksymalizować dobrobyt społeczny. Kapitał ekonomiczny powinien być wykorzystany efektywnie zarówno w celu tworzenia dobrobytu społecznego, jak i w celu podtrzymywania kapitału ekologicznego.

¹ World Commission on Environment and Development (Brundtland Commission), *Our Common Future*. Oxford University Press, 1987 (w: CE, 2009)

3.1.3. Kiedy zalecane jest przeprowadzanie AKK?

Stosowanie społeczno-ekonomicznej analizy kosztów i korzyści zalecane jest przede wszystkim w dziedzinie inwestycji publicznych, gdzie liczy się efektywność ekonomiczna, a więc wpływ na przedsięwzięcia na szeroko pojęty dobrobyt społeczny. W sektorze prywatnym wystarczającym kryterium podejmowania decyzji inwestycyjnych jest wykonalność finansowa projektu. Projekt jest wykonalny finansowo jeżeli nie przynosi strat finansowych, a więc jeżeli koszty (wynagrodzenie wszystkich czynników produkcji) nie przekraczają wpływów pieniężnych. Nadwyżka wpływów pieniężnych nad kosztami jest miarą zysku. Jeżeli prywatny inwestor oczekuje, że dany projekt przyniesie mu zysk większy niż alternatywna inwestycja kapitału (np. zakup obligacji czy lokata w banku), zostanie on wdrożony, a jeżeli rentowność projektu nie wydaje się atrakcyjna w porównaniu z innymi opcjami, wtedy inwestor prawdopodobnie zaniecha wdrożenia projektu.

3.1.3.1. Efektywność ekonomiczna

Efektywność ekonomiczna danego przedsięwzięcia jest szerszym pojęciem niż jego rentowność. Pojęcie to odwołuje się do ekonomii dobrobytu: w skrócie, działanie jest efektywne ekonomicznie jeżeli suma wszystkich korzyści z projektu jest większa niż suma wszystkich kosztów. Zgodnie z kryterium Kaldora-Hicksa stosowanym w ekonomii dobrobytu, działanie jest efektywne ekonomicznie jeżeli przynajmniej hipotetycznie możliwe jest, aby ci, którzy zyskają z projektu wypłacili rekompensatę tym, którzy na nim tracą, i aby w wyniku tych transferów przynajmniej jedna osoba zyskała i nikt nie stracił. Mówiąc krótko, po wynagrodzeniu ewentualnych powstałych strat powinna zostać jeszcze jakaś nadwyżka.

Efektywność ekonomiczna niekoniecznie pokrywa się z wykonalnością finansową, co wynika z niedoskonałości rynku (*market failures*), takich jak:

- Występowanie efektów zewnętrznych. Efekty zewnętrzne są to skutki danej działalności, które dotyczą osób niezwiązanych z tą działalnością. Klasycznym przykładem efektu zewnętrznego jest zanieczyszczenie środowiska. W takim

przypadku zanieczyszczający nie płaci w pełni za skutki swych działań² – te skutki, na przykład w postaci pogorszenia stanu zdrowia, ponoszą osoby narażone na zanieczyszczenie środowiska. W przypadku lasów efekty zewnętrzne mogą wystąpić na przykład, gdy las zostanie wycięty w celu pozyskania drewna, a koszty poniosą potencjalni turyści i miłośnicy przyrody, dla których utracone zostaną wartości rekreacyjne i wartości pozaużytkowe czerpane po prostu z faktu że las istnieje i przyroda jest pozostawiona w naturalnym stanie.

- Występowanie dóbr publicznych. Dobra publiczne to takie dobra, przy których nie działają zasady konkurencyjności i wykluczalności charakterystyczne dla dóbr rynkowych. Tak więc fakt, że jedna osoba korzysta z dobra publicznego nie powoduje zmniejszenia dostępności dobra ani wykluczenia innych osób z używania tego dobra. Tragedią takich dóbr jest skłonność do nadmiernego ich wykorzystania – gdy dobro jest ogólnie dostępne, każdy chce z niego skorzystać i odnieść dla siebie prywatną korzyść, co może spowodować nadmierną eksploatację dobra. Przy braku odpowiedniego zarządzania jakość dobra może się znacznie pogorszyć lub to dobro może wręcz zostać zupełnie zniszczone.
- Brak doskonałej konkurencyjności (np. występowanie monopolu). W takim przypadku trudno jest przeprowadzić rzetelną analizę pieniężnych kosztów i korzyści z projektu, gdyż nie można wiarygodnie oszacować podstawowych elementów, takich jak przewidywana zmiana nadwyżki producenta i konsumenta.

Poniższa tabela obrazuje różne konfiguracje wykonalności finansowej i efektywności ekonomicznej i rekomendacje wynikające dla projektów z danego układu tych kryteriów.

² Przy zastosowaniu różnych instrumentów polityki ekologicznej, zanieczyszczający może być zmuszony do przynajmniej częściowego płacenia za te skutki.

Tabela 3.1. Efektywność ekonomiczna a wykonalność finansowa

Charakterystyka projektu		Efektywność ekonomiczna	
		Tak	Nie
Wykonalność finansowa	Tak	Projekt powinien być zrealizowany; sam rynek jest w stanie to zapewnić.	Projekt nie powinien być zrealizowany ze społecznego punktu widzenia, ale rynek może doprowadzić do jego wdrożenia; potrzebna jest ingerencja (np. podatek dla zniwelowania efektów zewnętrznych).
	Nie	Projekt powinien być zrealizowany, ale sam rynek nie jest w stanie tego zapewnić; potrzebna jest ingerencja (np. subwencja).	Projekt nie powinien być zrealizowany; sam rynek nie dopuści do jego wdrożenia.

Źródło: (Żylicz i in., 2000)

W przypadku zgodności kryteriów efektywności ekonomicznej i wykonalności finansowej nie jest potrzebna ingerencja państwa, gdyż sam rynek doprowadzi do efektywnej alokacji zasobów finansowych. Jednak w przypadku niezgodności tych kryteriów pozostawienie decyzji o wdrażaniu projektu wolnemu rynkowi mogłoby doprowadzić do utraty dobrobytu społecznego. Na przykład jeżeli dany projekt nie jest wykonalny finansowo (nie jest rentowny), ale jest efektywny ekonomicznie (po uwzględnieniu pełnych kosztów i korzyści okazuje się, że przyniesie on korzyści netto dla społeczeństwa), wtedy ze społecznego punktu widzenia korzystne będzie dofinansowanie go ze środków publicznych.

3.1.3.2. AKK jako wskazówka podejmowania decyzji

Analiza kosztów i korzyści pojawia się jako wskazówka dla podejmowania decyzji gospodarczych oraz jako zalecany sposób oceny proponowanych regulacji w wielu zapisach prawnych dotyczących wydatków publicznych, zarówno w poszczególnych państwach, jak i w międzynarodowych organizacjach, na przykład w Unii Europejskiej. Dokumentacja projektów zgłaszanych do uzyskania wsparcia finansowego w ramach funduszy pomocowych UE, takich jak fundusze strukturalne, powinna zawierać analizę kosztów i korzyści.

Podejście to zyskało szczególne poparcie w Stanach Zjednoczonych, gdzie już w 1965 roku rząd federalny formalnie zaakceptował procedurę analizy kosztów i korzyści dla głównych działań rządowych; w 1977 roku podobną procedurę przyjęło Biuro Zarządzania i

Budżetu (*Office of Management and Budget*) (Gramlich, 1981). Od początku lat 80-tych XX w. rozporządzenia wykonawcze wydawane przez kolejnych prezydentów wymagają, aby wszelkie ważniejsze³ regulacje opracowywane przez agencje rządowe były poddawane analizie skutków zawierającej analizę kosztów i korzyści.

3.1.4. Zalety i wady AKK

AKK wspomaga proces podejmowania decyzji poprzez formułowanie konkretnych wskazówek, jaki wariant danego przedsięwzięcia jest najbardziej korzystny. Jest to szczególnie przydatne przy podejmowaniu decyzji o wydawaniu środków publicznych, gdzie decyzje o przyznaniu środków na dany projekt mogą być uzasadnione przy użyciu konkretnych argumentów ekonomicznych. Jednak wyników AKK nie powinno się traktować jako ostatecznej wyroczni; na decyzję o wdrażaniu czy zaniechaniu projektu może wpływać wiele czynników, również o charakterze jakościowym, politycznym czy etycznym. AKK może na przykład zidentyfikować grupy społeczne, które odnoszą korzyści i straty, ale nie formułuje normatywnych zaleceń co do tego, czy przepływ dobrobytu z jednej grupy społecznej do drugiej jest pożądanym wynikiem projektu. Poniżej przedstawimy główne zalety i wady AKK.

3.1.4.1. Zalety

Główną zaletą AKK jest to, że podmiot podejmujący decyzję otrzymuje szczegółowe informacje na temat kosztów i korzyści alternatywnych wariantów danego projektu i w związku z tym może dokonać rankingu tych wariantów. Można też porównać dany projekt z innymi (pod warunkiem, że wszystkie projekty zostały ocenione przy wykorzystaniu mniej więcej takiej samej metodologii). Dzięki temu można zracjonalizować proces wydawania środków publicznych w celu zmaksymalizowania dobrobytu społecznego.

AKK pomaga również odpowiedzieć na pytanie kto (i ile) powinien zapłacić za wdrożenie projektu. Analiza wykazuje koszty finansowe wdrażania projektu i przeciwstawia

³ Poprzez "ważniejsze" rozumie się regulacje, których wpływ na gospodarkę przekracza 100 milionów USD.

je pełnym korzyściom społecznym. Jeżeli korzyści społeczne przekraczają wpływy dla inwestora, może być to podstawą do ubiegania się o dofinansowanie projektu ze środków publicznych.

AKK pomaga również ustalić pewien porządek oceniania inwestycji i ich poszczególnych wariantów. Dzięki AKK pewne warianty, które wcześniej wydawały się uzasadnione, mogą zostać odrzucone, inne, choć nierentowne, mogą stać się atrakcyjne.

3.1.4.2. Wady

Do największych wad tej metody można zaliczyć fakt, że tego typu analizy są z reguły kosztowne, wymagają sporego nakładu pracy i fachowej wiedzy. Poza tym niektóre efekty bardzo trudno jest wyrazić w kategoriach pieniężnych, tak więc część elementów może pozostać jedynie w kategoriach opisowych. To może powodować że wyniki mogą się wydawać mało konkretne lub nawet stronnicze (np. organizacje ekologiczne mogą protestować jeżeli danego efektu dla środowiska nie dało się odpowiednio ująć w sposób ilościowy w analizie). Raporty AKK mogą również być trudne do zrozumienia przez nie-ekonomistów, choć tę wadę można zniwelować poprzez unikanie typowo ekonomicznego żargonu.

Analiza kosztów i korzyści jest wykonywana zawsze po przyjęciu pewnego zestawu założeń. W analizie wrażliwości pewne parametry tych założeń są zmieniane i w ten sposób testuje się wpływ założeń na ostateczne wyniki. Nie można jednak uniknąć pewnej arbitralności przy przyjmowaniu różnych wartości parametrów; analiza wykonywana tego samego projektu wykonywana przez dwie różne osoby niekoniecznie przyniesie dokładnie te same rezultaty. Pewien stopień arbitralności może również być postrzegany jako wada.

3.1.4.3. Podsumowanie

Poniższa tabela zawiera podsumowanie zalet i wad AKK.

Tabela 3.2. Zalety i wady analizy kosztów i korzyści

Zalety	Wady
Przejrzystość w procesie wydawania środków publicznych.	Przeprowadzenie pełnej AKK jest kosztowne (zarówno jeżeli chodzi o pieniądze jak i czas).
Pomoc przy podejmowaniu decyzji, czy dany projekt powinien być wdrożony, czy jest pożądanym ze społecznego punktu widzenia.	Przeprowadzenie AKK wymaga wiedzy eksperckiej, nie wszystko może być zrozumiałe dla nie-ekonomistów.
Pomoc przy określeniu stopnia dofinansowania projektu ze środków publicznych.	Pomimo formułowania konkretnych wskaźników i zaleceń nie powinna być traktowana jako ostateczna wyrocznia.
Nadanie struktury procesowi decyzyjnemu, racjonalizacja decyzji i stworzenie wspólnych kryteriów do oceny różnych projektów.	Wyniki mogą być różne przy przyjęciu różnych założeń; istnieje przynajmniej potencjalna możliwość pewnej manipulacji założeniami i parametrami. To ryzyko istnieje szczególnie przy wycenie korzyści, która często jest kontrowersyjna i nieprecyzyjna.

Jak widać z powyższej tabeli, AKK może być bardzo przydatna przy ocenie projektów, ale jednocześnie jest to analiza z reguły kosztowna i wymagająca wiedzy eksperckiej. Z tych powodów często stosuje się alternatywne metody ewaluacji projektów – dwie z nich omówimy krótko poniżej.

3.1.5. Alternatywne metody oceny projektów

Dwie metody oceny projektów są stosowane najczęściej jako alternatywy dla AKK. Jest to analiza wielokryterialna i analiza efektywności kosztowej. Obie metody zostaną krótko omówione poniżej.

3.1.5.1. Analiza wielokryterialna⁴

Analiza wielokryterialna jest przydatna przede wszystkim przy projektach publicznych uwzględniających wartości trudne do wyceny w kategoriach pieniężnych. Ten rodzaj analizy nie wymaga bowiem wyceniania kosztów i korzyści w wartościach pieniężnych. Analiza wielokryterialna porównuje i szereguje warianty określonej inwestycji od najlepszej do najgorszej. Analiza wielokryterialna składa się z kilku etapów:

1. Definicja wariantów projektu. Warianty mogą dotyczyć na przykład różnej lokalizacji projektu czy rodzaju zastosowanych rozwiązań/technologii.
2. Wybór i definicja kryteriów. Kryteria to czynniki, które zostaną wzięte pod uwagę w procesie decyzyjnym. Gdy mamy do czynienia z dużym projektem, kryteria decyzyjne powinny być pogrupowane, gdzie grupy odpowiadają poszczególnym celom decydenta (np. cele ekonomiczne, społeczne i ekologiczne).
3. Przyporządkowanie wartości kryteriów poszczególnym wariantom. Dokonuje się tego wykorzystując wiele sposobów, takich jak modele symulacyjne oraz oceny ekspertów (np. dot. możliwości etapowania budowy autostrady). Wartości kryteriów są mierzone za pomocą różnych skal ilościowych i jakościowych takich jak liczba użytkowników, łatwość wdrożenia realizacji inwestycji i inne.
4. Normalizacja. Wartości kryteriów poddaje się normalizacji (standaryzacji), aby umożliwić ich porównywalność. Istnieje kilka metod standaryzacji kryteriów. Najprostsza procedura wymaga wyskalowania realizacji kryterium względem odległości od zera i od najwyższej zrealizowanej wartości.
5. Przyporządkowanie wag. Wagi mogą zostać ustalone przez ekspertów na podstawie ogólnie przyjętej wiedzy lub przez polityków na podstawie priorytetów politycznych. Ten etap analizy jest często krytykowany za jego subiektywność. Subiektywność jest jednak nieodzownym elementem podejmowania decyzji; wybory powinny być dokonywane w sposób otwarty i przejrzysty.

⁴ Na podstawie Kopec (2006)

6. Ustalenie rankingu wariantów. Rankingu dokonuje się najczęściej stosując metodę sumy ważonej, gdzie wystandaryzowane wartości kryteriów dla poszczególnych wariantów mnoży się przez ich wagi, a następnie sumuje.
7. Analiza wrażliwości. Polega ona na sprawdzeniu wrażliwości końcowego wyniku na zmiany wartości wag i realizacji kryteriów. Dzięki analizie wrażliwości można uzyskać wgląd w istotność i trwałość końcowego wyniku..
8. Raport z analizy. Rezultaty analizy powinny zostać zebrane w sprawozdanie w celu poinformowania o nich wszystkich zainteresowanych. Aby analiza wielokryterialna wypełniała swoje zadanie w postaci udostępniania informacji, musi być możliwie dobrze udokumentowana, łatwa do powtórzenia oraz obiektywna i transparentna.

3.1.5.2. Analiza efektywności kosztowej

Analiza efektywności kosztowej jest przydatna wtedy, kiedy decyzja o wdrażaniu danego działania jest podjęta na podstawie określenia pewnych priorytetów, niekoniecznie o podłożu ekonomicznym. Na przykład w związku z ogólnym celem poprawy jakości wód powierzchniowych a także z koniecznością wdrażania regulacji Unii Europejskiej w danej gminie trzeba wybudować system oczyszczania ścieków taki, aby osiągnąć dane parametry oczyszczania. W takiej sytuacji przedstawiciele gminy powinni podjąć decyzję, w jaki wariant oczyszczania zainwestować aby osiągnąć dany efekt ekologiczny. Analiza efektywności kosztowej pozwoli stwierdzić, w jakim wariantcie inwestycyjnym cena osiągnięcia danego efektu będzie najniższa.

Również w sytuacji gdy wycena korzyści jest bardzo trudna lub gdy z pewnych przyczyn (np. etycznych) nie jest to zalecane, analiza efektywności kosztowej może być dobrym sposobem na uporządkowanie wariantów danej inwestycji według kosztów.

Ze względu na to, że w analizie efektywności kosztowej szacuje się jedynie koszty (inwestycyjne i eksploatacyjne) projektu, jest ona prostsza do wykonania niż pełna AKK. Koszty powinny być wyliczone dla każdego roku trwania inwestycji, a następnie zdyskontowane⁵ i zsumowane. Podstawowym wskaźnikiem analizy efektywności kosztowej

⁵ Dyskontowanie jest omówione w sekcji 2.2

jest dynamiczny koszt jednostkowy czyli cena osiągnięcia efektu ekologicznego. Jest to stosunek zdyskontowanych kosztów do zdyskontowanych efektów projektu, i im jest on niższy, tym wyższa efektywność kosztowa projektu.

3.1.5.3. Podsumowanie

Społeczno-ekonomiczna analiza kosztów i korzyści pozwala na ocenę, czy dany projekt jest pożądany ze społecznego punktu widzenia, czyli czy przyniesie społeczeństwu/danej społeczności korzyści netto. Jeżeli AKK daje na to pytanie odpowiedź twierdzącą, to znaczy że projekt jest efektywny ekonomicznie. Projekt może być efektywny ekonomicznie, ale niewykonalny finansowo, co daje przesłankę do dofinansowania jego wdrożenia ze środków publicznych. Do głównych zalet AKK należy fakt, że jest ona bardzo pomocna przy określaniu, czy dany projekt przynosi społeczeństwu (społeczności) korzyści netto, czy też straty. Do głównych wad należy kosztowność oraz trudność przy wycenie korzyści. Dwie najczęściej stosowane alternatywne metody oceny projektów to analiza wielokryterialna oraz analiza efektywności kosztowej. Te alternatywne metody są przydatne przy rankingu opcji, ale nie dostarczają odpowiedzi na pytanie, czy projekt jest efektywny ekonomicznie.

3.2. Metodologia przeprowadzania analizy kosztów i korzyści

W niniejszym rozdziale zajmiemy się pokrótce metodologią społeczno-ekonomicznej analizy kosztów i korzyści. Najpierw przedstawimy poszczególne etapy przeprowadzania analizy, następnie omówimy pewne aspekty metodologiczne, a na końcu przejdziemy do podstawowych wskaźników.

3.2.1. Podstawowe etapy przeprowadzania analizy kosztów i korzyści

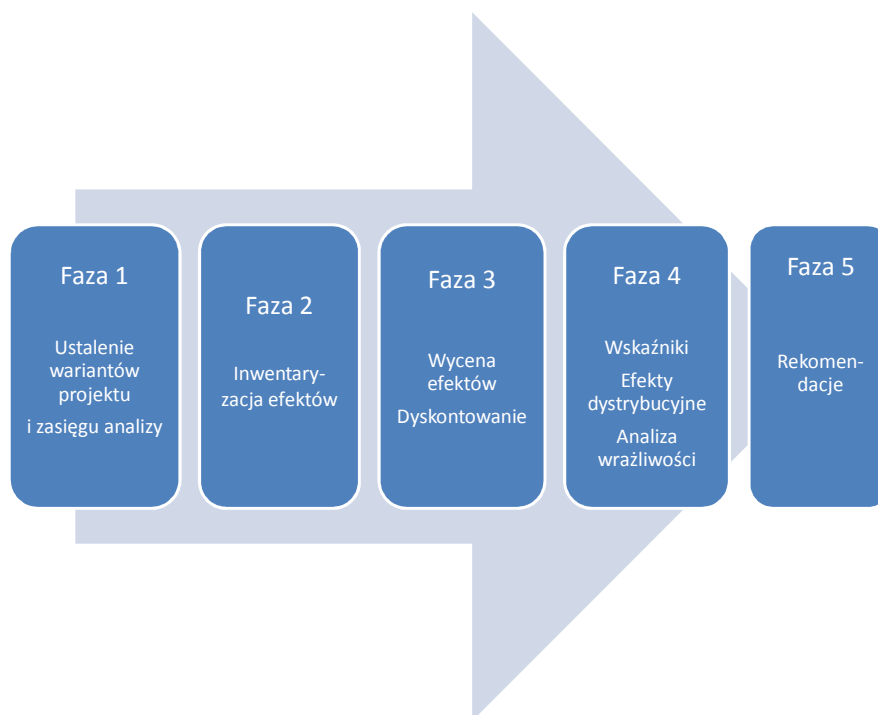
W procesie przeprowadzania analizy kosztów i korzyści można wyróżnić następujące kroki (na podstawie (Boardman i in., 1996):

1. Określenie perspektywy analizy. Innymi słowy, musimy zdecydować, czyje koszty i korzyści będziemy szacować. Należy jasno określić, czy dokonujemy analizy z punktu widzenia globalnego, krajowego czy też z punktu widzenia danej gminy, społeczności itp. Dla większych projektów publicznych takich jak budowa autostrad przyjmuje się zwykle poziom krajowy, natomiast inwestycje na poziomie gminy oceniane są z reguły również z punktu widzenia gminy, choć w rzeczywistości efekty takich inwestycji mogą mieć wpływ na sąsiadujące tereny.
2. Identyfikacja wariantów inwestycji. Dany projekt może być zwykle wdrożony na wiele różnych sposobów. Celem analizy jest wybranie sposobu zapewniającego najwyższy możliwy poziom dobrobytu społecznego. Ważne warianty projektu to tzw. wariant zerowy (czyli co będzie jeżeli nie podejmie się żadnej inwestycji) i wariant kontynuacji istniejącej sytuacji (tzw. *business as usual*). Te dwa wspomniane warianty mogą, ale nie muszą być tożsame, np. w wariacie zerowym można pozwolić na to, aby jakaś konstrukcja/budowla niszczała, a w wariacie *business as usual* można analizować sytuację podtrzymywania tej konstrukcji przy użyciu minimum niezbędnych środków.
3. Identyfikacja skutków projektu w kategoriach fizycznych. Na tym etapie trzeba określić relacje typu przyczyna-skutek zachodzące w związku z potencjalnym wdrożeniem projektu w określonych wariantach. Główna trudność na tym etapie związana jest z koniecznością prognozy oddziaływania projektu w przyszłości (przez cały użyteczny czas trwania projektu). Oczywiście jest, że nie wszystko da się przewidzieć, zarówno jeżeli chodzi o warunki fizyczne, jak i ekonomiczno-

społeczne. Zadaniem ekspertów wykonujących AKK jest określenie jak najbardziej prawdopodobnych skutków projektu oraz przyjęcie alternatywnych założeń do analizy wrażliwości (punkt 8).

4. Wycena skutków w kategoriach pieniężnych. O ile to możliwe, wszystkie efekty powinny być wycenione. Jednak szczególnie w przypadku korzyści, dla dóbr niewystępujących na konwencjonalnych rynkach, jest to niełatwe zadanie. Poza tym wycena aspektów takich jak zdrowie i życie ludzkie może budzić kontrowersje na tle etycznym.
5. Obliczenie wartości zdyskontowanych kosztów i korzyści. Dyskontowanie pozwala na sprowadzenie wszystkich wartości do poziomu roku bazowego, z którego perspektywy wykonuje się analizę (patrz rozdział 2.2).
6. Obliczenie zagregowanych wskaźników: ENPV, ERR, B/C (patrz rozdział 2.5)
7. Określenie efektów dystrybucyjnych. Na tym etapie powinno się zidentyfikować grupy społeczne, na które będzie oddziaływał projekt, i określić wpływ projektu na ich dobrobyt. Ten sam efekt może być przez pewne grupy społeczne postrzegany jako korzyść, a przez inne jako koszt, i w takim przypadku te przeciwstawne wartości powinny być odpowiednio oszacowane i uwzględnione w analizie, a efekty przepływu dobrobytu odpowiednio opisany (patrz również rozdział 2.4).
8. Przeprowadzenie analizy wrażliwości względem wybranych czynników (np. stopa dyskontowa, wskaźniki cen, pewne efekty fizyczne itp.)
9. Wnioski i rekomendacje. Raport z AKK kończy się zwykle sformułowaniem rekomendacji co do tego, jaki wariant projektu jest najbardziej pożądanym ze społecznego punktu widzenia. Takie wnioski mogą stać się wskazówką, a nawet podstawą do podjęcia decyzji o wdrażaniu projektu jednak należy pamiętać że nie jest to jedyna przesłanka dla takiej decyzji.

Przedstawione powyżej szczegółowe etapy analizy mogą być podsumowane w formie pięciu najważniejszych faz – patrz Rysunek 2 poniżej.

Rysunek 3.2. Ogólne etapy przeprowadzania AKK

Każdy z etapów analizy opisany w skrócie powyżej może się wiązać z pewnymi problemami i kontrowersjami. Poniżej poświęcimy nieco uwagi wybranym problemom: dyskontowaniu, ujmowaniu zmian w zatrudnieniu oraz aspektom dystrybucyjnym.

3.2.2. Dyskontowanie

Technika dyskontowania pozwala na porównywanie kosztów i korzyści pojawiających się w różnych okresach czasu. W analizie przyjmuje się zwykle jakiś rok jako bazowy – z tego punktu widzenia w czasie będziemy oceniać wszystkie koszty i korzyści. Jest to najczęściej po prostu rok, w którym przeprowadza się analizę. Najwygodniej jest również przyjąć ceny stałe, i mogą to być (choć nie muszą) ceny charakterystyczne dla roku bazowego.

Ogólnie rzecz biorąc, dyskontowanie „dyskryminuje” wartości przyszłe względem teraźniejszych. Ten proces opiera się na dwóch przesłankach. Po pierwsze, konsumpcja teraźniejsza jest generalnie preferowana od przyszłej. Jest to po prostu obserwacja związana z ludzką psychologią – z niecierpliwością oraz z niepewnością, czy dożyjemy przyszłej konsumpcji. Po drugie, zgodnie z oczekiwaniami, poziom dochodu na głowę będzie rósł w tempie zbliżonym do wzrostu gospodarczego; aby przyszłe wartości wyceniane przy wyższym poziomie dochodu wyrazić w kategoriach teraźniejszych, należy zastosować stopę dyskontową równą oczekiwanej stopie wzrostu gospodarczego pomnożonej przez wskaźnik zwany elastycznością krańcowej użyteczności konsumpcji. Te dwa elementy mogą być podsumowane przy pomocy następującego równania:

$$r = \rho + \mu g$$

gdzie r oznacza społeczną stopę dyskontową, ρ oznacza stopę preferencji czasowej, μ jest wskaźnikiem elastyczności krańcowej użyteczności konsumpcji, a g jest wskaźnikiem wzrostu gospodarczego (Green Book, 2010).

Te oczywiste przesłanki dyskontowania prowadzą do wielu kontrowersji związanych z wyborem wartości stopy dyskontowej. Szczególnie w przypadku wieloletnich inwestycji, stopa dyskontowa ma poważny wpływ na uzyskiwane wartości i na ostateczne wnioskowanie podczas przeprowadzania analizy kosztów i korzyści. Dlatego też poświęćmy temu aspektowi nieco więcej miejsca.

3.2.2.1. Wybór stopy dyskontowej

Stopa dyskontowa na potrzeby przeprowadzania analizy kosztów i korzyści w sektorze publicznym może być określana na podstawie kilku zjawisk ekonomicznych, z których najczęściej wymienia się następujące (Gramlich, 1981):

1. Stopa zysku od prywatnych inwestycji brutto (przed opodatkowaniem). Ze względu na to, że inwestorzy prywatni podejmują decyzje inwestycyjne porównując stopę zwrotu inwestycji z rynkową stopą zwrotu na rynku kapitałowym, w praktyce często używa się tej ostatniej. To podejście może być krytykowane z wielu względów, np. inwestycje w sektorze prywatnym i publicznym nie zawsze są przeprowadzane w tych samych warunkach, projekty

inwestycyjne często są finansowane z podatków, poza tym rząd na wiele sposobów wpływa na rynkowe stopy zwrotu na rynku kapitałowym.

2. Społeczna stopa dyskontowa – to rozumowanie opiera się na przekonaniu, że stopa dyskontowa może być oszacowana na podstawie ustalenia optymalnej kombinacji pomiędzy wysokością inwestycji a konsumpcji w gospodarce. W tym celu można się posłużyć makroekonomicznymi modelami wzrostu gospodarczego, i tzw. Złotą Zasadą głoszącą, że społeczeństwo powinno akumulować kapitał do punktu, w którym realna rynkowa stopa zwrotu jest równa realnej stopie wzrostu gospodarczego. Dlatego też zgodnie z tym podejściem stopa dyskontowa dla oceny inwestycji publicznych powinna być równa realnej stopie wzrostu gospodarczego w długim okresie, zwykle nieco niższej niż stopa zwrotu na rynku kapitałowym. Ten rodzaj rozumowania jest niezależny od polityki fiskalnej czy innych regulacji mających wpływ na rynek kapitałowy, choć wiąże się również z pewnymi wadami, takimi jak konieczność spełnienia dość restrykcyjnych założeń modeli wzrostu gospodarczego.

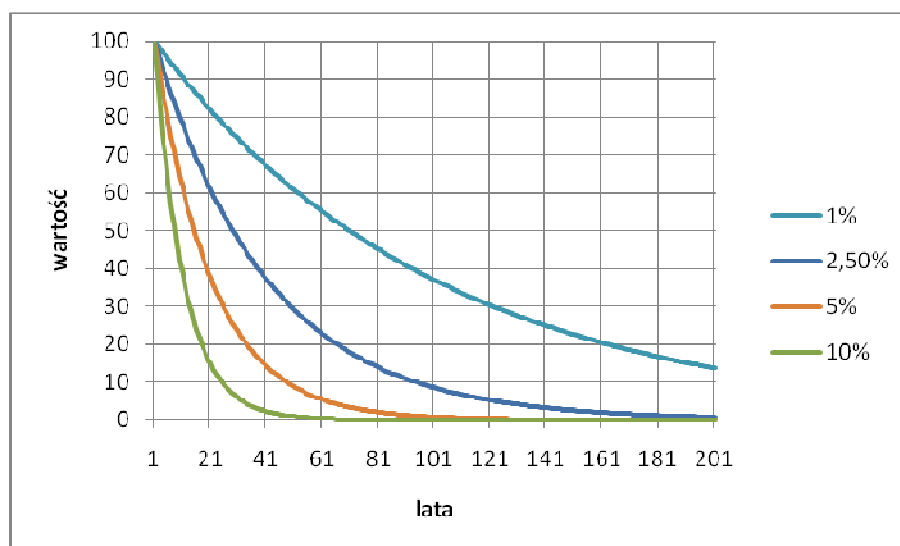
W praktyce najczęściej używa się realnej rynkowej stopy procentowej wolnej od ryzyka (Kopeć, 2006). Co oznacza realna rynkowa stopa procentowa wolna od ryzyka? Przymiotnik „realna” informuje, że stopa jest pozbawiona komponentu uwzględniającego występowanie inflacji, co jest zbieżne z zastosowaniem w AKK cen stałych. Przymiotnik „wolna od ryzyka” informuje, że stopa jest pozbawiona komponentu uwzględniającego występowanie ryzyka, że inwestycja się nie powiedzie. Przy przedsięwzięciach bardziej ryzykownych stosuje się wyższą stopę dyskontową, co jest formą wynagrodzenia pożyczkodawcy (tzw. premia za ryzyko).

W przypadku inwestycji publicznych, środowiskowych, najczęściej stosuje się stopę wolną od ryzyka. Tłumaczy się to w ten sposób, że jako społeczeństwo powinniśmy ignorować komponent ryzyka w stopie dyskontowej, gdyż portfel inwestycji społecznych jest na tyle zróżnicowany, że ryzyko całego portfela jest wyeliminowane. Przymiotnik „rynkowa” oznacza, że taka stopa procentowa jest efektem agregacji indywidualnych stóp preferencji czasowych wszystkich podmiotów uczestniczących w rynku. Rynkowa stopa procentowa jest bowiem determinowana przez siły popytu i podaży, które z kolei są wyznaczone przez agregację indywidualnych stóp czasowej preferencji podmiotów.

Przykładem stopy procentowej wolnej od ryzyka jest stopa długoletnich obligacji skarbowych. Aby uzyskać stopę realną, należy jeszcze pomniejszyć powyższą stopę o poziom oczekiwanej stopy inflacji. Istnieje przekonujący argument według którego należy stosować realną rynkową stopę procentową jako społeczną stopę dyskontową. Państwo zazwyczaj jest zadłużone, a koszt tego zadłużenia jest właśnie realną stopą obligacji skarbowych, czyli rynkową realną stopą procentową. Dlatego państwo powinno inwestować w projekty, które dają wyższą stopę zwrotu niż stopę po której się finansuje. Tym samym oznacza to, że do dyskontowania należy używać realnej rynkowej stopy procentowej, dzięki czemu projekty o wyższej stopie zwrotu przejdą test przeprowadzany przez analizę kosztów i korzyści. Według powyższego rozumowania byłoby nieefektywne, aby państwo pożyczało środki finansowe np. po 5% i inwestowało w projekty przynoszące 4% zwrotu.

Stopa dyskontowa w przypadku inwestycji trwających więcej niż jedną generację wyraża również wagę, jaką przywiązujemy do wartości dla przyszłych pokoleń. Organizacje ekologiczne zwykle postulują o stosowanie niskiej stopy dyskontowej (nawet równej zero), tak aby np. wartość zasobów przyrodniczych w przyszłości nie została drastycznie umniejszona z punktu widzenia teraźniejszości. Wykres 3.1. pokazuje wpływ stopy dyskontowej na wartość wraz z upływem czasu.

Wykres 3.1. Wartość stu złotych w czasie po zdyskontowaniu przy użyciu różnych stóp dyskontowych



Można zauważyć, że przy zastosowaniu stopy dyskontowej o wysokości 1% zdyskontowana wartość 100 złotych, jakie przyniesie inwestycja po 100 latach wynosi około 40 złotych, przy zastosowaniu stopy dyskontowej o wysokości 2,5% ta wartość wynosi tylko 10 złotych, a przy zastosowaniu stóp dyskontowych 5% i 10% ta wartość spada prawie do zera.

W niektórych państwach formułowane są wskazówki co do stopy dyskontowej stosowanej w analizach kosztów i korzyści. Na przykład w Holandii rząd zaleca wysokość realnej, wolnej od ryzyka stopy dyskontowej na potrzeby AKK na poziomie 2,5%. Do tej stopy trzeba jeszcze dodać premię za ryzyko. Jeżeli jest to możliwe, premię tę ocenia się w zależności od danego projektu, a jeżeli nie, standardowo dokłada się 3% premii za ryzyko na potrzeby szacowania kosztów i korzyści finansowych – tak więc ostateczna realna stopa dyskontowa wyniesie w takim przypadku 5,5%. Natomiast do szacowania efektów środowiskowych przyjmuje się zwykle niższą premię za ryzyko – najczęściej jest to 1,5%, tak więc dla tych efektów ostateczna stopa dyskontowa wyniesie 4% (CE, 2009). Rząd Wielkiej Brytanii zaleca stosowanie realnej stopy dyskontowej na potrzeby AKK na poziomie 3.5% (Green Book, 2010).

W praktyce stosuje się też często wyższe stopy dyskontowe, np. w analizach Banku Światowego stosowane są stopy dyskontowe rzędu 10%. Stopa dyskontowa jest parametrem, który jest najczęściej testowany w ramach analizy wrażliwości.

3.2.3. Ujmowanie zatrudnienia

Ujmowanie zatrudnienia w AKK jest często kontrowersyjne ze względu na to, że zwiększanie zatrudnienia, szczególnie na terenach o wysokim bezrobociu, jest postrzegane jako pozytywny argument polityczny. W związku z tym istnieje tendencja ujmowania zatrudnienia w kategoriach korzyści.

Należy pamiętać, że w ekonomii zatrudnienie ujmowane jest po stronie kosztów, gdyż praca jest traktowana jako jeden z podstawowych czynników produkcji. Pracownik przyczynia się do powstania produktu i otrzymuje za to płacę. Płaca stanowi przepływ korzyści finansowych od pracodawcy do pracownika. Na to, jaki jest społeczny koszt pracy wpływa jednak też sytuacja, czy pracownik był uprzednio zatrudniony w innym miejscu czy też był bezrobotny. Dlatego poniżej spojrzymy na te dwie sytuacje oddzielnie.

Przy wycenie kosztów pracy pomocne jest podejście oparte na kosztach alternatywnych. Koszty alternatywne (*opportunity costs*) są to koszty wynikające z faktu, że czynnik produkcji zatrudniony jest w danym projekcie, a nie w najlepszym alternatywnym zastosowaniu. Jeżeli pracownik przechodzi na nowe miejsce pracy z innej firmy, to koszt jego pracy można wycenić po prostu stosując płacę rynkową charakterystyczną dla tego typu siły roboczej (stopnia kwalifikacji).

To podejście nieco się komplikuje w przypadku bezrobocia. W takiej sytuacji kosztem alternatywnym nie jest płaca, jaką pracownik mógłby otrzymać w innym miejscu zatrudnienia, gdyż nie jest on w danym momencie nigdzie zatrudniony. Zwróćmy jednak uwagę, że czas wolny również przedstawia jakąś wartość – istnieje jakiś minimalny poziom płacy, przy którym dana osoba uzna, że woli pracować niż np. otrzymywać zasiłek dla bezrobotnych lub być na utrzymaniu członków rodziny. Ten koszt alternatywny czasu wolnego powinien również być wzięty pod uwagę w AKK.

W celu lepszego zrozumienia tego zagadnienia również z uwzględnieniem zasiłku dla bezrobotnych, poniższa tabela przedstawia uproszczony przepływ kosztów i korzyści dla pracownika, pracodawcy i rządu w przypadku, gdy pracownik jest rekrutowany spośród bezrobotnych. W tabeli nie uwzględniamy podatków, które w AKK są generalnie traktowane jako neutralny transfer ⁶. Płacę i zasiłek dla bezrobotnych ujmujemy w kategoriach brutto, a więc z wszelkimi obciążeniami socjalnymi (ubezpieczeniami itp.).

Tabela 3.3. Przepływ kosztów i korzyści oraz saldo końcowe w przypadku zatrudnienia pracownika, który przedtem był bezrobotny

Podmiot/sytuacja	Pracownik jest bezrobotny	Pracownik uzyskuje zatrudnienie w ocenianym projekcie	Efekt końcowy dla danego podmiotu
Pracodawca	Brak efektu	+ produkt pracy	+ produkt pracy
		- płaca brutto	- płaca brutto

⁶ Od tej reguły mogą być wyjątki gdy np. analizujemy sytuację z punktu widzenia lokalnej społeczności, a podatki płacone są do budżetu państwa, i jeżeli analizowany projekt zmienia przepływy z/do budżetu państwa.

Pracownik	Otrzymuje zasiłek dla bezrobotnych	+ płaca brutto - zasiłek dla bezrobotnych - wartość czasu wolnego	+ płaca brutto - zasiłek dla bezrobotnych - wartość czasu wolnego
Rząd	- koszty zasiłku dla bezrobotnych	Brak kosztów zasiłku dla bezrobotnych	+ koszty zasiłku dla bezrobotnych
Saldo			+ produkt pracy - wartość czasu wolnego

Źródło: Adaptacja własna na podstawie CE (2010)

Na podstawie powyższej analizy widzimy, że większość efektów się zeruje i *per saldo* uzyskujemy dwa efekty końcowe, które powinny być uwzględnione w społecznej AKK: korzyść w postaci produktu pracy oraz koszt czasu wolnego. Jeżeli chodzi o produkt pracy, to jest on z reguły wyceniany na etapie wyceny efektów projektu (przy wykorzystaniu rynkowych lub nierynkowych metod wyceny), a więc nie ma potrzeby dodawania tej pozycji, gdyż spowodowałoby to podwójne liczenie. Jedynie w sytuacji, gdy produkt pracy nie jest wyceniany w inny sposób i jeżeli praca byłaby jedynym czynnikiem produkcji, moglibyśmy wycenić produkt pracy przy pomocy płacy brutto (przy założeniu, że płaca jest dobrym odzwierciedleniem społecznej wartości produktu).

W związku z opisanymi powyżej różnicami metodologicznymi dotyczącymi liczenia kosztów zatrudnienia w przypadku istnienia bezrobocia, w AKK zalecane jest oszacowanie, jaki procent nowo zatrudnionych pracowników będzie rekrutowany spośród bezrobotnych. Jeżeli ten udział jest duży, to dla tej części zatrudnienia można przyjąć inny sposób wyceny kosztów niż płacę rynkową. W skrajnym przypadku można przyjąć koszt zerowy, ale oznaczałoby to założenie, że czas wolny nie ma żadnej wartości. Nie jest to zbyt realistyczne założenie; ludzie zwykle cenią sobie czas wolny i konieczność rezygnacji z niego jest postrzegana jako strata. Dostępne są różne badania wyceny czasu wolnego, często przyjmuje się również arbitralnie pewien wskaźnik – relację wartości czasu wolnego do poziomu płac – na przykład w wysokości 1/2 lub 1/3.

3.2.4. Problemy dystrybucyjne

Wyniki analizy kosztów i korzyści dostarczają odpowiedzi jedynie na pytanie o to, jak zmieni się sytuacja w odniesieniu do zagregowanych wartości kosztów i korzyści, tzn. czy dane działania prowadzą do powstania społecznych korzyści, czy też kosztów netto. Wskaźniki uzyskiwane w AKK (patrz rozdział 2.5) nie mówią nic o efektach dystrybucyjnych. Kryterium Kaldora-Hicksa mówi o potencjalnej możliwości kompensaty, i *implicite* w większości przeprowadzanych analiz jest ono uznawane za wystarczające do przyjęcia lub odrzucenia danej propozycji. Jednak pomimo pozytywnych wskaźników może zaistnieć sytuacja, w której pewne grupy społeczne będą odczuwały spadek poziomu dobrobytu, podczas gdy dobrobyt innych będzie się poprawiać.

Aspekty dystrybucyjne mogą uzupełniać analizę kosztów i korzyści w procesie decyzyjnym poprzez zastosowanie techniki ważenia kosztów i korzyści netto. Tak więc na przykład koszty dla pewnych grup społecznych można z pewnych przyczyn (uwarunkowania ekonomiczne lub społeczne) traktować jako bardziej znaczące niż koszty obciążające inne grupy. Takie ważenie jednak nie jest często stosowane, zwykle poprzestaje się na opisie, w jaki sposób dany projekt wpływa na poziom dobrobytu poszczególnych grup.

Innym aspektem problemu dystrybucyjnego jest sprawiedliwość międzypokoleniowa. Ten problem ma szczególne znaczenie w odniesieniu do gospodarki zasobami naturalnymi. Rabunkowa eksploatacja zasobów w teraźniejszości pozbawia przyszłe pokolenia możliwości wykorzystywania ich. Przeciwdziałanie powstaniu takiej sytuacji jest jednym z głównych celów zrównoważonego rozwoju.

Problem sprawiedliwości międzypokoleniowej można starać się rozwiązywać poprzez dostosowania stopy dyskontowej lub technikę ważenia (gdzie np. wartości uzyskiwane w przyszłości posiadałyby wyższą wagę). Podobnie jak w przypadku problemów dystrybucyjnych nie dotyczących aspektu czasowego, trudno w tym przypadku mówić o rozwiązaniach obiektywnych. Zarówno stosowanie wag, jak i zmiany stopy dyskontowej zawierają w sobie element arbitralny.

3.2.5. Wskaźniki AKK

W wyniku przeprowadzenia społeczno-ekonomicznej analizy kosztów i korzyści uzyskuje się wskaźniki analogiczne do wskaźników charakterystycznych dla analizy finansowej, takich jak wartość obecna netto (*Net Present Value*, NPV) oraz wewnętrzna stopa zwrotu (*Internal Rate of Return*, IRR). Jednak dla podkreślenia faktu, że analiza obejmuje szersze spektrum niż tylko aspekty finansowe, często stosuje się nieco odmienne nazewnictwo, gdzie odpowiednikiem NPV jest ENPV (*Economic Net Present Value*, czyli ekonomiczna wartość obecna netto), a odpowiednikiem IRR – ERR (*Economic Rate of Return*, czyli ekonomiczna stopa zwrotu).

Ogólnie można się spodziewać, że w projektach, które powodują polepszenie jakości środowiska, NPV będzie mniejsze od ENPV i odwrotnie. Wynika to z faktu, że do wyliczenia NPV wykorzystuje się tylko przepływy pieniężne, a do wyliczenia ENPV – wszystkie wartości wyceniane w procesie AKK, a więc również np. gotowość do zapłacenia za lepszą jakość środowiska. NPV odnosi się do wykonalności finansowej, a ENPV – do efektywności ekonomicznej (patrz również rozdział 1.3.1).

ENPV jest miarą przewagi pełnych zdyskontowanych korzyści społecznych z wdrożenia danego projektu nad pełnymi zdyskontowanymi kosztami społecznymi. Dla projektów wieloletnich jej wartość w dużym stopniu zależy od przyjętej stopy dyskontowej. Interpretacja tego wskaźnika jest prosta – ze społecznego punktu widzenia warte wdrożenia są jedynie projekty charakteryzujące się dodatnią ENPV. Jeżeli przyjmiemy, że wszystkie koszty i korzyści są mierzalne i zostały uwzględnione w analizie, to należy wybierać projekty lub też ich warianty charakteryzujące się jak najwyższą wartością ENPV.

Alternatywnym zagregowanym wskaźnikiem jest ERR definiowana jako taka stopa dyskontowa, przy której ENPV jest równa 0. Przy ocenie projektów za pomocą tego wskaźnika należy się posłużyć porównaniem ze stopą dyskontową użytą podczas analizy. Interpretacja tego wskaźnika jest następująca: jeżeli wewnętrzna stopa zwrotu jest wyższa od stopy dyskontowej ($ERR > r$), to projekt jest warty wdrażania; w przeciwnym wypadku projekt ze społeczno-ekonomicznego punktu widzenia nieefektywny.

Pomiędzy ERR i ENPV obliczonymi dla danego projektu występują następujące zależności: jeżeli ERR jest większa od stopy dyskontowej r , to $ENPV > 0$, a jeżeli $ERR < r$, to $ENPV < 0$. Obliczenie ERR pozwala na stwierdzenie, przy jakich wartościach stopy

dyskontowej r projekt będzie wykazywał dodatnią wartość ENPV (przy $r < ERR$), ale samo ERR nie daje wyobrażenia o skali ENPV. Dlatego też podaje się zwykle oba wskaźniki.

Innym wskaźnikiem stosowanym w analizie kosztów i korzyści jest stosunek korzyści do kosztów, B/C (*benefits to costs*). Jest to jednak wskaźnik o mniejszym znaczeniu, nie dostarczający dodatkowych informacji w stosunku do ENPV i ERR . Dla projektów o dodatniej wartości ENPV wskaźnik $B/C > 1$. Wskaźnik ten posiada podobną wadę, co ERR – nie daje wyobrażenia o skali korzyści netto generowanych przez projekt.

Poniższa tabela zawiera podsumowanie wskaźników AKK.

Tabela 3.4. Wskaźniki AKK i ich interpretacja

Wskaźnik	Wzór/metoda wyliczenia*	Projekt efektywny ekonomicznie jeżeli
ENPV	$\sum_{t=0}^{t=n} \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t}$	$ENPV > 0$
ERR	Wyliczana automatycznie w programach komputerowych	$ERR > r$
B/C	$\frac{\sum_{t=0}^{t=n} \frac{B_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=0}^{t=n} \frac{C_t}{(1+r)^t}}$	$B/C > 1$

* We wzorach obowiązują następujące oznaczenia: B (*benefits*) – korzyści, C (*costs*) koszty, r (*rate of discount*) – stopa dyskontowa, t oznacza kolejne lata analizy, od roku „zerowego” oznaczającego rozpoczęcie projektu do roku n oznaczającego zakończenie trwania projektu

3.2.6. Podsumowanie

Analizę kosztów i korzyści przeprowadza się w kilku etapach. Po pierwsze ważne jest ustalenie skali analizy w kontekście czasu trwania projektu i jego zasięgu terytorialnego. Następnie trzeba określić warianty inwestycji, które będą porównywane. W każdym wariantcie należy zidentyfikować efekty fizyczne. Najbardziej pracowity, kluczowy

element AKK to wycena wszystkich kategorii kosztów i korzyści. Koszty i korzyści muszą być zdyskontowane, tak aby wszystkie wartości były sprowadzone do jednego poziomu w czasie czyli do tzw. wartości obecnej. Wysokość stopy dyskontowej jest jednym z najbardziej kontrowersyjnych elementów przy przeprowadzaniu AKK; stopa ta jest najczęściej zmieniana podczas analizy wrażliwości.

Wyniki AKK są zwykle przedstawiane w skondensowanej formie w postaci standardowych wskaźników takich jak ekonomiczna wartość obecna netto (ENPV), ekonomiczna wewnętrzna stopa zwrotu (ERR) i stosunek korzyści do kosztów (B/C). Raport z AKK powinien również zawierać opis efektów dystrybucyjnych oraz efektów, których nie udało się ująć w wartościach liczbowych. W wyniku przeprowadzenia AKK formułowane są rekomendacje, który wariant wdrożenia danego projektu jest najbardziej korzystny ze społecznego punktu widzenia.

3.3. Przykład AKK dla lasów

W niniejszym rozdziale postaramy się pokazać etapy AKK i przybliżyć metodologię na podstawie uproszczonego przykładu analizy w kontekście lasów. Poniżej przedstawimy hipotetyczną sytuację, zidentyfikujemy warianty projektu i wyliczymy przykładowe wskaźniki. Przytoczone liczby będą niekoniecznie realistyczne, a opis procedury i wyników będzie skrócony do minimum.

3.3.1. Opis hipotetycznej sytuacji

Wyobraźmy sobie, że w wyniku propozycji polskich i międzynarodowych organizacji ekologicznych powstał plan utworzenia nowego rezerwatu przyrody na określonym obszarze lasu należącego do Lasów Państwowych. Nie będzie to rezerwat ścisły; ze względu na niezwykle walory przyrodnicze planuje się zorganizowanie na tym terenie kilku ścieżek edukacyjnych oraz postawienie budynku, w którym będzie się mieściło pomieszczenie dla przewodników, kawiarnia i muzeum przyrodnicze. Przed podjęciem ostatecznej decyzji Ministerstwo Środowiska zamówiło dokładną ekspertyzę, której ważnym elementem jest analiza kosztów i korzyści przedsięwzięcia. Postanowiono rozpatrywać tylko dwa warianty – pozostawienie sytuacji tak jak jest (*status quo*, wariant zerowy) i wariant utworzenia rezerwatu⁷.

⁷ Zwróćmy uwagę że najczęściej w AKK porównuje się kilka wariantów inwestycji jako alternatywę do *status quo*, i wtedy wszelkie korzyści i koszty powinny być ujmowane jako dodatkowe w porównaniu do istniejącej sytuacji. Nie jest to jednak sztywna reguła; w naszym przykładzie również wariant zerowy – sytuacja istniejąca – jest wyceniany, gdyż dopuszcza się rozwiązanie polegające na utrzymaniu dotychczasowej sytuacji.

3.3.2. Analiza

Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej przeprowadził AKK postępując według faz opisanych w rozdziale drugim:

Faza I: ustalenie wariantów i zasięgu analizy

Ustalono, że analiza będzie wykonywana na okres 30 lat, a jej zasięg będzie ogólnopolski, gdyż korzyści z utworzenia nowego rezerwatu rozciągają się dalej niż tylko na społeczność lokalną. Porównanie będzie dotyczyć dwóch wariantów:

- wariant zerowy, bez utworzenia rezerwatu;
- wariant utworzenia rezerwatu.

Faza II: Inwentaryzacja efektów w sensie fizycznym

Ustalono, że trzeba wziąć pod uwagę następujące efekty:

- dla wariantu zerowego koszty eksploatacyjne (głównie wykorzystanie maszyn do ścinki i transportu drewna) i koszty zatrudnienia; korzyści w postaci dochodów ze sprzedaży drewna, a także wartość rekreacji dla myśliwych;
- dla wariantu utworzenia rezerwatu koszty inwestycyjne, eksploatacyjne (utrzymanie budynku) i koszty zatrudnienia (głównie przewodnicy); korzyści w postaci zwiększonej atrakcyjności turystycznej i korzyści pozaużytkowe związane z ochroną przyrody.

Faza III: wycena efektów i dyskontowanie

Na tym etapie wyceniono wszystkie koszty i korzyści. Koszty eksploatacyjne wyceniono według cen rynkowych, zakładając ten sam poziom w każdym roku trwania inwestycji. Podobnie wyceniono wartość sprzedaży drewna, przy użyciu aktualnego poziomu cen i zakładając że dochód ze sprzedaży drewna pozostałby mniej więcej na tym samym poziomie w ciągu najbliższych trzydziestu lat. Koszty inwestycji w przypadku utworzenia rezerwatu obejmują koszty wybudowania budynku administracyjno-muzealnego oraz koszty wykupienia dwóch gospodarstw znajdujących się na terenie planowanego rezerwatu. W roku 2020 i 2030 planuje się gruntowny remont budynku, i te koszty również przewidziano w kategorii kosztów inwestycyjnych. Przy kosztach zatrudnienia uwzględniono fakt, że 6

spośród 16 osób, jakie planuje się zatrudnić, będzie rekrutowana wśród bezrobotnych – koszty ich płac policzono jako 1/3 płacy rynkowej.

Przy wycenie utraconych korzyści dla myśliwych posłużono się statystykami rocznych wpłat do lokalnego koła łowieckiego. Wyceny korzyści rekreacyjnych i pozaużytkowych dla wariantu rezerwatu dokonano na podstawie badania empirycznego dotyczącego podobnego terenu i wykonanego w ramach pracy doktorskiej jednego ze studentów WNE UW. Posłużono się w tym celu techniką transferu korzyści (*benefit transfer*).

Poniżej przedstawiamy fragment tabeli zawierającej koszty i korzyści w kolejnych latach; dla uproszczenia pokazano jedynie lata 2010-2025 (choć analizę przeprowadzono dla lat 2010-2039). Na oddzielnym arkuszu kalkulacyjnym przeprowadzono dyskontowanie przy pomocy automatycznej funkcji dostępnej w Excelu. Wartości zdyskontowanych kosztów i korzyści podane są w następnym podrozdziale wraz z końcowymi wskaźnikami.

3. Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów

Agnieszka Markowska

Rezerwat	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
koszty w tysiącach zł																
inwestycja + wykupienie gospodarstw	2500										500					
eksploatacja	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
zatrudnienie	288	296,6	305,5	314,7	324,1	333,9	343,9	354,2	364,8	375,8	387,0	398,7	410,6	422,9	435,6	448,7
suma kosztów	2818	326,6	335,5	344,7	354,1	363,9	373,9	384,2	394,8	405,8	417,0	428,7	440,6	452,9	465,6	478,7
korzyści																
wartości rekreacyjne i pozaużytkowe	600	615,3	631,0	647,1	663,6	680,5	697,9	715,7	733,9	752,6	771,8	791,5	811,7	832,4	853,6	875,4
przepływy	-2218	288,7	295,5	302,4	309,4	316,6	324,0	331,4	339,1	346,8	-145,2	362,8	371,1	379,4	388,0	396,7
Wariant zerowy																
koszty w tysiącach zł																
eksploatacja	20	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
zatrudnienie	120	123,6	127,3	131,1	135,1	139,1	143,3	147,6	152,0	156,6	161,3	166,1	171,1	176,2	181,5	187,0
suma kosztów	140	143,6	147,3	151,1	155,1	159,1	163,3	167,6	172,0	176,6	181,3	186,1	191,1	196,2	201,5	207,0
korzyści																
dochody ze sprzedaży drewna	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
wartość rekreacji dla myśliwych	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
suma korzyści	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210
przepływy	70	66,4	62,7	58,9	54,9	50,9	46,7	42,4	38,0	33,4	28,7	23,9	18,9	13,8	8,5	3,0

Tabela 3.5. Przykładowe koszty i korzyści i przepływy finansowe dla lat 2010-2025

Faza IV: Wskaźniki, efekty dystrybucyjne, analiza wrażliwości

Na podstawie wyceny kosztów i korzyści, po ich zdyskontowaniu przy użyciu stopy dyskontowej 5%, wyliczono następujące wskaźniki dla obu wariantów (patrz Tabela 3.6.):

Tabela 3.6. Wskaźniki przykładowej AKK przy stopie dyskontowej 5%

Opcja	wyniki	
Rezerwat	koszty	10,04 mln zł
	korzyści	12,42 mln zł
	ENPV	2,38 mln zł
	ERR	14%
	B/C	1,24
Wariant zerowy	koszty	2,94 mln zł
	korzyści	3,23 mln zł
	ENPV	0,29 mln zł
	ERR	0,07%
	B/C	1,10

W analizie wrażliwości założono wyższą stopę dyskontową w wysokości 8% i otrzymano następujące wyniki (patrz Tabela 3.7.)

Tabela 3.7. Wskaźniki przykładowej AKK przy stopie dyskontowej 8%

Opcja	Wyniki	
Rezerwat	koszty	7,85 mln zł
	korzyści	8,68 mln zł
	ENPV	0,83 mln zł
	ERR	14%
	B/C	1,11
Wariant zerowy	koszty	2,05 mln zł

korzyści	2,36 mln zł
ENPV	0,32 mln zł
ERR	0,07%
B/C	1,16

W wyniku wdrożenia projektu rezerwatu oczekiwane są pewne efekty dystrybucyjne:

- Lasy Państwowe stracą źródło dochodu związane ze sprzedażą drewna. Jednak jeżeli weźmiemy pod uwagę, że Lasy Państwowe są instytucją pożytku publicznego, i że społeczeństwo odniesie korzyści netto związane z ustanowieniem rezerwatu, można stwierdzić że ta utrata dochodu będzie zrekompensowana z nadwyżką. Trzeba też podkreślić, że w wyniku wdrożenia projektu żaden z leśników nie straci pracy (zostaną oni jedynie przeszkoleni do nowych warunków).
- Myśliwi stracą ciekawy teren łowiecki. Można jednak zauważyć, że tereny o podobnej atrakcyjności łowieckiej znajdują się w okolicy. Lokalne koło łowieckie prawdopodobnie straci klientów na korzyść sąsiednich stowarzyszeń.
- Dwa gospodarstwa rolne zostaną wykupione. Chociaż zakłada się, że rolnicy uzyskają zadowalającą ich cenę, można się spodziewać pewnych strat natury psychologicznej związanych z koniecznością przeniesienia się.

Ogólnie oceniamy, że efekty dystrybucyjne z powodu wdrożenia projektu rezerwatu są niewielkie i nie powinny stanowić problemu.

Faza V: Rekomendacje

Analiza kosztów i korzyści dla opcji utworzenia rezerwatu edukacyjnego wykazała, że ten projekt jest rekomendowany, gdyż inwestycja przyniesie społeczeństwu wyższe korzyści netto niż wariant zerowy (bez inwestycji). Przy standardowej stopie dyskontowej 5%, ENPV dla projektu rezerwatu przy zastosowaniu 30-letniego horyzontu czasowego wynosi 2,38 mln złotych, natomiast ENPV dla wariantu zerowego wynosi 290 tysięcy złotych. Z tego porównania wynika, że korzyści netto dla społeczeństwa w wyniku wdrożenia projektu przekroczą 2 miliony złotych. Ogólne rekomendacje znajdują potwierdzenie również przy stopie dyskontowej 8%, choć w tym przypadku różnica pomiędzy ENPV w przypadku

wdrożenia projektu a ENPV dla wariantu zerowego jest znacznie mniejsza i wynosi około 500 tysięcy złotych.

3.3.3. Podsumowanie

Opisany powyżej przykład AKK miał na celu ukazanie poszczególnych etapów analizy w sposób przystępny dla czytelnika nieposiadającego doświadczenia w tym temacie. Na podstawie przykładowych danych wykazaliśmy, że utworzenie rezerwatu edukacyjnego jest przedsięwzięciem efektywnym ekonomicznie, przynoszącym społeczeństwu korzyści netto. Sytuacja jest hipotetyczna, ale mechanizm stopniowego dochodzenia do wyników końcowych i rekomendacji jest taki sam jak w przypadku rzeczywistych projektów. Oczywiście raport z AKK jest zwykle znacznie bardziej rozbudowany (np. analiza wrażliwości powinna zawierać więcej elementów podlegających zmianie); w naszym przykładzie ograniczyliśmy opis do niezbędnego minimum.

4. Economic Instruments for Sustainable Forest Management

(Instrumenty ekonomiczne w zrównoważonym zarządzaniu lasami)

Marianne Zandersen, Ph.D.

Econ Pöyry, AS

4.1. Motivation for using economic instruments in forest administration

Sustainable Forest Management (SFM) is central to the New Forest Act (1991 and updated 1997) and aims at maintaining biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and the potential of forests to fulfil relevant ecological, economic and social functions now and in the future at different spatial scales without causing damage to other ecosystems (MCPFE, Helsinki Resolution 1, 1993). SFM is consistent with an ecosystems approach to forests (2005/2006).

SFM is traditionally implemented through regulations, orders, and forest management plans, with other words through command and control measures.

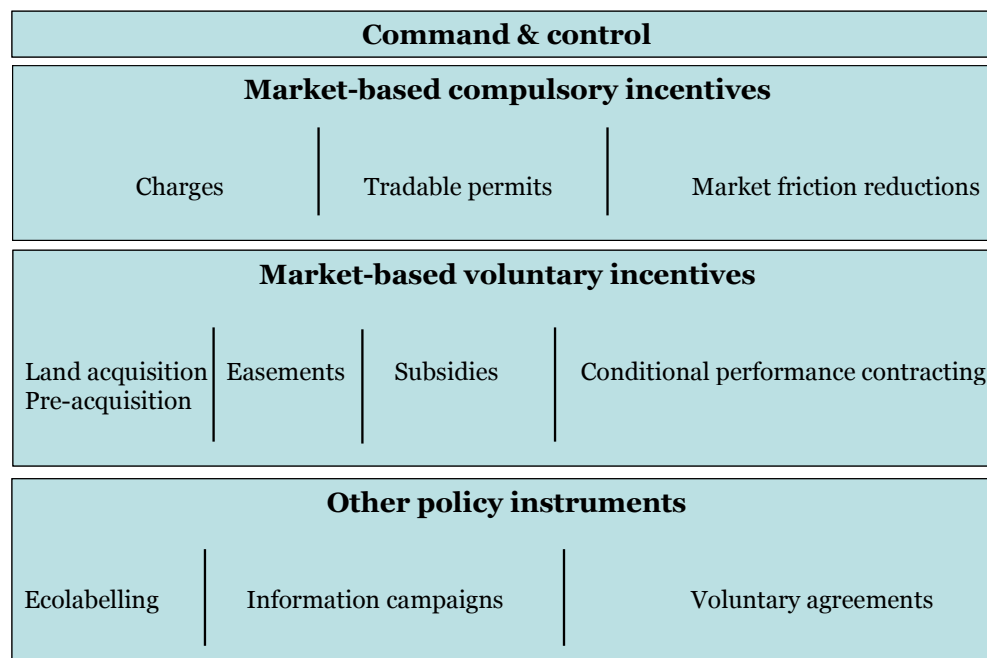
Command and control is the traditional instrument applied to regulate behaviour in a certain direction, for instance through the regulations in the New Forest Act or the restrictions on activities in the forest management plans, restrictions on access and land use in order to reach conservation objectives in National Parks and Nature Reserves or on non-conserved land to preserve a certain level of biodiversity. The challenge for command and control regulation is the high level of information needed about private land owners along with costs of administration to ensure that policy instruments are efficient.

Compared with command and control measures, economic incentives have the potential to deliver more cost-efficient implementation of enhancement or protection of ecosystem services. The reason for this is a higher flexibility under economic incentives for the land owners to determine the intensity and type of activity that is optimal given the taxes, charges or conditional contracts.

4.2. Overview of economic instruments

Some economic instruments are mandatory such as charges and tradable permits, which seek to reduce negative impacts on the environment. Other economic instruments, such as subsidies, land acquisitions, easements and conditional performance contracting are voluntary and seek to compensate land owners for positive action that they undertake on their land, for instance increasing the wildlife enhancing vegetation; leaving more dead litter for the benefit of biodiversity etc. Other policy instruments are most often also voluntary and include eco-labelling of produce from forests, information campaigns and other agreements made between the State and forest associations. Figure 4.1. gives an overview of the different types of environmental policy instruments found in use in forestry.

Figure 4.1. Overview of Environmental Policy Instruments



Taxes & Charges

Taxes and charges in environmental policies are mandatory market based instruments that aim at changing behaviour where activities have negative impacts on society (called negative externalities) such that the impacts on society reflects the level of preferences of the population in terms of their willingness to pay for such goods.

Taxes and charges of course have a role in financing the administration and services at State, provincial and local level. In many instances tax incentives are in place to enhance a

specific behaviour. This can also be applied for the improvement of pro-ecological forestry. Box 4.1. below shows an example from Canada of how to link property tax incentives and good stewardship of forests.

Box 4.1. Linking Property Tax Incentives and Good Stewardship of Forests

The State of Ontario in Canada has a number of programmes for private forest owners in order to enhance a pro-ecological forest management also outside the crown estate. Several tax incentives are offered:

The Managed Forest Tax Incentive Program (MFTIP) offers a reduction in property taxes to landowners of forested land who prepare a plan and agree to be good stewards of their property. Areas should be above a certain size (4ha), the owner should have a managed forest plan that is approved by a Managed Forest Plan Approver and the owner should have the commitment to good stewardship. The delivery of the programme is supported by the Ontario forestry association and the Ontario Woodlot Association

Conservation Land Tax Incentive Program (CLTIP) offers a reduction in property taxes to those who agree to protect identified and regionally important natural heritage features such as significant wetlands, significant areas of natural and scientific interest, habitat of endangered species etc. Activities that degrade, destroy, or result in the loss of the natural values of the site are not allowed.

Tradable permits

Tradable permits are typically compulsory and allow for the market to work out the most cost-efficient level of protection or conservation. The regulator specifies a cap or other requirements, which the participants in the market are required to follow. The market then determines the optimal price. The advantage is that the regulator does not need to know the individual cost structures of the land owners to ensure a specific minimum conservation level. On the other side, the regulator needs to find a cap that is neither too lenient (leading to low prices that collapses the market) nor too restrictive (participants are forced out of their economic activity due to too high prices).

Box 4.2. Example of a land-based tradable permit system

The EcoTRADE project studies the applicability of tradable development rights (TDRs) as a cost-efficient way to biodiversity conservation. The idea of a TDR market is based on the requirement that whenever land is developed for infrastructure or industrial areas, a development right to compensate for ecological impacts is required. Such development rights can be supplied by landowners who restore or upgrade the ecological value of their land. A regulatory authority determines the exchange rules taking into account ecological targets and spatio-temporal contexts such as mutual dependency of habitats and temporal aspects like turnover rate. A case study is being carried out in the Randstad area in the Netherlands. The EcoTRADE project is carried out by Heimholz Centre for Environmental Research (UFZ), Wageningen University and Research Centre, The University of Queensland, Australia, Centre for Environmental Management, and European Science Foundation.

Source: www.ecotrade.ufz.de

Easements

Conservation easements is one way in which the State may prevent that certain types of land uses or developments take place on private land. The landowner voluntarily agrees to have certain legal rights forfeited or removed in perpetuity provided he is paid a certain payment or tax relief, while keeping the property rights. The changes in land use rights to the land are inscribed in the land title. Easement selectively targets only those rights that are necessary to protect specific conservation values. Easements are frequently used in the US.

Land Acquisition & Pre-acquisition

Acquisition of land and pre-acquisition is one step further compared to easements that the State can undertake to ensure a specific land use does no longer take place in a specific area. Land acquisition on forest land is for instance the prevailing way of protecting biodiversity in private forest land in Finland and Norway. The State buys the land on a voluntary basis from the land owner and a protection regime is imposed on the land. Pre-acquisition is frequently used in the US, where the State acquires a piece of land, implements an easement and sells off the land again with the specific restrictions on the land.

Subsidies

Subsidies from the EU, national level or local authority level to a private land owner should preferably be done in order to compensate a land owner for undertaking protective measures on his land that goes *beyond* what society demands as a minimum or *beyond* the minimum legal requirements. With other words, subsidies should be used to pay for activities leading to a positive impact on the ecosystem services that are valued by society.

An example of a European wide subsidy for a positive measure in forestry is afforestation on agricultural and non-agricultural land (e.g. degraded or marginal land) in

order to contribute to the protection of the environment, the prevention of natural hazards and fires, and mitigation of climate change. Explicitly, afforestation co-financed from the EU through the EU Rural Development Regulation 2007-2013¹ should be compatible with the environment and enhance biodiversity. The same regulation opens for the possibility to receive support for 'non-remunerative' investments such as enhancing the public amenity value or other environmental objectives.

Another example of how a subsidy is applied to enhance the economic situation of private forest enterprises is the creation of forestry saving funds in France and Norway (See Box 1.3.). Such funds can be targeted more or less directly towards a pro-ecological and multifunctional forestry. Funds are recycled into the forestry sector as an incentive to increase private investment in forestry.

Box 1.3. The Norwegian Forest Trust Fund (FTF)

The Norwegian Forest Trust Fund (FTF) is the main financial instrument in Norwegian forestry. The objective of FTF is to ensure the funding of a sustainable management of forest resources, for instance through building a better foundation for long-term investments. The fund is built through compulsory deposits made by all forest owners when selling timber and biofuels.

Each forest property has its own fund account, and the funds are tied to the specific property. From 2007, 85% of the capital used from the fund is exempted tax. Consequently, for each 1000 NOK invested from the fund, only 150 NOK are taxed. The size of the transfers to the fund is decided when the timber contract is agreed, and is in the range between 4 to 40 % of the gross value of the timber, depending on the need for new investments at the specific property.

The Forest Trust Fund can fund for instance planting of forest, building and maintenance of forest roads, environmental actions and insurance of forest.

Source: Bergseng and Solberg (2007) and SLF (2009)

Subsidies are often also applied to support a more efficient forest management of private forest areas, for instance through the support to develop forest management plans, borrowing of machinery at reduced cost or free of charge, support to the establishment of forest roads; access to seedlings and advice etc. The EU supports the establishment of agri-forestry systems for their high ecological and social value as well as the restoration of forest potential that was damaged after natural disasters and fire.

In order to strengthen the productive capacity of the wider forestry sector, subsidies are in some instances applied to support small and medium size enterprises in the forest wood-processing industry, for example in the UK, France, Finland and Greece. Such production based subsidies may only indirectly enhance the non-market based ecosystem

¹ Council regulation (EC) No 1698/2005

services of forests to the extent that the support is linked to an increased pro-ecological forest management practice.

Conditional performance contracting

Conditional performance contracting is like a specifically targeted subsidy, where the public administration, a NGO, company or group of users make a contract on a voluntary basis with a land owner to supply a specific conservation activity or enhanced production of ecosystem service in exchange of compensation for the change in land use. The compensation should as a minimum be the level that equals the benefits that the land owner gives up. If the land owner does not provide his part of the agreement, he is not paid by the buyers of the ecosystem service.

Conditional performance contracting can be set up in different ways and for different types of outcomes or management activities. Typically such contracts are remunerated on the basis of a specific set of activities that are expected to lead to a certain improvement in one or more of the non-market ecosystem services that forest ecosystems provide.

Activities that could be considered a proxy for delivery of ecosystem services comprise (the list is non-exhaustive):

- Afforestation on water catchment areas to protect drinking water
- Set-aside of forest areas in biodiversity hotspots
- Set-aside of existing forest area to allow for natural forest dynamics
- Leaving a higher amount of dead-wood in the forest than what the minimum regulation requires
- Leaving old growth trees standing
- Protection of rare, threatened and endangered forest based species
- Enhancing or establishing recreation infrastructure such as paths, picnic areas, huts, climbing walls, fireplaces and wood delivery

An example of such a contractual agreement is presented from Finland (See Box 4.4).

Box 4.4. Nature Conservation Contracting in Finnish private Forestry

The Finnish Forest Biodiversity Programme for Southern Finland (METSO) was established in 2001 as a response to the low level of biodiversity protection in forests in the southern part of Finland. 2% of forests in the southern part of Finland are protected compared to 28% in the northern part of Finland. Three *voluntary* incentive-based measures were carried out and tested in METSO:

1. **Nature values trading scheme** – forest owners were given the opportunity to set aside forest areas for conservation and to receive compensation for foregone revenue. Price and terms were negotiated on a case-by-case basis and if the forest owner and the Government agreed, the forest owner could enter into a fixed-term contract lasting 10-13 years. After the contract period, the owner may choose to revert the conservation practice.
2. **Cooperation network** – between land owners, local authorities and NGOs was created to promote innovation, cooperation and interaction with the aim to protect biodiversity on a local level based on voluntary participation and land owner's own initiative.
3. **Competitive tendering** – owners of forest areas that cover at least one of seven habitat types (heathland forests with plenty of decaying wood, herb-rich woodlands, spruce mires, swampy woodlands, sunlit esker slopes, wooded pastures and meadows, and natural forests along emerging coastlines) can participate in a tender. The forest owner presents basic information on the site and reveals personal views on compensation. The Government then chooses the offers that provide most of the ecological services they demand at an acceptable price. Protection means, delimitations and level of compensation are subject to negotiations. The land owner can choose between i) selling the land as a nature conservation area or he/she can ii) establish a privately owned nature conservation area. As under the nature values trading scheme, the competitive tendering of privately owned nature conservation area is for a fixed contract period (10 to 13 years).

Source: Ministry of Forestry and Agriculture, Finland

Another example of application of conditional performance contracting is the EU Rural Development Regulation 2007-2013, which co-finances forest-environment payments for voluntary commitments that enhance biodiversity, preserve high-value forest eco-systems and reinforce the protective value of forests with respect to soil erosion, maintenance of water resources and water quality as well as natural hazards.

Eco-labelling

Eco-labelling is a voluntary measure that seeks to reduce market barriers of more environmentally and socially friendly produce. Eco-labelling or certification means that forest management and each part of the supply chain (chain of custody) is subject to sustainability criteria and independent control. If forest owners and/or the supply chain do not respect the given rules, certification is withdrawn. Forest owners can thereby prove that they manage their forests in a pro-ecological way. Eco-labelling increases the amount of information and trustworthiness of SFM to end-consumers who have a possibility to indirectly support the enhancement of ecosystem services in forests through their purchase. It is expected that over time, it will become increasingly difficult to sell non-certified wood products.

Two forest eco-labels exist – PEFC and FSC, none of which are applied on private or community forest land in Poland. (See Box 4.5.). One reason for the absence of private forest owners in eco-labelling schemes is the rather small, irregular wood supply that makes them difficult to become partners with the down-stream forest industry.

Box 4.5. Eco-labelling in Forestry

Forest Stewardship Council (FSC), developed by environmental organisations, companies and social organisations, covers certification of Forest Management (FM) as well as FM and chain of custody (FM/COC) certificates. By February 2011, a total of almost 5.7 million ha forest land in Poland was certified according to the FSC standard, representing close to 63% of the land area, or close to 11% of forest area in Europe. Poland ranks as the 6th most FSC certified country globally, with Canada, Russia, the US, Sweden and Brazil having a higher absolute forest area under certification.

Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) is owned by the forest owner associations. In January 2011, the first PEFC certificate for forest management was granted to 316,000ha in RDLP Radom with the expectation that an additional 180,000ha of forests owned by RDLP Warsaw will obtain PEFC certification in the near future.

Source: FSC (2011), PEFC (2011)

Voluntary agreements

Voluntary agreements between private actors and the public administration is a popular and versatile tool by industry in many sectors in order to enhance a certain agenda without resorting to regulatory measures. These agreements are most often entered between the industry associations and the public administration. Voluntary agreements can also be in the form of joint ventures, partnerships, or arrangements where the public gains additional services and the private forest owner has a reduced administrative burden. Typically, no payments are involved in voluntary agreements.

Box 4.6. Examples of Voluntary agreements

Ontario Stewardship, Canada - is a programme where forest owners can find information, expertise and funding to ensure that good management occurs on private land. The stewardship programme is organised around stewardship councils, which are volunteer groups of landowners and land interest agencies. Each council discusses, develops and delivers local programmes and projects while working together with a coordinator from the Ministry of Natural Resources in Ontario. Examples of projects include: workshops on woodlot and wetland management, stream restoration projects, endangered species conservation and community planting.

Rambles through the landscape, Denmark – is a voluntary agreement between land owners and the Nature Agency where land owners agree to make public tracks through their land. Tracks go far across a region and cover many landowners. The Nature Agency has made proposals for the most beautiful routes and come to agreements with land owners, incl. forest owners. Maps and information about the tracks are made available from the Nature Agency.

Watershed Forestry Programme, US – is a voluntary pollution prevention and educational partnership between the city of New York and the forestry community, which supports and maintains well-managed forests as a beneficial land-cover of watershed protection.

Source: Ministry of Natural Resources, Ontario; Nature Agency, Denmark.

4.3. Recommendations in the use and application of economic instruments

Ecolabelling can increase income from private forests and ensure sustainable forest management

If private forest owners would join into holdings starting from 5-7000 ha, for instance initiated through the forest associations, they would be able to offer a more stable wood supply than when managing their forest land individually. In such a case, industry would most probably be interested in signing contracts with private forest owners, thereby both increasing the income of forest owners while ensuring a sustainable forest management.

Ensure spatial targeting of economic instruments

Different areas have different potentials for the delivery of ecosystem services. Especially the history of how a forest area has been managed (or not), but also the environmental conditions determine the impacts that a specific change in management or initiative will have.

For instance, a forest that has only been extensively managed will under the same environmental conditions be able to generate higher biodiversity benefits than a forest that has been intensively managed for a longer period of time, when implementing the same set aside regime, for instance. Another example is a forest site far away from population centres will

unless indeed unique in feature not produce as high a recreational value as a site closer to population centres.

The result of spatial targeting of economic instruments is both to ensure a high value of the ecosystem service provision and to minimize costs involved.

Ensure high level of content targeting in economic instruments

For programmes and initiatives to make a real difference on the ground, requirements and criteria should be as specific as possible and avoid general terms of for instance 'ensuring a sustainable management practice'. Conditional performance contracting is one way of ensuring a targeted programme. This type of contracting can even be based on making the payment depend on the quality of the outcome of the management action.

Make use of existing frameworks of monitoring and verification

Monitoring of new programmes using economic instruments may be costly to monitor and verify. It therefore makes sense to combine any needed monitoring of additional initiatives with the existing framework for monitoring in place through the forest management plans.

Make use of competitive tendering for the delivery of ecosystem services

Competitive tendering is a cost-efficient way of enabling an enhanced delivery of ecosystem services. For instance in the delivery of biodiversity (See Box) or in the afforestation of forests on private lands (an example is the Scottish Challenge Fund). The competitive tendering can also be used for the public administration to find out the appropriate level of compensation needed in future flat rate payment schemes.

Enable synergies between ecosystems when designing economic instruments

The interface between ecosystems often produce the most dynamic environment while optimising ecosystem services to the land owner and society at large. For instance, protecting or restoring riparian buffer zones with native woody vegetation not only creates a dynamic habitat for wildlife; it also helps reduce runoff; stabilise soil; enhance groundwater recharge; and decrease heating and cooling costs if settlement are located close by. Also the combination agro-forestry or the creation of vegetation corridors across a cultivated landscape

offer significant co-benefits. Economic incentives can be designed to enable and enhance such synergy effects.

Make water users pay for protection of water catchment areas through woodland planting

One way of ensuring the quality of drinking water is to afforest the water catchment area and allow no use of pesticides. Examples of payment for ecosystem services in order to protect drinking water resources are found in for instance France (Vittel paying farmers to follow certain rule of management not impeding on the quality of the source), the US (the Watershed forestry programme, protecting in Denmark (Water companies buying up farmland and afforesting the area in coordination with the local authority and Nature Agency, with co-enefits such as recreation and carbon sequestration).

5.1. Czy istnieje trwale zrównoważona, wielofunkcyjna gospodarka leśna?

prof. dr hab. Kazimierz Rykowski

Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa

5.1.1. Wstęp

Pierwszym formalnym sygnałem nowego spojrzenia na gospodarkę leśną była Agenda 21 oraz Zasady Leśne z Rio de Janeiro (1992)¹. Definicja trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów najpełniej została sformułowana natomiast w Rezolucji H1 Konferencji w Helsinkach², która w całości została przeniesiona do znowelizowanej polskiej ustawy o lasach (1997). W polskiej ustawie jednak, „trwale i zrównoważone zagospodarowanie lasu” (*sustainable forest management*) z rezolucji H1 zamieniono na „trwale zrównoważoną gospodarkę leśną”, a to nie jest to samo³. Ustawowa definicja wymaga komentarza. W świecie bowiem fluktuacji i zmian nie sposób jest *trwale zrównoważyć* cokolwiek: na pewno nie rzeczywistość przyrodniczą, która nie znosi trwałości i równowagi, również ekonomiczną, dla której *trwała równowaga* jest stagnacją, rzeczywistość społeczna zaś w *trwałej równowadze* dostrzeże niebawem brak rozwoju. Można trwale i w sposób zrównoważony zagospodarowywać las, trudno jednak osiągnąć *trwale zrównoważoną gospodarkę leśną*, która jest pojęciem znacznie szerszym niż

¹ The Earth Summit – The United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 1993, Graham&Trotman/Martinus Nijhoff.

² Ministerial Conference on the Protection of Forests In Europe, 16-17 June 1993, Helsinki, Documents, Ministra of Agriculture and Forestry.

³ „trwale zrównoważona gospodarka leśna – działalność zmierzająca do ukształtowania struktury lasów i ich wykorzystania w sposób i tempie zapewniającym trwałe zachowanie ich bogactwa biologicznego, wysokiej produktywności oraz potencjału regeneracyjnego, żywotności i zdolności do wypełniania, teraz i w przyszłości, wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych i socjalnych funkcji na poziomie lokalnym, narodowym i globalnym, bez szkody dla innych ekosystemów”. W celu porównania definicji „trwale zrównoważonej gospodarki leśnej” z polskiej ustawy o lasach z definicją trwałego zagospodarowania lasów – *sustainable forest management (SFM)* poniżej podano oryginalny tekst zawarty w rezolucji H1 konferencji MCPFE z Helsinek: „*sustainable management*” means the *steverdship and use of forests and forest lands in a way, and a rate, that maintains their biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and their potential to fulfil, now and in the future, relevant ecological, economic and social functions, at local, national, and global levels, and that does not cause damage to other ecosystems*”. Należy zauważyć, że „trwale zrównoważona gospodarka leśna” jest pojęciem szerszym niż „trwale i zrównoważone zagospodarowanie lasów” i wymagałoby odrębnej definicji.

zagospodarowanie czy zarządzanie lasami i jest silnie uzależniona od czynników zewnętrznych, takich np. jak rynek.

Jeszcze do niedawna miarą sukcesu gospodarczego był wzrost: wzrost produkcji, wzrost dochodu, wzrost stopy życiowej, wzrost spożycia, wzrost wydobywania. Również wzrost pozyskania drewna, jego przetworzenia i konsumpcji „na głowę”, był miarą cywilizacyjnego postępu. Wzrost był wszystkim: w gospodarce, w polityce, w życiu społecznym. Taki wzrost, jednakże, oznaczał najczęściej wzrost eksploatacji przyrody, niekiedy dewastację. Dlatego paradygmat wzrostu zaczął być groźny, zaczął przeszkadzać w bezpiecznym funkcjonowaniu świata i korzystaniu z jego dóbr.

Od niedawna mówimy o rozwoju, a ściślej – o trwałym i zrównoważonym rozwoju. Świat chwycił się myśli sformułowanej w 1987 roku w raporcie tzw. Komisji Brundtland (WCSD), gdzie pojawiła się nadzieja na naprawianie błędów ekonomii wzrostu. Koncepcja trwałego i zrównoważonego rozwoju stała się niezwykle atrakcyjna ideologicznie i inspirująca politycznie: *„trwały i zrównoważony rozwój to taki rozwój, który zaspokaja potrzeby obecnego pokolenia bez ograniczania szans na zaspokajanie potrzeb przyszłych pokoleń”*.

Terminy „trwały” i „zrównoważony” stały się modne. Funkcjonują, jak zaklęcia. Są obecne w programach politycznych, dokumentach prawnych, rozporządzeniach i instrukcjach. Trudności jednak pojawiają się przy bliższym definiowaniu tych terminów a przełożenie ich na język praktyki okazało się prawie nieosiągalne. Są nieprecyzyjne i mylące, niekiedy dwuznaczne. Trwałość i równowaga – *sustainability* - stała się bardziej hasłem socjopolitycznym niż koncepcją naukową czy teorią ekonomiczną. Oddaje raczej stan życzeniowy niż gotowość powstrzymania patologii wzrostu.

Trudności zaczynają się, kiedy pojęcia trwałości i równowagi odniesiemy do przyrody. Czy równowaga i stabilność to cechy w przyrodzie pożądane? Przyroda nie rządzi się zasadą stabilności – istotą przyrody jest brak równowagi i zmienność. Czy postępowanie dążące do trwałości, stabilności i równowagi w przyrodzie nie jest przeciwstawianiem się naturalnym procesom rozwojowym? Procesy te z natury rzeczy nie dążą przecież do stanów trwałości i równowagi (np. sukcesja ekologiczna, dynamika populacji, cykle przemian

energimaterii, przemiany pokoleń, fluktuacje liczebności gatunków, itd.). Ich sens i tym samym istota rozwoju polega na nierównowadze, na różnicy poziomów, na różnicy potencjałów. Na ruchu, którego źródłem jest zróżnicowanie i różnorodność. Z termodynamicznego punktu widzenia żywe systemy zrównoważone to systemy martwe.

Trudności zaczynają się również, kiedy przystąpimy do bliższego, społecznego definiowania „potrzeb”. Czy „przyszłe potrzeby” znaczą to samo dla rodziny, która zużywa obecnie 80% swojego budżetu na wyżywienie, co dla rodziny, która na ten cel przeznaczza zaledwie 10% swojego budżetu? Co znaczą przyszłe potrzeby dla tych, którzy zużywają obecnie 75% światowych zasobów energii a reprezentują jedynie ¼ ludności świata? Czy przyszłe pokolenia tych ostatnich mają mieć również nie uszczuplone możliwości zaspokojenia swoich potrzeb?

Troska o przyszłe pokolenia jest etyczną powinnością ludzi współczesnych, ale stały wzrost ludzkiej populacji w skali globalnej oraz ekonomiczne i polityczne podziały nie wyrównują szans nadchodzącym generacjom. Mimo wszystkich wad i kłopotów interpretacyjnych koncepcja trwałego i zrównoważonego rozwoju olśniła wszystkich: ekonomistów, ekologów, organizacje pozarządowe, ale przede wszystkim polityków i działaczy rządowych. Może dlatego, że ma zalety dotychczas rzadkie: łączy w sobie środowiskowe, ekonomiczne i społeczne aspekty gospodarki człowieka, wiążąc jednocześnie teraźniejszość z przyszłością.

Leśnicy od dawna używali terminologii trwałości i równowagi odnosząc je jednak do trwałego przyrostu drewna, trwałego dochodu z jego sprzedaży lub trwałego użytkowania lasu. Koncepcja trwałości jako celu zagospodarowania była sformułowana w Niemczech w XVIII wieku, w okresie formowania się klasycznej ekonomiki (von Carlowitz, von Xanthier)⁴. W czystej postaci została rozwinięta przez Hundeshagena i Heyera, jako logiczna dedukcja modelu lasu normalnego. Od tamtego czasu model przechodził wielorakie przemiany, wychodząc z wąskiej definicji dotyczącej trwałego przyrostu drewna, doczekał się interpretacji współczesnej, mówiącej o wielostronnym użytkowaniu⁵.

⁴ Lust, N., 1995: Elements of sustainable forest management, *Silva Gandavensis*, 60, 1-19.

⁵ Moen, H-O., 1994: Sustainable Multiple-Use Forestry In Northern Europe. W: *The Scientific Basis for Sustainable Multiple-Use Forestry in European Community* (ed. N.E. Koch), European Commission, Agriculture, 141-152.

Wśród licznych definicji trwałości w odniesieniu do gospodarki leśnej na dwie należałoby zwrócić specjalną uwagę, które w pewnym sensie sumują wszystkie inne: (1) definicję akcentującą społeczno-ekonomiczne wartości lasu⁶ i (2) definicję przyrodniczo-środowiskową⁷, kładącą nacisk na wartości i procesy ekologiczne.

Zgodnie z pierwszą: *„Trwałość jest to zdolność przedsiębiorstwa leśnego do uzyskiwania stałego i optymalnego plonu, korzyści infrastrukturalnych i innych dóbr dla obecnych i przyszłych pokoleń”*. Definicja stara się łączyć eksploatacyjną przeszłość z nowym duchem Komisji Trwałego Rozwoju (CSD). Druga definicja otwarcie odwołuje się do nowych reguł myślenia o środowisku przyrodniczym, wskazując ekosystem leśny jako przedmiot gospodarowania i podkreśla potrzebę ochrony procesów ekologicznych, jako warunku wszelkiej produkcji biologicznej i niezakłóconego funkcjonowania przyrody. Leśnictwo w takim ujęciu jest definiowane dość ogólnie jako: *„Zespół działań zmierzających do zachowania i zwiększenia przyrodniczego potencjału lasu, rozwoju ekonomicznego, społecznego, kulturowego i estetycznego pozostając w służbie człowieka (rodzaju ludzkiego)”*. Trwałość z tego punktu widzenia to stała, długoterminowa, ochrona przyrodniczych podstaw leśnej produkcji biologicznej, zarówno w sensie ilościowym jak i jakościowym.

W obydwu wyżej wymienionych definicjach, jak również w definicji *trwale zrównoważonej gospodarki leśnej* przyjętej w polskiej ustawie o lasach, przewija się wspólny element etycznej odpowiedzialności za stan lasów, moralny wymóg dotyczący zagospodarowania i użytkowania przyrody względem przyszłych pokoleń. Wyłaniają się z nich nowe, niepisane normy, które należy przełożyć na język praktycznych działań. I tu następuje zderzenie historycznych zaszczości i niedostatku wiedzy z nowymi potrzebami operacyjnymi. Od czasu sformułowania nowego podejścia do gospodarki leśnej (1992) i tworzenia nowej polityki (1997) już trzykrotnie przystępowano w Polsce do nowelizacji dokumentów normujących gospodarkę leśną: Zasad Hodowli Lasu, Instrukcji Urządzania Lasu, Instrukcji Ochrony Lasu. Zważywszy, że normy zagospodarowania lasu powinny obowiązywać przynajmniej przez okres jednego cyklu urzędniowego tzn. co najmniej 10 lat, tak częste zmiany mogą świadczyć z jednej strony o świadomości leśników o potrzebie ciągłego doskonalenia i dochodzenia do nowych sposobów gospodarowania, ale jednocześnie

⁶ Speidel, G., 1984: Forstliche Betriebswirtschaftslehre. 2. Hamburg, Berlin.

⁷ Plochman, R., 1982: Der Forstmann vor der Herausforderung durch die wissenschaftlich-technische Welt. W: Der Deutsche Forstmann, 22, 231-232.

o nietrafności stosowanych nowelizacji (ostatnią nowelizację podjęto po 4 latach od wejścia w życie dokumentów...).

5.1.2. Las wielofunkcyjny czy leśnictwo wielofunkcyjne?

Gospodarka leśna, „*realizując cele hodowli i użytkowania lasu przyjęła zasadę, że każdy las, w każdym miejscu i czasie pełni jednocześnie różne funkcje w sposób naturalny*” (Zasady Hodowli Lasu, 2003, §5). Jeśli tak, to taki las powstaje bez udziału człowieka, spontanicznie, w sposób naturalny i tworzą go siły przyrody. Do jego powstania działalność człowieka jest zbędna. Tak właśnie powstały lasy, z których człowiek na wiele sposobów korzystał i które teraz nazywa wielofunkcyjnymi. „Wielofunkcyjnymi” dlatego, że dopiero poprzez korzystanie i użytkowanie lasy nabierają cech wielofunkcyjności. Człowiek, zresztą, w dalszym ciągu ich wielofunkcyjność odkrywa, poszerza i z niej korzysta. Czy współcześnie nie wystarczy zatem śledzić i stosować wzorce i procesy naturalne, które w przeszłości doprowadziły do powstania lasów wielofunkcyjnych? Takie przecież cele i metody działania zaleca gospodarka leśna na podstawach ekologicznych (Zarządzenie nr 11 DGLP; ZHL 2003). Czy istnieje więc potrzeba tworzenia *leśnictwa wielofunkcyjnego* jako modelu gospodarki leśnej?

Inaczej mówiąc: czy do powstania *lasu wielofunkcyjnego* potrzebne jest *wielofunkcyjne leśnictwo*?

W oczywisty sposób narzuca się tu odpowiedź przecząca. Chyba, że *wielofunkcyjna gospodarka leśna* znaczy co innego i ma inny cel. Że nie chodzi tu o tworzenie lasów wielofunkcyjnych (bo „*każdy las, w każdym miejscu i czasie pełni jednocześnie różne funkcje w sposób naturalny*”), lecz o przestrzenne i czasowe różnicowanie sposobów gospodarowania w zależności od funkcji lasu. Taki właśnie punkt widzenia prezentuje niniejsze opracowanie. Bo przecież inaczej prowadzi się gospodarkę leśną i rozwija funkcje rekreacyjne w lasach podmiejskich, niż gospodaruje się lasami w górach i wykorzystuje ich funkcje ochronne, inaczej kieruje się ochroną przyrody w rezerwatach i parkach narodowych, innych metod gospodarowania wymagają funkcje produkcyjne, jeszcze inaczej należy gospodarować w dolinach rzek i wokół zbiorników wodnych, itd. Ale takie podejście jest zasadniczo inne od dotychczasowego, które realizuje wszystkie funkcje w tym samym miejscu i czasie, deklarując jedynie preferencje dla funkcji dominujących oraz tzw.

optymalizację funkcji. Takie właśnie rozumienie pojęcia *wielofunkcyjna gospodarka leśna* zawiera, jak się wydaje, ustawa o lasach (1997) i Polityka Leśna Państwa (1997) i inne, pochodne dokumenty. Czy zatem posługiwanie się tym pojęciem, bez bliższej jego definicji i wyjaśnień, jest trafne i czy wyraża zamierzone intencje?

Według Polityki Leśnej Państwa (1997) lasy spełniają bardzo różnorodne funkcje w sposób naturalny lub w wyniku działań gospodarki leśnej. Są to:

– ***funkcje ekologiczne (ochronne)*** zapewniające:

stabilizację obiegu wody w przyrodzie, przeciwdziałanie powodziom, lawinom i osuwiskom, ochronę gleb przed erozją i krajobrazu przed stepowaniem, kształtowanie klimatu globalnego i lokalnego, stabilizację składu atmosfery i jej oczyszczanie, tworzenie warunków do zachowania potencjału biologicznego wielkiej liczby gatunków, ekosystemów i wartości genetycznych organizmów a także zapewniające wzbogacanie różnorodności i złożoności krajobrazu, lepsze warunki dla zdrowia i życia ludności oraz produkcji rolniczej;

– ***funkcje produkcyjne (gospodarcze)*** polegające na:

zachowaniu odnawialności i trwałego użytkowania drewna, nieдрzewnych użytków pozyskiwanych z lasu i gospodarki łowieckiej, rozwijaniu turystyki kwalifikowanej, zyskach ze sprzedaży wyżej wymienionych towarów i usług oraz polegające na tworzeniu stanowisk pracy i zasilaniu podatkiem dochodów budżetu państwa i budżetów samorządów lokalnych;

– ***funkcje społeczne***, które służą:

kształtowaniu korzystnych warunków zdrowotnych i rekreacyjnych dla społeczeństwa, wzbogacają rynek pracy, służą tworzeniu różnorodnych form użytkowania lasu przez społeczność lokalną, zagospodarowaniu terenów zdegradowanych i gleb marginalnych, wzmocnieniu obronności kraju, służą rozwojowi kultury, oświaty i nauki oraz edukacji ekologicznej społeczeństwa.

Powyższy podział na grupy funkcji wskazuje na kłopoty w ich klasyfikowaniu. Oddziela funkcje/korzyści ekologiczne (ochronne) od społecznych, chociaż nie sposób, na przykład, kształtować warunki zdrowotne i rekreacyjne bez ochrony wody i klimatu. Las, jako miejsce pracy, wymieniany jest zarówno w funkcjach produkcyjnych (gospodarczych) jak i społecznych, bo nie sposób postawić jasnej granicy między funkcjami gospodarczymi a społecznymi. Wiele funkcji lasów uzupełnia się wzajemnie lub z siebie wynika i zmienia się

w czasie i przestrzeni. Przy czym, wg cytowanego dokumentu, wzrost jednych funkcji lasu może ograniczać funkcje pozostałe, co rodzi konflikty między nimi. Stąd, mimo próby uporządkowania klasyfikacji i struktury funkcji lasu, w rzeczywistości panuje w tym obszarze duży nieporządek. Również terminologiczny. Ustawa o lasach (1997) mówi o funkcjach „ochronnych, gospodarczych i socjalnych” (Art. 6. 1. 1a). Zasady Hodowli Lasu (2003) stosują własny podział na dwie kategorie funkcji (§4): (1) *funkcje naturalne, wynikające z samego istnienia lasu* oraz (2) *funkcje kształtowane czyli wzmagane w określonym kierunku metodami gospodarki leśnej*”; dalszy podział stosowany w ZHL jeszcze bardziej gmatwa utarte rozumienie funkcji lasu, wyróżnia bowiem „*funkcje biotyczne*”, które zdaniem Autorów ZHL określane są też jako „*środowiskotwórcze, ekologiczne lub społeczne*” (?), *ochronne* oraz *produkcyjne i reprodukcyjne*. Instrukcja Urządzania Lasu (2003) widzi wyłącznie *funkcje ochronne* i dzieli lasy w zależności od wagi tych funkcji na: *lasz rezerwatowe, lasz ochronne i lasz gospodarcze*” (§10). Ukoronowaniem nieporządku terminologicznego jest zawarte w ustawie o lasach utożsamienie „*lasów ochronnych*” z „*lasami chronionymi*” („*Za lasy szczególnie chronione, zwane dalej „lasami ochronnymi” (...)*” (ustawa o lasach (1997) Rozdział 3, Art. 15).

Do spełniania lub realizacji funkcji lasu potrzebny jest jej odbiorca, użytkownik, beneficjent. Beneficjentem funkcji lasu jest społeczeństwo. Zwłaszcza lasu będącego własnością skarbu państwa. To użytkownicy funkcji lasu ustalają ich hierarchię i wyrażają wobec nich swoje preferencje. Bo w istocie wiele funkcji lasu to zaledwie potencjał, który może się ujawnić/spełnić lub nie, w zależności od zapotrzebowania użytkownika, lub potencjał, który uruchamia się lub który należy uruchomić, realizując cele gospodarcze, przyrodnicze czy społeczne. Tak właśnie ujawniają się funkcje/wartości/korzyści z lasu: las wykazuje się zdolnością zatrzymywania lawin czy powodzi, kiedy takie zdarzenia występują, las polepsza warunki zdrowia, kiedy potrzebujemy rekonwalescencji, poprawia środowisko, jeśli jest ono zagrożone, zatrzymuje hałas, jeśli szukamy ciszy. Lasy bez turystów nie realizują funkcji turystycznych, bez odwiedzających - nie są miejscem rekreacji, bez potrzeby ochrony gleby czy wody - nie ujawniają się funkcje przeciwozyjne, czy wodochronne, bez zanieczyszczeń powietrza nie pojawiają się funkcje oczyszczające. To społeczne zapotrzebowanie stwarza funkcje lasu. Stwarza coraz to nowe funkcje. Akumulacja węgla ujawniła nowe funkcje lasów w ochronie klimatu (poza dotychczas znanymi,

mówiącymi o wilgotności, opadach, wiatrach czy temperaturze powietrza), a nastąpiło to dopiero po ustanowieniu konwencji klimatycznej i protokołu z Kyoto, kiedy zdefiniowano rolę tzw. pochłaniaczy (*carbon sinks*). Choć proces fotosyntezy i rola w nim dwutlenku węgla znane były od dawna. Nie inaczej jest z funkcjami produkcyjnymi. Bez odbiorców drewna nie byłoby funkcji produkcji drewna a bezrobocie w terenach wiejskich łagodziłaby miejsca pracy związane z produkcją leśną.

Wszystkie wymienione wyżej funkcje lasu to korzyści i usługi, które mają charakter fakultatywny i subiektywny. Pojawiają się w określonych warunkach i spełniają oczekiwania zdefiniowanej grupy użytkowników.

Rzeczywistą, obligatoryjną i obiektywną funkcją lasu, jako struktury przyrodniczej, jest wytwarzanie biomasy, tzn. fotosyntetyczna produkcja pierwotna materii organicznej, jej przekształcanie i wymiana z otoczeniem oraz końcowa akumulacja wtórnych produktów. W produkcji biomasy zaangażowane są procesy ekologiczne kształtujące środowisko naturalne, sprzyjające istnieniu innych form przyrody, tworzące warunki dla życia w ogóle, w tym również człowieka. To właśnie poprzez produkcję biomasy lasy zawsze kształtowały i kształtują klimat i skład atmosfery, kształtują warunki niezbędne do istnienia wielkiej liczby gatunków roślin i zwierząt, gromadzą zasoby genowe i organizmy, które dzielą się na producentów biomasy (produkcja pierwotna materii organicznej), jej konsumentów oraz na te organizmy, które przywracają biomasę do stanu ponownej użyteczności w ekologicznych procesach przemian energomaterii. Taki jest ekologiczny sens i warunek istnienia i trwałości lasu. Produkcja biomasy jest najważniejszą, obligatoryjną i obiektywną funkcją lasu. Wszystkie inne są jej pochodną.

Dlatego nie sposób ograniczyć funkcje ekologiczne lasu do rejestru usług wymienianych na ogół jako tzw. wartości pozaprodukcyjne lub usługi ekosystemowe. Znaczenie funkcji ekologicznych lasu jest dla gospodarki leśnej zasadnicze, a zrozumienie tego faktu ma daleko idące konsekwencje społeczne i gospodarcze. To funkcje ekologiczne warunkują istnienie innych funkcji, w tym funkcji społecznych i gospodarczych. Nierozdzielność funkcji lasów uzasadnia jednolite nimi zarządzanie, posługiwanie się natomiast kategoriami, czy grupami funkcji lasu, jak czynią to wszystkie dokumenty różnej rangi, regulujące gospodarkę leśną w Polsce, stwarza pozory braku związków między nimi.

Dotychczasowe rozumienie pojęcia *użytkowanie lasu* to, w interpretacji procesów ekologicznych, pobieranie części użytecznej dla człowieka biomasy i wywożenie jej poza system. Ta użyteczna częśćka jest zresztą niezwykle skromna w stosunku do całej wyprodukowanej biomasy: mierzona energią potrzebną do funkcjonowania całego ekosystemu leśnego w najlepszym przypadku wyniesie zaledwie 0,5 do 1,0% energii słońca, którą asymiluje system. Proces ten jednak może zrujnować produkujący system biologiczny i zlikwidować procesy ekologiczne, ale może również utrzymywać system w pożądanym stanie lub stymulować produkcję. Zarówno dla *wielofunkcyjności lasu*, jak i dla *wielofunkcyjnej gospodarki leśnej* kluczowe jest przy takim podejściu, zweryfikowanie i redefinicja pojęcia *użytkowanie lasu* (o czym w dalszej części opracowania).

5.1.3. Co to jest *trwała, zrównoważona i wielofunkcyjna gospodarka leśna?*, czyli w poszukiwaniu modelu

W żadnym z ważnych dokumentów regulujących polskie leśnictwo nie istnieje definicja *wielofunkcyjnej gospodarki leśnej*. W ustawie o lasach istnieje definicja *gospodarki leśnej*⁸ oraz definicja *trwale zrównoważonej gospodarki leśnej* (patrz: str. 1, przypis 3), natomiast Polityka Leśna Państwa stosuje wprowadzić w różnych kontekstach pojęcie *wielofunkcyjna gospodarka leśna*, nigdzie nie definiuje jednak, co to pojęcie znaczy⁹. Z tekstu w rozdziale V (p. 2) PLP wynika, że „*leśnictwo wielofunkcyjne*” postrzegane jest jako przeciwieństwo „*leśnictwa surowcowego*”¹⁰.

⁸ *Gospodarka leśna - działalność leśna w zakresie urządzania, ochrony i zagospodarowania lasu, utrzymania i powiększania zasobów i upraw leśnych, gospodarowania zwierzyną, pozyskiwania – z wyjątkiem skupu – drewna, żywicy, choinek, karpiny, kory, igliwia, zwierzyny oraz płodów runa leśnego, a także sprzedaż tych produktów oraz realizację pozaprodukcyjnych funkcji lasu (ustawa o lasach (1997) (Art. 6. 1).*

⁹ ... »przyspieszenie transformacji leśnictwa polskiego, w pierwszej kolejności Lasów Państwowych, w kierunku modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej », (PLP, Rozdz. II, p. 5 pp. 3) ;
... «zapewnienie opieki państwa nad lasami wszystkich form własności i ustanowienie nadzoru nad przestrzeganiem prawidłowych metod gospodarowania w lasach, opartych na zasadach trwale zrównoważonego rozwoju wielofunkcyjnej gospodarki leśnej » (PLP, Rozdz. II, p. 8, pp. 5) ;
«Efektywne tworzenie i upowszechnianie modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej(...) » (PLP Rozdz. IV, p. 1) ;

... »do roku 2020 m.in. nastąpi zakończenie przekształceń leśnictwa surowcowego na wielofunkcyjne » (PLP, Rozdz. V, p. 2, pp.2)

¹⁰ ... »do roku 2020 m.in. nastąpi zakończenie przekształceń leśnictwa surowcowego na wielofunkcyjne » (PLP, Rozdz. V, p. 2, pp.2)

Przyjrzyjmy się zatem celom *trwale zrównoważonej gospodarki leśnej* w ustawie o lasach (1997):

- 1) *zachowanie lasów i korzystnego ich wpływu na klimat, powietrze, wodę, glebę, warunki życia i zdrowia człowieka oraz na równowagę przyrodniczą;*
- 2) *ochrona lasów, w tym zachowanie różnorodności biologicznej, leśnych zasobów genowych, walorów krajobrazowych i na potrzeby nauki;*
- 3) *ochrona gleb i terenów szczególnie narażonych oraz o specjalnym znaczeniu społecznym;*
- 4) *ochrona wód;*
- 5) *produkcji, na zasadzie racjonalnej gospodarki, drewna oraz surowców i produktów ubocznego użytkowania lasu.*

Cele *trwale zrównoważonej gospodarki leśnej* w ustawie o lasach są niezwykle ogólne i źle zdefiniowane - nie oddzielają działań człowieka od działań samej przyrody. Każde poprawne¹¹ działanie gospodarcze w jakimś zakresie dąży do osiągnięcia powyższych celów, żadne jednak nie czyni tego w pełni i wyczerpująco. Żaden z powyższych celów nie jest osiągany samodzielnie przez gospodarkę leśną, a wiele z nich jest osiągana tylko dlatego, że las w ogóle istnieje a człowiek nie przeszkadza w funkcjonowaniu lasu jako struktury przyrodniczej, która wypełnia „przypisane” jej w hierarchii organizacji przyrody naturalne funkcje. Taki charakter mają cztery pierwsze wymienione wyżej cele. Precyzyjnie natomiast, zaadresowany do gospodarki leśnej i jasno określony jest jedynie cel piąty. Jeśli wszystkie cele mają być realizowane w tym samym miejscu i czasie to w istocie mamy do czynienia z konfliktem, którego gospodarka leśna do tej pory nie rozwiązała.

Operacje gospodarcze są na ogół dość wąsko ukierunkowane i nie zawsze powiązane ze sobą. Przedmiotem ich oddziaływania są fragmenty, części lub elementy lasu/ekosystemu leśnego (np. hodowla lasu zajmuje się oddzielnie glebą (gleboznawstwo), nasionami (nasiennictwo i selekcja), sadzonkami (szkółkarstwo), drzewami w różnym wieku

¹¹ Określenie „poprawne” wymaga uściślenia. Na użytek tego opracowania pozostajmy na wyjaśnieniu, że chodzi o poprawność przyrodniczą, tzn. postępowanie nie sprzeczne z prawami rządzącymi ekosystemem leśnym.

(pielęgnacja); ochrona lasu oddzielnie zajmuje się szkodnikami owadziemi, grzybami chorobotwórczymi, i niezależnie traktuje zwierzynę jako czynnik szkodotwórczy, rzadko są to oddziaływania systemowe (może przykładem takich działań byłaby jedynie ogniskowo-kompleksowa metoda ochrony lasu, obecnie zaś koncepcja ekosystemowego podejścia – *ecosystem approach* – w zagospodarowaniu lasu...).

Polityka Leśna Państwa (PLP) mówi o „zasadach”, „kierunkach” lub „modelu” przyszłego leśnictwa, ale jest to raczej zapowiedź działań w ramach transformacji polskiego leśnictwa, niż spójna koncepcja określonego modelu. W Tezach Polityki Leśnej Państwa (1997) znajdujemy (p. 5): *„konieczność przyspieszenia transformacji leśnictwa polskiego, w pierwszej kolejności Lasów Państwowych, w kierunku modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej”*. Z powyższego tekstu wyprowadzić wynika, że taki model istnieje skoro należy do niego dążyć, ale w dalszej części dokumentu nie odnajdujemy opisu modelu, który mógłby być realizowany lub też mogłyby być analizowane *konsekwencje* jego realizacji. W punkcie 8 Tez „model” przekształca się w „zasady”, a opieka państwa nad gospodarką leśną ma polegać na *„ustanowieniu nadzoru nad przestrzeganiem prawidłowych metod gospodarowania w lasach, opartych na zasadach trwale zrównoważonego rozwoju wielofunkcyjnej gospodarki leśnej.”*

W „Celach i priorytetach polityki leśnej” (PLP, rozdz. III, p. 2) przywołuje się inne modele gospodarki leśnej, mówiąc o *zapewnieniu trwałości lasów przez: „reorientację zarządzania lasami z poprzedniej dominacji modelu surowcowego na model proekologicznej i zrównoważonej ekonomicznie, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej odpowiadającej kryteriom sformułowanym dla Europy w procesie helsińskim z uwzględnieniem specyfiki leśnictwa polskiego.”* Z punktu 6 zaś wynika, że wszystko właściwie jest przed nami: *„Oczekiwania społeczeństwa na znaczne rozszerzenie świadczeń leśnictwa na rzecz różnorodnych korzyści wynikających z funkcji lasów, będzie spełniane w warunkach wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarki leśnej. Opracowanie i wdrożenie zasad takiej gospodarki wymagać będzie” (...)*. Stwierdzenia „wymagać będzie” i „będzie spełnione” oznaczają bliżej nieokreśloną przyszłość – gdzie więc, tu i teraz, jest model, do którego należy dążyć? Dalej mówi się o potrzebie *„studiów teoretycznych i doświadczalnych nad nowym modelem lasu (...) (w miejsce dotychczasowego modelu determinującego schematyczną organizację przestrzenną i czasową drzewostanów w celu uzyskania doraźnych, wysokich dochodów)”*.

Czy takie studia podjęto i takie badania zrealizowano? Czy już istnieje, czy dopiero ma powstać model o którym mowa w PLP? Czy istnieje nowy model lasu, który zapowiadała Polityka Leśna Państwa, burzący jeden z dogmatów leśnictwa surowcowego - schemat ładu przestrzennego i ładu czasowego w gospodarce leśnej ?

Opracowaniu i promocji modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej (...) służyć miał rozpoczęty już program leśnych kompleksów promocyjnych, którego celem jest testowanie modelu w różnych warunkach przyrodniczych i społecznych oraz przygotowanie go do szerokiego stosowania w lasach publicznych” (PLP, Rozdz. III, p. 7).

Z badań przeprowadzonych w LKP wynika (RYKOWSKI 2004), że trudno dopatrzeć się w działaniach LKP wyodrębnionego modelu gospodarki leśnej. Nie stwierdzono istotnych różnic w zagospodarowaniu lasów w LKP w porównaniu z innymi nadleśnictwami, ponieważ główne zmiany w leśnictwie wprowadziła nie tyle Polityka Leśna Państwa co Zarządzenia Dyrektora Generalnego, np. Zarządzenie nr 11 Dyrektora Generalnego LP (1995), które wyprzedziło Politykę Leśną Państwa (1997). Większość zmian w polskim leśnictwie na poziomie operacyjnym wynika z realizacji tego właśnie Zarządzenia i jego nowelizacji. Wyróżniającym się programem realizowanym na obszarze LKP jest jedynie zakres edukacji ekologiczno-leśnej społeczeństwa, jakkolwiek i ten element nowego podejścia w leśnictwie rozwijany jest dość intensywnie poza LKP. Tak więc, trudno jest uznać, że w LKP testowany jest jakiś specjalny model gospodarki leśnej, jaki zapowiadała Polityka Leśna Państwa.

W innym miejscu (PLP, Rozdz. IV) Polityka Leśna Państwa nie mówi o istnieniu ale załedwie o *tworzeniu i upowszechnianiu modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej*. Zakłada więc, że takiego modelu nie ma. Formułuje *uwarunkowania organizacyjne, ekonomiczne i prawne efektywnego tworzenia i upowszechniania modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej*: mówi o *potrzebie dostosowania prawodawstwa oraz systemu finansowania i organizacji leśnictwa do zmieniających się warunków prowadzenia gospodarki leśnej*. PLP kreśli szeroki zakres uwarunkowań *tworzenia i upowszechniania modelu*, z których tylko niektóre zostały spełnione, głównie dlatego, że istniały przedtem (PLP, Rozdz. IV, pp. 3, 4, 5): jednolitość prawa leśnego, wiodąca rola PGL LP, powszechna dostępności lasów, nadzór Ministra nad Lasami Państwowymi, nadzór terenowej administracji państwowej nad lasami prywatnymi. Niewątpliwym osiągnięciem PLP w tworzeniu warunków dla *trwale zrównoważonej*,

wielofunkcyjnej gospodarki leśnej jest rozwinięty system edukacji przyrodniczo-leśnej (PLP, Rozdz. IV, p.8). Wiele innych jednak wymienionych w PLP uwarunkowań nie zostało spełnionych, lub ich realizacja jest niepełna (PLP, Rozdz. IV, pp. 6, 7, 9-15): nie przekształcono Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w organ planistyczno-prognostyczny o charakterze agencji państwowej podporządkowany Ministrowi, nie znana jest długookresowa strategia badań leśnych, która byłaby przyjęta do realizacji, a w jej ramach rozpoczęte studia nad nowymi modelami lasu, współpraca międzysektorowa i powiązania z politykami sektorowymi istnieją głównie w intencjach, a relacje z przemysłem drzewnym nie mają nic wspólnego z zapowiadaną *integracją funkcjonalną a nawet kapitałową*, nierozstrzygnięte pozostają problemy związane z samofinansowaniem się gospodarki leśnej (patrz: protesty związane z propozycją włączenia Lasów Państwowych do sektora finansów publicznych w 2010 r.), partycypacją w funduszach celowych, strukturalnych, korzystania z subwencji budżetowych na realizację celów publicznych (*funduszy specjalnych i dotacji w realizacji ekologicznych i społecznych funkcji lasów*), nie nastąpiła komercjalizacja świadczeń lasu w zakresie pozyskiwania zwierzyny, surowców roślinnych, organizacji turystyki, rekreacji, nie wprowadzono narzutu ekologicznego, z którego mogłaby korzystać gospodarka leśna, nie istnieje Strategiczny Program Rządowy dotyczący kształtowania przestrzeni leśnej kraju, który integrowałby cele ekologiczne, produkcyjne i społeczne gospodarki leśnej, zapowiadany w punkcie 15 rozdziału IV PLP (Krajowy Program Wzrostu Lesistości nie wyczerpuje potrzeb w tym względzie).

Większość zapowiadanych w PLP celów wymaga regulacji politycznych na szczeblu organów ustawodawczych, regulacji które obowiązywałyby wszystkie rządy i opcje polityczne aktualne i przyszłe. A więc regulacji rozstrzyganych poza organizacją gospodarczą Lasy Państwowe. Do tego właśnie miał posłużyć Narodowy Program Leśny, istotnie angażujący zarówno w fazie tworzenia, jak i realizacji oraz kontroli, przedstawicieli narodu (samorządy, administrację rządową, Sejm). Program taki nigdy nie powstał. Rozpoczęte prace ugrzęzły w przygotowaniach Regionalnych Programów Operacyjnych PLP, które zmierzały do opracowania kolejnego planu pracy Lasów Państwowych, tzn. zarządcy dobra publicznego, nie zaś programu rozwoju samego dobra, tzn. lasów. A zatem ani ustawa o lasach, ani Polityka Leśna Państwa (tym bardziej nie istniejący Narodowy Program Leśny), nie zawierają *modelu trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej*, a jedynie zapowiadają jego tworzenie.

Modele dotychczas stosowane w leśnictwie należały do konstrukcji myślowych upraszczających strukturę lasu. Jeśli mówiąc o „*modelu wielofunkcyjnej gospodarki leśnej*” mamy na myśli model tej klasy co „*model lasu normalnego*” lub „*model lasu celowego*” to używanie słowa „model” nie jest trafne, ponieważ tamte modele były dalece sformalizowane i zajmowały się strukturą fizyczną, jaką jest drzewostan. W odniesieniu zaś do działań, operacji lub czynności, które charakteryzują ekologiczne podstawy gospodarki leśnej, o które chodziłoby w gospodarce wielofunkcyjnej, trudno jest mówić o modelu w takim sensie.

Pozostaje zatem niezobowiązujące rozumienie zastosowanego określenia „*wielofunkcyjna gospodarka leśna*” jako zestawu mniej lub bardziej spójnych założeń przyjmowanych aktualnie w leśnictwie, trudno jest natomiast potwierdzić istnienie obowiązującego modelu.

5.1.4. Tło międzynarodowe

Wobec mnogości stosowanych terminów i pojęć, wielości używanych słów do opisu tych samych zjawisk i obiektów, nie sposób znaleźć semantycznie stabilny grunt, po którym można byłoby poruszać się w leśnictwie polskim z pełnym zrozumieniem ze wszystkimi partnerami dyskusji. Również w konfrontacji z definicjami stosowanymi w dokumentach międzynarodowych, polskie rozumienie leśnictwa, gospodarki leśnej czy funkcji lasu nie jest spójne.

Leśnictwo wg szerokiej definicji FAO zawiera: *zagospodarowanie/urządzanie lasu, czerpanie dochodów, aspekty społeczne, dobra i usługi, politykę i instytucje oraz ekonomiczne i rynkowe aspekty dotyczące lasów i drzew poza lasami* (FAO Strategy for Forestry, 16-20 March 2009). Definicje funkcji zawiera inny dokument FAO - Terms and Definitions, Global Forest Resources Assessment, 2004: funkcje lasu i innych terenów zalesionych: *funkcje lub cele przypisane do fragmentu lasu lub innych terenów zalesionych bądź przez regulacje prawne bądź w wyniku decyzji właściciela/gospodarza; lasy wielocelowe/wielofunkcyjne: lasy/inne tereny zalesione przeznaczone do pełnienia różnych kombinacji funkcji (...) gdzie żadna z tych funkcji nie może być traktowana jako znacząco ważniejsza niż inne; funkcja główna/wiodąca: funkcja jest uważana za główną jeśli jest znacząco ważniejsza niż inne; dotyczy obszarów które są wydzielone do realizacji specyficznych celów*. W definicjach tych pojawia się ważny element, który jest nieobecny w polskich dokumentach: „*drzewa poza*

lasami” oraz „*inne tereny zalesione*”. Tego typu terminologia w polskim leśnictwie nie istnieje. Jakkolwiek w latach 60-70 ubiegłego wieku leśnicy zajmowali się zadrzewieniami a zarówno w organizacjach naukowych jak i w resortach odpowiedzialnych za gospodarkę leśną istniały odpowiednie komórki organizacyjne zajmujące się problematyką zadrzewień czy gatunków drzew szybko rosnących. Brak zainteresowania drzewami poza lasem oraz innymi terenami zalesionymi wydaje się zasadniczo różnić pojęcie gospodarki leśnej w Polsce, która zajmuje się wyłącznie drzewostanem w lesie, od leśnictwa w rozumieniu międzynarodowym, które zajmuje się także plantacjami i terenami zadrzewionymi. A takie poszerzenie definicji/koncepcji wydaje się być wstępem do zajmowania się leśnictwem wielofunkcyjnym.

Hasło: „*multifunctional forestry*” (leśnictwo wielofunkcyjne) znajduje się w 98 400 rekordach w sieci *Web-of-Science*. Jeszcze więcej pojawia się rekordów na hasło „*multiple-use forestry*” (leśnictwo wieloużytkowe) – 125 000 rekordów.

Posługiwanie się pojęciem wieloużytkowego czy wielofunkcyjnego leśnictwa nie jest niczym nowym i ma długą historię. Często przywoływany przez ekonomistów leśnych Hans Carl von CARLOWITZ w swojej „*Sylvicultura oeconomica*” (1713) przedstawił rozdział na temat wieloużytkowości lasów, pisząc o „pięknie i wartościach estetycznych”, o „produktach i usługach nieleśnych” i „niematerialnych”. W 1950 r. niemieckie leśnictwo proklamowało trzy hasła: „ochrona”, „rekreacja” i „użytkowanie” a dwa lata później (1952) FAO sformułowało zasady polityki leśnej: „lasy powinny być użytkowane tak, ażeby produkowały jednocześnie wiele dóbr i usług”. Światowy Kongres leśny w Seattle (USA) w 1960 przyjął hasło: „Wielokierunkowe użytkowanie gruntów leśnych” i następnie rozwinął je w dokumencie końcowym: „*Lasy i obszary z nimi związane powinny być zagospodarowane tak, ażeby zachować podstawowe zasoby ziemi i jednocześnie produkować na wysokim poziomie drewno, dostarczać wodę, miejsca do rekreacji, paszę oraz zwierzyinę i to wszystko harmonijnie łączyć z korzyściami dla największej liczby ludzi*”.

Jeśli zgodzimy się na powyższą koncepcję wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, jako działalności zajmującej się wszystkimi funkcjami lasu w każdym miejscu i czasie, to zasady tak rozumianej wielofunkcyjnej gospodarki leśnej sformułowano już dawno. O takiej gospodarce pisał Von Carlowitz trzysta lat temu i taką gospodarkę miał na myśli BROILLIARD (1878; za Touzet 1996); również MOROZOW (1907) i SUKACZEW (1931) oraz Aldo LEOPOLD (1949). Wiele teoretyków leśnictwa po dzień dzisiejszy taką właśnie

gospodarkę leśną opisuje, uznając, że jest to jedyna możliwa opcja dla gospodarki leśnej w Polsce. Większość analiz ekonomicznych z zakresu wieloużytkowego/wielofunkcyjnego leśnictwa przyjęło wyrażnie bezpośrednio lub pośrednio punkt widzenia, że wieloużytkowość powinna być osiągnięta w każdym indywidualnym fragmencie lasu. Każdy drzewostan powinien być tak zagospodarowany, ażeby dostarczać optymalną mieszankę produktów i usług. W jakim momencie wobec tego i dlaczego od tej koncepcji gospodarka leśna odstąpiła? Co się stało, że nagle w latach 80. stanęliśmy wobec klęski lasów, że gospodarkę leśną nazwaliśmy *leśnictwem surowcowym*, przypisując mu wszelkie zło, które spotkało lasy? Kiedy i dlaczego w obrębie takiej *wielofunkcyjnej gospodarki leśnej* pojawił się model lasu normalnego i zaczął się rozwój leśnictwa jednofunkcyjnego? Co się stało, że dzisiaj trzeba zmienić paradygmat leśnictwa, skoro leśnictwo wielofunkcyjne powstało 300 lat temu? Że większość krajów zmienia prawo leśne a międzynarodowe gremia poszukują porozumienia w sprawie ochrony lasów? Czy jest to tylko zwykły rozdzźwięk między teorią a praktyką? Czy teoretycy mówili o leśnictwie wielofunkcyjnym a praktycy realizowali leśnictwo jednofunkcyjne? Czy taką wielofunkcyjną gospodarkę leśną mają na myśli współcześni teoretycy leśnictwa (SZUJECKI 2007; KŁOCEK 1993, 2001; KŁOCEK, PŁOTKOWSKI 2007)? Jeśli tak właśnie jest, to nie ma potrzeby wymyślać nowych paradygmatów, wystarczy powrócić do starych. Chyba, że we współczesnym leśnictwie wielofunkcyjnym chodzi o coś innego.

Jeśli historyczna koncepcja leśnictwa wielofunkcyjnego/wieloużytkowego nie została zrealizowana dotychczas, to tym bardziej nie może być urzeczywistniona teraz. Nie bierze bowiem pod uwagę dwóch najważniejszych skal ludzkiej działalności – skali przestrzeni i skali czasu. Nie bierze też dostatecznie pod uwagę zróżnicowania samej przyrody, tego, że każdy las jest niepowtarzalny, inny, wymaga indywidualnego traktowania. Bo nie każdy las jest w równym stopniu wielofunkcyjny. Zakres wielofunkcyjności i znaczenie poszczególnych funkcji lasu zależy od czynników zewnętrznych: położenia geograficznego, usytuowania w krajobrazie, kontekstu społecznego, gospodarczego otoczenia. Zależy także od czynników wewnętrznych: od struktury lasu, zwłaszcza od struktury drzewostanu - gatunkowej, wiekowej, poziomej, pionowej, itp. co sprawia, że poszczególne fragmenty lasu czy leśne kompleksy, z natury rzeczy są predestynowane do realizacji określonych, zróżnicowanych celów.

Udział drewna z plantacji w światowym obrocie wynosi już prawie 25% (wg FRA 2000 w roku 2020 wyniesie ponad połowę) i ciągle wzrasta, równolegle rosną powierzchnie leśnych obszarów chronionych oraz pojawiają się nowe formy ochrony (Natura 2000).

Od Carla von Carlowitza (1713), a nawet od Światowego Kongresu Leśnego w Seattle (1960), lasy, leśnictwo i świat dookoła zmienił się drastycznie i jest to stwierdzenie trywialne: przestrzenny zakres oraz tempo zmian są nieporównywalne a problemy gospodarcze, społeczne i przyrodnicze niewspółmierne do tamtych, nawet tych z Seattle sprzed pół wieku¹². Odwoływanie się i stosowanie tej samej filozofii i prezentowanie tej samej koncepcji przez stulecia jest nieracjonalne. Skoro jednak uznamy, że tak właśnie ma być, to niewiele jest miejsca na dyskusję o współczesnym leśnictwie wielofunkcyjnym¹³.

Światowa gospodarka leśna odchodzi od jednej opcji rozwoju leśnictwa – jednej najlepszej drogi w zagospodarowaniu lasów, przyjmując pluralistyczne, wielokierunkowe podejście i dopuszczając różne wizje (SAYER et al. 2005).

5.1.5. Rozwój przez różnicowanie

Nie oczekując na teoretyczne czy polityczne rozstrzygnięcia praktyka społeczna i gospodarcza różnicuje gospodarkę leśną. Wyodrębniają się samodzielne, specjalizujące się kategorie leśnictwa. W Danii powstało Europejskie Centrum Leśnictwa Miejskiego (*European Urban Forestry Centre*) jako regionalne Centrum EFI (*European Forest Institute w Joensuu*). Utworzono również w ramach programu COST grupę roboczą E12 poświęconą leśnictwu podmiejskiemu (*peri-urban forestry*). Z jednej strony narasta nacisk na tworzenie leśnych obszarów chronionych (patrz: Natura 2000), z drugiej – na świecie przybywa corocznie średnio 3,1 mln ha plantacji leśnych (*cultivated forests, planted forests, forest*

¹² Zgodnie z Raportem o Stanie Świata (1994) globalna populacja ludzka podwoiła się w ciągu ostatnich 40 lat (od czasów Carlowitz'a zwiększyła się ponad 12 krotnie); obszar lasów zmniejszył się ok. 50 mln ha; produkcja drewna na użytek przemysłu podwoiła się i dorównuje objętością drewnu energetycznemu; produkcja globalna zwiększyła się pięciokrotnie; zużycie ropy wzrosło sześć razy – to nie jest ten sam świat, w którym powstawała koncepcja leśnictwa wielofunkcyjnego wg definicji z Seattle...

¹³ ...niewiele, zwłaszcza, że w wymianie opinii dominuje tendencja do nieuprawnionej ekstrapolacji poglądów adwersarza: jeśli ktoś wypowie się za produkcją drewna w plantacjach – pada zarzut, że chce zamieniać lasy na plantacje, jeśli powie o potrzebie zwiększania obszarów chronionych – pada zarzut o zamianie lasów na rezerваты, jeśli proponuje zawieszenie działalności gospodarczej na wybranych obszarach w celu monitorowania ich naturalnej regeneracji – zarzuca się propagowanie « nic nie robienia », jeśli ktoś mówi o zwiększeniu odnowień naturalnych – staje pod zarzutem rezygnacji ze sztucznych odnowień, jeśli ktoś wyraża pogląd o ważnej roli zakłóceń naturalnych w rozwoju lasu - zarzuca mu się radykalizm ekologiczny, itd. itp...

plantations) (FRA 2000). We Francji (Bordeaux) utworzono Europejski Instytut Lasów Hodowanych jako Centrum Regionalne EFI (IEFC – *l'Institut Europeene des Forets Cultivees*), a w marcu 2003 roku odbyła się w Nowej Zelandii pierwsza międzynarodowa konferencja na temat znaczenia lasów plantacyjnych dla trwałego i zrównoważonego leśnictwa (*Maximising the role of Planted Forests in Sustainable Forest Management*). W Europie rozwija się kierunek hodowli lasu PRO SILVA, tzn. gospodarki leśnej zbliżonej do natury, powołany w 1989 roku przez europejskie stowarzyszenie właścicieli lasów o tej samej nazwie. PRO SILVA nie rezygnuje z produkcji drewna, respektuje ekologiczne podstawy produkcji leśnej, las traktując jako przyrodniczą całość, z całą jego strukturalną i funkcjonalną złożonością.

Leśnictwo światowe wkracza w okres różnicowania się gospodarki leśnej stosownie do funkcji lasów i społecznych oczekiwań – „leśnictwo miejskie”, „leśnictwo plantacyjne”, „leśnictwo zbliżone do natury”, „leśnictwo rekreacyjne” – to są być może pierwsze, jasno wydzielone, kategorie leśnictwa wielofunkcyjnego. Utrzymywanie poglądu, że leśnictwo wielofunkcyjne jest realizacją wszystkich funkcji lasu w tym samym miejscu i czasie ze wskazywaniem jedynie na funkcje dominujące, redukuje kompetencje leśników i krępuje istotny postęp oraz możliwości korzystania z istniejącej już wiedzy (np. z osiągnięć selekcji i rozwijanych właśnie leśnych biotechnologii i inżynierii genetycznej). Przy takiej postawie rysuje się mało optymistyczny scenariusz, że po oddaniu kompetencji w zakresie ochrony leśnej przyrody (patrz: Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska i zarządzanie siecią Natura 2000 na obszarach leśnych) – co już się stało, może nastąpić dalsza redukcja obszarów kontrolowanych przez gospodarkę leśną, tym razem związanych z produkcją drewna (produkcja drewna poza lasem, leśnictwo plantacyjne, energetyczne, zadrzewienia, itp.).

W 2006 roku Unia Europejska proklamowała „Strategię Leśnictwa UE” (1998)¹⁴ a po 5 latach jej funkcjonowania przedstawiła Raport z wdrażania tej Strategii. W rozdziale mówiącym o powiązaniach gospodarki leśnej z rozwojem terenów wiejskich (Rozdz. 3.4.) Raport mówi o potrzebie ekonomicznej dywersyfikacji, jako szansie ekonomicznego rozwoju tych obszarów na bazie lasów i leśnictwa. W wielu regionach Europy ważniejsze niż produkcja drewna, a nawet jako jedyne społecznie oczekiwane, są funkcje środowiskowe i społeczne. Pojawiają się postulaty ustanowienia rekompensat budżetowych lub po prostu cen

¹⁴ Strategia Leśna UE mówi o « wielofunkcyjnej roli lasów » (*multifunctional role of forests*) (p. 1) lub « Wielocelowym użytkowaniu lasów » (p. 9) (*multipurpose utilisation of forest resources*), nic natomiast nie mówi o « wielofunkcyjnym leśnictwie » czy « wielofunkcyjnej gospodarce leśnej ».

na usługi „niedrzewne”, na które jest coraz większy popyt, jako na „produkt leśny”. Prywatni właściciele lasów podnoszą problem nowych form leśnictwa w postaci agroleśnictwa (*agroforestry*) i leśnictwa połączonego z hodowlą zwierząt (*silvopastoralism*). Rozwój tych form gospodarki leśnej skieruje niewątpliwie uwagę właścicieli i zarządców lasów na produkcję drewna poza lasem. Wszystko powyższe, to niewątpliwie zapowiedzi różnicowania się w Europie podejścia do użytkowania zasobów leśnych i gospodarowania nimi według bardziej ukierunkowanych, węższych, zróżnicowanych lokalnie, ale w szerszej skali przestrzeni i w dłuższych przedziałach czasu, zrównoważonych społecznie - celów.

Jeśli las z natury rzeczy jest wielofunkcyjny i zależy przede wszystkim od przyrody, to leśnictwo wielofunkcyjne jest formą oddziaływania człowieka na las i zależy od decyzji gospodarczych. Poprzez decyzje w zakresie sposobów zagospodarowania człowiek może naturalną wielofunkcyjność lasu ograniczać, rozwijając jedną funkcję, lub wzbogacać, różnicując jego struktury. Nie ma wątpliwości, że należy korzystać i rozwijać wszystkie funkcje lasu. Ale czy można to czynić skutecznie w tym samym miejscu i w tym samym czasie?

Gospodarka leśna powinna operować w całym zakresie zmienności zbiorowisk leśnych i terenów zadrzewionych, zarówno w sensie czynników zewnętrznych jak i wewnętrznych: od lasów naturalnych w rezerwach i parkach narodowych, przez zagospodarowane lasy naturalne i półnaturalne, lasy ochronne, lasy zagospodarowane w celach produkcyjnych, do sztucznych zespołów zastępczych, plantacji i upraw intensywnych, oraz zadrzewień. Czyli tak, ażeby poszczególne funkcje lasu czy kategorie ochronności lub użyteczności, zamiast ze sobą konkurować i konfliktować, wzajemnie się uzupełniały, wspierały i stymulowały. Stosownie do celów i potrzeb leśnictwo wielofunkcyjne powinno dysponować zróżnicowanymi strategiami i rozwijać zróżnicowane sposoby zagospodarowania: od reżimu ochrony ścisłej, przez ochronę czynną i zachowawczą, do ukierunkowanej, intensywnej produkcji drewna. Dopiero dysponując całym zakresem zmienności można skutecznie równoważyć gospodarkę leśną zarówno w aspektach przyrodniczych, jak i ekonomiczno-społecznych. Przy tak różnicującym się przedmiocie, gospodarz powinien stosować równie zróżnicowane strategie zagospodarowania. Wybór powinien uwzględniać szereg okoliczności oraz brać pod uwagę wiele możliwych rozwiązań:

(1) przestrzenną i czasową alokację funkcji lasu; optymalizowanie różnych funkcji w różnym miejscu i czasie tzn. przestrzenne i czasowe rozdzielanie funkcji lasu, które nie dadzą się realizować na oczekiwanym poziomie jednocześnie i w tym samym miejscu.

(2) optymalizowanie struktury lasu w tym samym miejscu i czasie; optymalizowanie struktury lasu, która zapewni spełnianie przez las wszystkich przypisywanych mu funkcji w taki sposób, że zwiększanie korzyści jednej funkcji będzie się odbywać przy minimalnych kosztach obciążających inną funkcję;

(3) gospodarowanie przyrodą leśną według tzw. naturalnych wzorców, tzn. zbliżanie – na ile jest to możliwe – bieżącego stanu lasu do stanu określanego jako „zbliżony do naturalnego”;

(4) adaptację współczesnych biocenoz leśnych do zmian zachodzących w środowisku (np. zmian klimatycznych, synantropizacji);

(5) rozwijanie lub tworzenie nowych układów ekologicznych inspirowanych przez przyrodę i potrzeby społeczne;

(6) osiągnięcie celów produkcyjnych przez intensywne gospodarowanie wyselekcjonowanymi populacjami drzew (drzewostanami), lub organizmami (leśnictwo klonalne);

(7) osiągnięcie celów ochronnych i edukacyjnych, oraz dydaktycznych, kulturowych, czy duchowych, przez ustanawianie gospodarstw specjalnych i obszarów wzorcowych (referencyjnych), pozostających w gestii gospodarki leśnej i pod zarządem instytucji leśnych.

Wymienione strategie wymagają, rzecz jasna, dobrania odpowiednich narzędzi w zakresie urządzania, hodowli, ochrony czy użytkowania lasu. Jest oczywiste, że wybór ten powinien być przestrzennie i czasowo zróżnicowany, stosownie do regionalnie zróżnicowanych warunków przyrodniczych i stanu lasów, warunków ekonomicznych i zadań wynikających z rozwoju regionalnego, wreszcie stosownie do zróżnicowanych preferencji społecznych i zadań socjalnych. Pozostawanie zawsze i wszędzie przy jednej opcji lasu wielofunkcyjnego nie jest w istocie realizacją wielofunkcyjnego leśnictwa.

Podjęcie to ma odniesienie bardziej ogólne, sformułowane na gruncie cybernetyki (*W.R. Ashby*), mówiące o tym, że jednej różnorodności (w tym wypadku - różnorodności funkcji lasów) należy przeciwstawić drugą różnorodność (w tym wypadku - różnorodność sposobów zagospodarowania), jeśli odnoszone korzyści mają pozostać bez zmian.

Przyjęcie powyższych strategii *wielofunkcyjnego leśnictwa* dla praktyki gospodarczej oznacza potrzebę rozwijania jednocześnie wielu „modeli” lub nurtów gospodarki leśnej. Ramy dla leśnictwa wielofunkcyjnego mogłoby stanowić z jednej strony leśnictwo „ekosystemowe”, lub gospodarka leśna zbliżona do natury, oraz z drugiej strony, jego uzupełnienie a niekiedy alternatywa - leśnictwo „plantacyjne”.

Leśnictwo „ekosystemowe” bazowałoby na procesach ekologicznych, które w dużym stopniu zostały ograniczone, wyeliminowane lub zapomniane przez „surowcową” gospodarkę leśną: naturalnej sukcesji, konkurencji, śmiertelności jako wyniku naturalnego starzenia się, rozrodczości i regulacji demograficznej opartej na dynamice populacji, doborze naturalnym i adaptacji, przeżywalności i strategii przetrwania. Jako wartość nadrzędną ekosystemowa gospodarka leśna powinna uznać ciągłość ewolucji zbiorowisk leśnych w zmieniającym się środowisku i ich adaptację do panujących warunków jako podstawę trwałości.

Celami operacyjnymi leśnictwa „ekosystemowego” byłaby odbudowa zniekształconych i zdegradowanych fragmentów lasów zbliżonych do naturalnych, ochrona i faworyzowanie dziko żyjących roślin i zwierząt, ochrona i propagowanie całego bogactwa leśnych zasobów genowych drzew, krzewów i roślin zielnych, promowanie naturalnej selekcji, zachowanie i wzmacnianie różnorodności ekosystemów oraz ponadekosystemalnych jednostek przestrzennych. W leśnictwie „ekosystemowym” użytkowanie lasu (naśladujące działanie naturalnych tzw. czynników szkodotwórczych), ograniczałoby pozyskanie drewna, kładąc nacisk na udostępnianie i sprzedaż walorów środowiskowych, rekreacyjnych, estetycznych, zdrowotnych itd.

Leśnictwo „plantacyjne” natomiast, świadomie traktujące las instrumentalnie, subiektywnie, opierałoby się na znajomości procesów zachodzących na poziomie osobniczym lub poziomie populacji np. drzewostanu. Jest to znajomość głównie procesów fizjologicznych lub ekofizjologicznych wybranych gatunków drzewiastych i ich ekotypów, dostępności elementów mineralnych i potrzeb żywieniowych, kształtowania przyrostów, eliminowania konkurencji i korzystania ze sztucznej selekcji, znajomości roślinożerców (owady, zwierzyzna) i patogenów (grzyby) i ograniczanie lub eliminowanie ich szkodotwórczej działalności. Istnieje dorobek naukowy i implementacyjny z zakresu sztucznej selekcji indywidualnej, selekcji odpornościowej i selektywnych metod ochrony, hodowli klonalnej i wegetatywnego rozmnażania, wspierany obecnie biotechnologiami i

inżynierią genetyczną. Są do wykorzystania osiągnięcia intensywnego szkółkarstwa, osiągnięcia z zakresu intensywnych technik uprawowych, nowoczesnych technik i technologii użytkowania i pozyskania drewna, dorobek, który dla leśnictwa „zbliżonego do natury” staje się mało przydatny. Takie właśnie leśnictwo intensywne widzi Leśna Platforma Technologiczna, jako główny nurt leśnictwa w krajach Unii Europejskiej zgodnie ze strategią lizbońską. Leśnictwa, które stanie się konkurencyjne na rynku produktów, będzie generować miejsca pracy i podniesie poziom życia na obszarach wiejskich.

Leśnictwo plantacyjne wraz z zadrzewieniami („*drzewa poza lasem*”), korzystając z tego dorobku stanowiłoby komplementarne formy produkcji leśnej, przede wszystkim produkcji drewna, odciażając ekosystemy leśne od tego "obowiązku" i pełniąc jednocześnie ważne funkcje w środowisku (retencja węgla), jako "bezpieczna" przyrodniczo forma użytkowania ziemi i rekultywacji. W takim ujęciu rozwój produkcji drewna poza ekosystemami leśnymi mógłby się okazać najwyższą formą ochrony leśnej przyrody, tzn. naturalnych i "naturalizowanych" ekosystemów leśnych (PRICE i in. 2005).

Również w ochronie przyrody pojawiają się koncepcje, które wychodzą, jak się wydaje, naprzeciw rzeczywistej wielofunkcyjnej gospodarce leśnej (realizującej różne funkcje w różnych miejscach). Pojawiła się gałąź wiedzy *Optimal Conservation Planning* (MARGULES, PRESSEY, 2000), która pozwala maksymalizować efekty ochronne poprzez właściwe wyznaczanie obszarów chronionych i jednocześnie zmniejszać obszary wyłączone z produkcji (ZALEWSKI, 2010). Strategia polega na zwiększeniu ochrony w wybranych obszarach, gdzie najpełniej może być realizowana ochrona różnorodności biologicznej i jednocześnie znosi się ochronę obszarów o niskiej wartości przyrodniczej (MOILANEM i in., 2009). Może to mieć miejsce w przestrzennym planowaniu użytkowania ziemi przy wykorzystaniu modelowania ekologicznego i teorii optymalizacji. Odpowiedzią racjonalną na taką strategię ochrony przyrody powinno być „maksymalizowanie efektów produkcyjnych przez właściwe lokalizowanie obszarów gospodarczych”. Tak powracamy do leśnictwa wielofunkcyjnego, zonalnego, zróżnicowanego w przestrzeni i czasie.

Przy takim podejściu należy wyjaśnić i ponownie zdefiniować termin „użytkowanie” lasu, który niesłusznie rozumie się i sprowadza najczęściej do ... wycinania drzew, tzn. do korzystania z wąskiego zakresu użyteczności materialnej - do pobierania dóbr (pozyskanie

drewna i użytków nieдрzewnych). A przecież – i wszyscy się z tym godzimy - użytkowaniem lasu jest również korzystanie z usług dostarczanych z tytułu funkcji ekologicznych i środowiskowych. Użytkowaniem jest również pozyskiwanie informacji i wiedzy, czerpanie doznań estetycznych i artystycznej inspiracji, użytkowaniem jest odpoczynek i poprawianie zdrowia somatycznego i psychicznego. To wszystko ma wymiar cywilizacyjny, jest elementem kultury, ale również jest spożytkowane w doskonaleniu gospodarki leśnej. Służy temu ochrona zasobów genowych oraz naturalnych procesów ekosystemowych, kształtujących strukturę i dynamikę lasu. Jest to użytkowanie innych wartości. Dlatego użytkowaniem jest również decyzja człowieka-gospodarza o pozostawieniu lasu bez ingerencji gospodarczej, tzn. utrzymywanie i ochrona fragmentu przyrody jako ośrodka życia rządzącego się własnymi prawami. Tak użytkowane są wartości obiektywne (*intrinsic values*), z których człowiek korzysta w swoim współistnieniu i nieustannej koewolucji z przyrodą. Całość dopiero sprawia, że przyroda/las to nie poszczególne oddzielne dobra i niezależne usługi, ale kontinuum wartości, które nie sposób od siebie oddzielić, kategoryzować i niezależnie wyceniać.

W zakreślonych powyżej skrajnych ramach leśnictwa wielofunkcyjnego, tzn. między leśnictwem ekosystemowym a plantacyjnym, mogą się znaleźć wszystkie możliwe modyfikacje, tzn. „modele” gospodarki leśnej, realizujące różne stopnie ochronności i użytkowania i osiągające różne ekologiczne i ekonomiczne cele stosownie do zróżnicowanych przestrzennie i zmiennych w czasie społecznych preferencji.

Las w takim ujęciu stałby się środkiem lub narzędziem do osiągania celów środowiskowych, przyrodniczych, społecznych i ekonomicznych, leśnictwo zaś dziedziną, która tym narzędziem potrafi się posługiwać. Tak rozumiane leśnictwo wielofunkcyjne może stać się motorem rozwoju gospodarczego terenów wiejskich, źródłem aktywności ekonomicznej ludności lokalnej, aktywną formą ochrony przyrody, szerszym otwarciem leśnictwa na potrzeby społeczne oraz ważnym, nowym źródłem inspiracji dla leśnych badań naukowych.

* * *

Świat, Europa, również Polska ma do czynienia z dwoma sprzecznymi zjawiskami: z jednej strony nadchodzi nowa epoka drewna – ekologicznego surowca dobrego na wszystko (patrz: biomasa drzewna jako źródło energii i substytut energochłonnych

materiałów), z drugiej – z rosnącą tęsknotą człowieka za dziką przyrodą i naciskiem na tworzenie nowych obszarów chronionych. Może być to konflikt wyniszczający zarówno „Leśników” jak i „Ekologów”. Ale może być to konflikt pozorny i źródło niebywałego postępu. Pod jednym wszakże warunkiem, że obydwie sfery działalności będą pod jednym zarządem a obok koncepcji lasu wielofunkcyjnego właściwie zostanie odczytana i zastosowania koncepcja **wielofunkcyjnego leśnictwa**. Bo „straty” z tytułu ochrony w jednym miejscu mogą być rekompensowane zwiększonym użytkowaniem w innym; bo podniesienie reżimów ochronnych i zwiększenie obszaru chronionego w jednym miejscu jest możliwe dzięki produkcji i zwiększonemu zatrudnieniu w innym. Taki jest mechanizm równoważenia rozwoju i trwałej ochrony. Taki jest sens leśnictwa wielofunkcyjnego.

Na postawione w tytule pytanie należy odpowiedzieć negatywnie. *Trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej* nie ma, bo nie można jej zadekretować, nawet w ustawie, a jej tworzenie jest ciągle przed nami.

5.2. Lasy jako dobro publiczne. Rekomendacje dla przyszłych działań.

prof. dr hab. Kazimierz Rykowski

Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa

5.2.1. Wstęp

*„Lasy w Polsce stanowią przykład ważnego dobra publicznego”¹. Spróbujmy na wstępie przyjrzeć się bliżej lasom z tego właśnie punktu widzenia. W projekcie POLFOREX mówi się o *dobrach i usługach społecznych oraz środowiskowych*, jako wartościach nie posiadających ceny ustalonej bezpośrednio w procesie wymiany rynkowej. Najważniejszymi korzyściami nierynkowymi dostarczanych przez lasy, wg projektu, są: *rekreacja, zachowanie różnorodności biologicznej, wartość estetyczna, pochłanianie CO₂ oraz regulacja stosunków wodnych*. Nie wyczerpuje to dóbr i usług nierynkowych lasu a ich kolejność wydaje się być przypadkowa. Do wymienionych należałoby dodać szerszą listę usług ekosystemowych (*ecosystem services*). Zawiera je program ONZ pod nazwą *Millenium Ecosystem Assessment* (2004), który wyróżnił cztery grupy usług ekosystemowych: (1) usługi zaopatrzeniowe, (2) usługi regulacyjne, (3) podtrzymywanie procesów ekologicznych, (4) usługi kulturowe. Wszystkie wymienione usługi ekosystemowe odnajdujemy, choć inaczej pogrupowane, w zbiorze funkcji lasów (patrz: rozdz. I): jako funkcje ekologiczne (ochronne) (*stabilizację obiegu wody w przyrodzie, przeciwdziałanie powodziom, lawinom i osuwiskom, ochronę gleb przed erozją i krajobrazu przed stepowaniem, kształtowanie klimatu globalnego i lokalnego, stabilizację składu atmosfery i jej oczyszczanie, tworzenie warunków do zachowania potencjału biologicznego wielkiej liczby gatunków, ekosystemów i wartości genetycznych organizmów a także zapewniające wzbogacanie różnorodności i złożoności krajobrazu, lepsze warunki dla zdrowia i życia ludności oraz produkcji rolniczej*); jako funkcje produkcyjne (gospodarcze) (*zachowanie odnawialności i trwałego użytkowania nieдрzewnych użytków pozyskiwanych z lasu i gospodarki łowieckiej, rozwijanie turystyki kwalifikowanej*), jak również, jako funkcje społeczne (*kształtowanie korzystnych warunków zdrowotnych i rekreacyjnych dla społeczeństwa, wzmocnienie obronności kraju,**

¹ „Las jako dobro publiczne.(...)” opis projektu POLFOREX, 2008; Zasady Hodowli Lasu, §6, 2003;

wspomaganie rozwoju kultury, oświaty i nauki oraz edukacji ekologicznej społeczeństwa). Niektóre z tych usług w ostatnim okresie stają się przedmiotem gry rynkowej, o czym świadczy np. handel emisjami, tzn. sprzedawanie zdolności sekwestracji węgla. Większość z tych funkcji to jednak klasyczne usługi nie urynkowione a gospodarka leśna od dawna czeka na ich ekonomiczną waloryzację. Rekreacja w lasach w obszarach odległych o 30 km od wielkich miast nie jest w tym zbiorze ani najważniejsza z punktu widzenia zarządzania, ani najdroższa z punktu widzenia wartości.

Gospodarka leśna boryka się od dziesięcioleci z dokumentowaniem tzw. efektów zewnętrznych i ma potrzebę odmitologizowania leśnictwa, widzianego ciągle jako wyłącznie producent drewna. Efekty zewnętrzne uderzają w gospodarkę leśną podwójnie: raz jako *efekty zewnętrzne negatywne*, kiedy np. przemysł emitując do atmosfery SO₂, przerzucał skutki swojej działalności i koszty produkcji na lasy, powodując w latach 80. ich zamieranie, i drugi raz, kiedy ponosząc koszty zagospodarowania lasów, leśnictwo nie otrzymuje rekompensat z tytułu funkcji rekreacyjnych, ochronnych, klimatycznych, itp., albo inaczej mówiąc, inne podmioty gospodarcze oraz społeczeństwo jako całość, korzystając z rezultatów gospodarki leśnej nie ponoszą odpowiednich wydatków– *efekty zewnętrzne pozytywne* (dla innych).

Lasy w Polsce są w dominującej większości (ponad 80%) własnością Skarbu Państwa. W odróżnieniu od właściciela prywatnego Skarb Państwa nie może zrzec się prawa własności, ale czy może to prawo ... sprzedać, czyli sprywatyzować dobro publiczne? Jest to dla polskiego leśnictwa najbardziej dramatyczne pytanie ostatnich lat. Kryterium własności, bowiem, nie jest wystarczające dla definiowania dobra publicznego, ponieważ w lasach prywatnych tkwią również dobra publiczne. Lasy prywatne pełnią bowiem, z natury rzeczy, te same funkcje środowiskowe, co lasy Skarbu Państwa (ochrona powietrza, wody, gleby, itp.), chociaż ich dostępność może być limitowana lub silnie ograniczona a decyzje właściciela mogą być sprzeczne z interesem publicznym. Nieuchronnie więc pojawia się konflikt w realizacji zadań publicznych, warunkiem jest bowiem powszechny dostępem i publiczna użyteczność, jako nieodłączne cechy dóbr publicznych.

Charakter publiczny dobra może powstać albo ze względu na jego naturalną właściwość (np. rzeka, wybrzeże morskie, powietrze) albo przez przeznaczenie prawne (np.

droga, most, kanał). Ten podział nawiązuje do wyróżniania dóbr naturalnych i wytworzonych. Pierwsze powstały działaniem sił natury, drugie są wytworem działalności człowieka. W przypadku lasów wyłania się pewien kłopot, ponieważ część lasów jest dziełem natury, inne powstały w wyniku działalności człowieka. W wielu innych przypadkach dóbr publicznych podział ten staje się również coraz bardziej niejasny, wiele bowiem dóbr naturalnych poddawanych jest nieustającej ingerencji (np. regulacja rzek, ochrona czystości wód, ochrona powietrza).

Do dóbr publicznych zaliczane są: drogi, mosty, rzeki, kanały, parki, wały przeciwpowodziowe, latarnie morskie, również policja, obrona narodowa, edukacja publiczna, ochrona zdrowia, straż pożarna, ale również powietrze, woda, i ... piękne widoki. Techniczną definicję dobra publicznego podał Samuelson i do niej najczęściej odwołuje się literatura: dobra publiczne to takie dobra, które są produkowane dla określonych konsumentów, mogą być również użytkowane jednocześnie przez innych bez ponoszenia dodatkowych opłat (SAMUELSON 1954; HOLCOMBE, 1997). Ta formalna definicja używana współcześnie przez ekonomistów nie jest do końca zgodna ze słownikową definicją dobra publicznego, jako dobra społecznego, dostępnego i przeznaczonego dla wszystkich oraz związanego z urzędem lub instytucją nieprywatną.

Czy lasy należą do tej właśnie kategorii (lasy nie są wymieniane w cytowanej literaturze)?

Czyste dobra publiczne odróżniają od dóbr prywatnych dwie cechy:

- a) korzystanie z nich przez jedną osobę nie wyklucza korzystania z nich przez inne osoby,
- b) gdy są one już dostarczane, w praktyce nie ma możliwości wyłączenia kogokolwiek z korzystania z nich, w tym także osób, które nie chcą wносить za to żadnych opłat.

Dobro publiczne wiąże się z ograniczeniem praw własności poszczególnych jednostek do danego obiektu. Własności takiej nie można przekazać komuś innemu ani wyłączyć innych ludzi z korzystania z owego dobra. Są to dwa ważne atrybuty dobra publicznego – niepodzielność i niewyłączalność/niewykluczalność. Trzecim atrybutem jest brak rywalizacji w konsumpcji: korzystanie z dobra publicznego przez jednych nie ogranicza możliwości korzystania z niego przez innych (HOLCOMBE, 1997).

Cechą szczególną dóbr publicznych nie jest to, że są dostarczane przez państwo, ale to, że płynące z nich korzyści nie mogą być ograniczone do jednej osoby, czy jednej grupy

społecznej lub zawodowej. Przynoszą one duże korzyści/pożytki społeczne w porównaniu z pożytkami prywatnymi, co powoduje, że są one społecznie pożądane². Czy lasy, zatem, są dobrem publicznym? Odpowiedź twierdząca w odniesieniu do lasów własności skarbu państwa nie budzi na ogół wątpliwości. Zwłaszcza od kiedy nazwano je w specjalnej ustawie „dziedzictwem narodowym”³, co miało stanowić barierę dla zamiarów reprivatyzacyjnych.

Pełna odpowiedź jednak nie jest łatwa. Zwłaszcza, że do rozważań należy włączyć oprócz kategorii własności, tzn. różnice między własnością prywatną a własnością publiczną/społeczną/ państwową, również cechy komplementarności i substytucyjności. Lasy są w pewnych warunkach dobrami komplementarnymi, np. w relacji do wody. Prawidłowe funkcjonowanie obydwu dóbr i ich wartość wymaga współdziałania: wypoczynek w lesie jest tym cenniejszy im bliżej jest las, a dom w lesie nad jeziorem jest droższy z tytułu położenia. Nie ulega wątpliwości, że wartość rekreacyjna lasu wzrasta w kontakcie z wodą i *vice versa*. Okazuje się, że wartości estetyczne lasu mogą również znaleźć wymiar rynkowy: domy usytuowane w pobliżu lasu lub z widokiem na las, są o ok. 5% droższe niż podobne domy w innej okolicy TYRVÄINEN, L., and H. VÄÄNÄNEN (1998).

Niektóre funkcje lasu mogą być zastąpione przez inne dobra. Na przykład produkcja drewna nie musi odbywać się w lesie, ale w specjalnych plantacjach, które mogą produkować więcej drewna i w krótszym terminie. Również pewne funkcje środowiskowe lasu mogą być realizowane przez inne dobra, jak zadrzewienia, czy plantacje, które również chronią glebę, zatrzymują wiatr, zanieczyszczenia, mogą chronić biologiczną różnorodność. Tak więc las wchodzi w relacje z innymi dobrami jako dobro substytucyjne i wówczas następuje wyłączenie z konsumpcji, czyli utrata właściwości dobra publicznego. Las w obwodzie łowiecki staje się w części dobrem klubowym, a las na terenie poligonu jest wyłączony z innego użytkowania (np. zbioru użytków niedrzewnych). Czyste dobra publiczne, jak obrona narodowa czy edukacja publiczna, takiemu wyłączeniu nie podlegają (HOLCOMB, 1997).

² Pożytki prywatne np. z lasów mają charakter ambiwalentny: poprawna przyrodniczo, tzn. nie rabunkowa gospodarka leśna nie jest zajęciem przynoszącym duże dochody (do 1,5% stopy zwrotu nakładów). „*Leśnictwo respektujące prawa przyrody nie jest lukratywne i nie przynosi bogactwa* „ (Aldo Leopold). Podobnie: Żylicz (2005).

³ Ustawa z dnia 6 lipca 2001 r. zalicza lasy państwowe do strategicznych zasobów naturalnych kraju i nakazuje zachowanie ich narodowego charakteru. Własność zasobów należących do państwa, a ściślej do Skarbu Państwa, jest własnością publiczną.

Przyjrzyjmy się klasycznemu podziałowi dóbr z uwagi na dwie cechy ważne dla definicji dobra publicznego (SAMUELSON, 1958; HOLCOMB, 1997): wyłączenia z konsumpcji i konkurencyjności w konsumpcji (Tabela 5.2.1.).

Tabela 5.2.1.

Klasyczny podział dóbr	Możliwość wyłączenia z konsumpcji	
	TAK	NIE
Konkurencyjność w konsumpcji	<u>dobra prywatne:</u> TAK <u>żywność</u> , <u>ubrania</u> , <u>komputery</u>	<u>wspólne zasoby:</u> środowisko naturalne, LASY (?)
	<u>dobra klubowe:</u> NIE szkoły prywatne, <u>teatry</u> , <u>kina</u> , kluby	<u>dobra publiczne:</u> obrona narodowa, <u>policja</u> , <u>straż pożarna</u> , edukacja publiczna, sieć drogowa

Las poddaje się także konkurencyjności w konsumpcji. O korzystanie/użytkowanie lasu konkurują drzewiarze, ochrona przyrody, instytucje zajmujące się rekreacją i wypoczynkiem, kluby łowieckie, instytucje obrony narodowej i organizacje militarne, ostatnio również energetyka. Inaczej mówiąc, zachowuje się podobnie jak środowisko naturalne. Atrybuty dobra publicznego w przypadku lasów, ich substytucyjność, komplementarność i wykluczalność, nie są, jak wynika z powyższych uwag, tak oczywiste. Lasy nie zawsze i nie wszędzie spełniają wszystkie warunki, które powinny spełniać dobra publiczne. Zwłaszcza w odniesieniu do niektórych dóbr/usług/funkcji publicznych. Czy nie byłoby bardziej zasadne zaliczenie lasów zamiast do *dobra publicznego* do wspólnych *zasobów*, podobnie jak *środowisko naturalne*?

5.2.2. Ochrona przyrody w lasach jako dobro publiczne/wspólne

Kluczowym elementem dobra wspólnego w lasach jest dzika przyroda i jej ochrona oraz to, co nazywa się *naturalnością*⁴. Cechy te odgrywają zasadniczą rolę w kształtowaniu

⁴ Istnieje wiele definicji tego pojęcia. Rozumienie słownikowe: naturalny - właściwy naturze, przyrodzie, zgodny z jej prawami; powstały bez udziału człowieka; przeciwieństwo sztuczności.

wielu funkcji/wartości/dóbr i usług nie u rynkowionych, w tym usług rekreacyjnych. Od wejścia w życie Konwencji o Różnorodności Biologicznej (1992) nastąpiło utożsamienie ochrony przyrody z ochroną różnorodności biologicznej. Powstały nowe instytucje, organizacje, programy i strategie ochrony. Ochrona różnorodności biologicznej poszerzyła pole aktywności niedawnej ochrony przyrody i stała się ważną siłą społeczną, ekonomiczną, również polityczną. Rola gospodarki leśnej w tym obszarze została zredukowana i nabrała ambiwalentnego charakteru.

Formy ochrony przyrody w lasach spychają gospodarkę leśną na pozostałe, coraz wyraźniej wyznaczane przez nie-leśników, obszary. Z pewnością czyni to sieć NATURA 2000. Siłą faktów dokonanych gospodarka leśna staje się na coraz większych obszarach ubezwłasnowolniona przez jednostronne działania administracji państwowej, powołanej dla ochrony środowiska (Dyrekcja Generalna i Dyrekcje Regionalne Ochrony Środowiska). I siłą rzeczy zaczyna dzielić się coraz wyraźniej na „ochronną” i „produkcyjną” a granice wyznaczają często miłośnicy wybranych, pojedynczych gatunków roślin i zwierząt. Dzieje się tak wbrew powtarzanym w środowisku leśników zasadom równoważenia gospodarki, wbrew hasłu „ochrona przez użytkowanie”, na przekór przyjętym pro-ekologicznym kierunkom, koncepcjom, teoriom i polityce.

Gospodarka leśna nie przeciwstawiła się tym tendencjom własną, skuteczną strategią. Jedyną odpowiedzią jest odsyłanie do szlachetnych w zamiarach dokumentów i regulacji (ustawa o lasach, Polityka Leśna Państwa, Zarządzenia nr 11, itp.). Gdzie podziały się „Programy Ochrony Przyrody w Nadleśnictwie” czy „Leśne Kompleksy Promocyjne”, które miały pokazać nową gospodarkę leśną, łączącą produkcję drewna z ochroną przyrody? Trudno było znaleźć dla takiej koncepcji społeczne poparcie, o czym świadczył brak zainteresowania środowisk pozaleśnych Regionalnymi Programami Polityki Leśnej Państwa. Jakie efekty w obszarze konfliktu „leśnicy-ochroniarze” przyniosło ustawowe zrównanie ważności wszystkich funkcji lasu? Jakie skutki odniosła promocja „pro-ekologicznej” lub „pro-środowiskowej” gospodarki leśnej i jakie zadania względem „ekologii” i „środowiska” spełnia? Wielkoobszarowa ochrona przyrody nie zaistniała, jako idea wywodząca się z reformowanej gospodarki leśnej i trudno wskazać jej praktyczne implikacje. Uzasadnienie takiej formy ochrony nie znalazło zrozumienia w kręgach przyrodników. Jak wiemy, zgodnie z deklaracją zaakceptowaną przez Sejm i Konstytucję o trwałym i zrównoważonym rozwój kraju, pro-środowiskowo mają postępować wszystkie resorty. Co z tego, że chyba tylko leśnicy potraktowali ten zapis poważnie.

Niewielu chyba pozostało leśników, którzy wierzą w dostrzeżenie i uznanie przez adwersarzy i partnerów społecznych, deklarowanych i częściowo przecież wprowadzanych od kilkunastu lat do gospodarki leśnej, proekologicznych zasad gospodarowania, które w porównaniu do leśnictwa surowcowego, rzeczywiście chronią przyrodę w lasach. Czy przyczyną nieskuteczności działań leśnictwa nie jest przyjęta strategia „wszystkiego po trochu i po trochu o wszystkim” tzn. strategia godzenia na każdym kawałku lasu wszystkich jego funkcji?

5.2.3. Podsumowanie

Co wynika dla gospodarki leśnej z faktu, że lasy są dobrem publicznym/wspólnym? Czy gospodarka leśna w Polsce w dostatecznym stopniu to respektuje? Czy wynikające stąd określone wymagania, które powinny spełniać systemy zagospodarowania lasów oraz zasady i reżimy planistyczno-nadzorcze, są przez zarządcę przestrzegane? Jaki wpływ ma opinia społeczna na sposoby zagospodarowania lasów, jako dobra publicznego? Czy taki wpływ powinien mieć miejsce i jak powinien być wywierany? Odpowiedzi na te i podobne pytania należałoby szukać w dokumentach regulujących gospodarkę leśną na poziomie operacyjnym, a więc w Instrukcji Urządzania Lasu, Zasadach Hodowli Lasu i Instrukcji Ochrony Lasu⁵.

Nowe podejście charakteryzuje się otwarciem na wartości przyrodnicze i społeczne lasu oraz takim postępowaniem na poziomie operacyjnym w zakresie urządzania, hodowli, użytkowania i ochrony lasu, które respektuje bogactwo przyrody i ekologiczne reguły leśnej produkcji. Na tym gruncie wyrosły koncepcje „leśnictwa zbliżonego do natury”, „półnaturalnej hodowli lasu”, „ekologizacji leśnictwa”, i inne podobne. Dobrym kryterium ekologicznej poprawności gospodarki leśnej i realizacji nowego podejścia jest stosunek urządzania, hodowli i ochrony lasu do leśnej różnorodności biologicznej.

Jakkolwiek czytelne są wysiłki wprowadzenia nowych treści do wymienionych dokumentów (dokumenty są napisane z dużą troską o poprawność formułowania treści

⁵ Ponieważ w 2009 podjęto w Lasach Państwowych kolejną nowelizację wymienionych dokumentów, analizę oparto o dokumenty znowelizowane w 2003. Wątpliwość budzi doraźność nowelizacji i jakość prac nad nowym kształtem podstawowych dokumentów operacyjnych, skoro nie przetrwały one nawet 10 lat, tzn. jednego cyklu urzędzeniowego. Bieżące dostosowywanie głównych zasad gospodarki leśnej, których cechą powinna być względna trwałość, do pojawiających się zmian np. w regulacjach UE czy poglądach na ochronę przyrody, nie służy budowie „trwale zrównoważonej gospodarki”. Zarówno poprzednia nowelizacja, jak i obecnie trwająca są przedwczesne w stosunku do stanu nie ugruntowanej wiedzy.

ekologicznych: są wypełnione terminologią wywodzącą się z takich pojęć jak „procesy naturalne”, „naturalność”, „ekosystem”, „równowaga”, „trwałość”, „stabilność” itp.), to w warstwie praktycznej w dużej mierze pozostają na gruncie poprzednich uregulowań. Dokumenty w wielu fragmentach prezentują wewnętrzne rozdzielenie – jednym nurtem idą deklaracje i ekologiczna retoryka, drugim – postanowienia regulujące działania praktyczne. W niewielu obszarach te dwa nurty pokrywają się. Widoczna jest zwłaszcza sprzeczność między deklarowaną teoretycznie promocją różnorodności biologicznej a realizowaną w praktyce selekcją. Najwyraźniej widać to w przypadku gospodarki nasiennej oraz pielęgnacji lasu. Próba godzenia tych eliminujących się wzajemnie dążeń, podyktowana względami „ideologicznymi”, nie jest udana.

Między Instrukcją Urządzania Lasu, Zasadami Hodowli Lasu i Instrukcją Ochrony Lasu rysuje się niespójność, niekiedy w zasadniczych pojęciach (jak wyróżnianie funkcji lasu : rezerwatowe, naturalne, kształtowane, biotyczne, ochronne, produkcyjne, reprodukcyjne, pozaprodukcyjne) i ważnych kategoriach i podziałach (jak podział lasów na grupy: lasy chronione, ochronne, gospodarcze, produkcyjne). Stosowane kategorie i podziały są nierozdzielne, w każdym dokumencie inne, częściowo tylko pokrywają się merytorycznie (jakkolwiek inaczej nazywają...). Przy braku wspólnych kryteriów i jasnych celów stosowanych podziałów i proponowanych działań trudno jest w chwili obecnej zaproponować satysfakcjonującą harmonizację analizowanych dokumentów.

Należałoby je podporządkować jednej, jasno sformułowanej idei gospodarki leśnej przyszłości, w której byłoby miejsce na rozwijanie wszystkich funkcji lasu, tzn. na cały zakres zróżnicowanego podejścia do lasu, jako obiektu gospodarowania: od wzmożonej produkcji drewna po ścisłą ochronę ekosystemów leśnych. Możliwą opcją takiego postępowania jest rozdzielenie w przestrzeni i czasie funkcji lasu, czyli regionalizacja gospodarczo-społeczna leśnictwa. Regionalizacja mogłaby lepiej ukierunkować i wyznaczyć wspólne dla urządzania, hodowli i ochrony lasu kierunki i cele, jak również odpowiednio je zróżnicować - stosownie do wyznaczonych zadań gospodarczych i społecznych oczekiwań.

5.2.4. Rekomendacje

Do sformułowania szeregu rekomendacji dla przyszłych działań doskonalących gospodarkę leśną, posłużyła analiza stanu realizacji ustawy o lasach, Polityki Leśnej Państwa,

dokumentów techniczno-gospodarczych z 2003 roku w postaci Instrukcji Urządzania Lasu, Zasad Hodowli Lasu i Instrukcji Ochrony Lasu. W rekomendacjach uwzględniono również wnioski konferencji na temat turystyki w lasach, która odbyła się w Rogowie 8-9 grudnia 2009.

1. Doskonalenie prawa i polityki leśnej poprzez:

- nowelizację *Ustawy o Lasach*, (a w zasadzie napisanie nowej ustawy...);
- aktualizację *Polityki Leśnej Państwa*;
- utworzenie *Narodowego Programu Leśnego*.

Dokumenty te powinny określić wizję polskiego leśnictwa oraz wyznaczyć misję PGL LP, w tym:

- zdefiniować: „*leśnictwo wielofunkcyjne*”;
- gospodarką leśną objąć: „*drzewa poza lasem*” (zadrzewienia) oraz „*inne tereny zalesione*” (plantacje) (zgodnie z definicjami FAO);
- usankcjonować powołanie *sieci lasów referencyjnych*.

2. Powołanie zespołu ds. regionalizacji funkcji lasu (lub regionalizacji gospodarczo-społecznej leśnictwa), który określiłby przyszłe kierunki zmian w gospodarce leśnej oraz zadania ochrony przyrody w lasach przy uwzględnieniu różnic gospodarczo-społecznych w obrębie istniejących podziałów przyrodniczo-leśnych (regionalizacji przyrodniczo-leśnej). Oznaczałoby to konieczność odmiennego podejścia do obszarów leśnych o odmiennych funkcjach i określania właściwych dla nich zadań według odpowiednio dostosowanych zasad hodowli, urządzania, ochrony i użytkowania lasu.

3. Stosownie do zapisów prawa i polityki leśnej oraz Narodowego Programu Leśnego, należałoby przystąpić do nowelizowania (lub napisania od nowa) instrukcji i zasad z zakresu urządzania, hodowli, ochrony i użytkowania lasu, drzew poza lasem i innych terenów zalesionych. Przy czym, za tworzenie i nowelizację dokumentów techniczno-gospodarczych powinna odpowiadać i powoływać odpowiednie zespoły, instytucja nadzorująca gospodarkę leśną, nie zaś instytucja, która ma według tych zasad i instrukcji postępować i je realizować (pisanie regulacji dla samych siebie nie mobilizuje do zmian i do poszukiwania lepszych rozwiązań...).

Wytocznymi dla nowych dokumentów operacyjnych mogłyby być następujące poglądy i opinie:

(1) Różnorodność biologiczna (lub raczej biotyczna) w lasach powinna być traktowana przez gospodarkę leśną jako cecha ekosystemów leśnych, warunkująca ich trwałość i zdolność do ewolucji i przystosowywania się w zmieniającym się środowisku. Powinna stanowić narzędzie zarządzania, hodowli i ochrony w dążeniu do trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów oraz jako główny przedmiot i *modus operandi* leśnictwa wielofunkcyjnego. Powinna być interpretowana jako złożoność struktury lasu (struktura pul genowych, struktura gatunkowa, struktura siedliskowa, wiekowa, wysokościowa, faz rozwojowych, itp.), oraz ważny element struktury krajobrazu, na którą gospodarka leśna ma wpływ i którą, w pewnych granicach, może w sposób celowy kształtować.

W różnorodności biologicznej lasów tkwią ich główne wartości publiczne.

(2) Gospodarka leśna potrzebuje integracji dwóch systemów opisujących las: opisu drzewostanu i opisu ekosystemu. W dorobku leśnictwa istnieje dobry opis drzewostanu – potrzebna jest natomiast parametryzacja ekosystemu leśnego. Żaden z dotychczas nowelizowanych dokumentów nie zajął się ekosystemem leśnym jako przedmiotem gospodarowania. Postulatem pod adresem przyszłej nowelizacji powinna być harmonizacja Zasad Hodowli Lasu i Instrukcji Ochrony Lasu z Instrukcją Urządzania Lasu.

(3) Główne narzędzie oddziaływania hodowli lasu na ekosystemy leśne na poziomie operacyjnym, tzn. Gospodarczy Typ Drzewostanu (GTD), nie zmienił się w istocie od pół wieku. GTD decyduje o składach gatunkowych upraw, strukturze gatunkowej drzewostanów, o zabiegach pielęgnacyjnych, o zgodności biocenozy z biotopem. GTD zachowuje swój pierwotny, surowcowy charakter i nie obserwuje się stosownej ewolucji tego pojęcia. Może to również wynikać z niejasnych kryteriów zgodności składów gatunkowych z siedliskiem.

Należy pilnie podjąć wysiłki w kierunku weryfikacji koncepcji Gospodarczych Typów Drzewostanów zgodnie z najnowszą wiedzą i współczesnymi poglądami na gospodarkę leśną.

(4) Podział na ostępy, jaki obowiązuje w polskim leśnictwie, pochodzi z dominującej do niedawna, zrębowej gospodarki leśnej, a schematyzm „*ładu przestrzennego*”, na którym miała się opierać stabilność drzewostanów, w ścisłym powiązaniu z *ładem czasowym*, wywodzi się z modelu „lasu normalnego”, tzn. z leśnictwa surowcowego.

W gospodarce leśnej zbliżonej do natury trwałość lasu powinna być budowana w oparciu o płatowo-mozaikową strukturę przestrzenną, która w podziałach przestrzennych uwzględniałaby granice naturalne.

(5) Według regulacji z 2003 r. wieki rębności można zmieniać bez wiedzy ministra odpowiedzialnego za lasy oraz bez opinii środowiska z zewnątrz Lasów Państwowych, a wnioskujący (KTG), zatwierdzający (DGLP) oraz opiniujący (ZOL), reprezentują tę samą instytucję. Jest to rozwiązanie nie sprzyjające realizacji przez LP otwartej na społeczeństwo polityki leśnej. Rozwiązanie to może być podstawą decyzji sprzecznych z zasadami ochrony leśnej różnorodności biologicznej lub niezgodnych z interesem dobra publicznego.

(6) Obowiązujące regulacje oddają autorom planów urządzania lasu prawo podejmowania ważnych decyzji i przypisują bardzo wiele kompetencji z różnych dziedzin leśnictwa: ochrony lasu, hodowli, ekonomiki, planowania itp. Podczas gdy zadania wymienione w Instrukcji urządzania wymagają pogłębionych studiów z wielu dyscyplin, znajomości lokalnych warunków i wiedzy o zaszczościach historycznych. Różnorodność specjalizacji i zakres potrzebnej wiedzy przyrodniczej, ekonomicznej, społecznej, planistycznej i innej, potrzebnej do sporządzenia planu gospodarowania przyrodą, zwiększa się w miarę zwiększania się i poszerzania funkcji lasu. Praca drużyn urzędzeniowych w obecnym systemie oraz ich przygotowanie merytoryczne nie gwarantuje poprawności formułowania odpowiedzialnych zapisów w planie, który ma być podstawą *trwale zrównoważonej gospodarki leśnej* i zaspokajać społeczne zapotrzebowanie na dobra i usługi publiczne.

(7) Planowanie prac na kolejne dziesięciolecia oparte jest o tzw. aktualizację, która dotyczy aktualizacji granic, powierzchni lasów ochronnych, lasów chronionych, granic grup rodzajów powierzchni w taksacji, oceny stopnia zgodności orientacyjnych składów gatunkowych upraw, itp. Jest to sposób postępowania polegający na porównaniu stanu obecnego z zapisami lub ustaleniami poprzedniego planu urządzania lasu. Takie postępowanie nie koryguje błędów, które mogłyby powstać na początku procedury korzystania z ustaleń poprzedniego planu urządzania lasu i które są powielane w kolejnych rewizjach. Strategia porównywania zapisów w ekspirujących operatach ze stanem aktualnym utrudnia doskonalenie procesu samego wyboru i kryteriów klasyfikacji.

(8) Istnieje potrzeba doskonalenia klasyfikacji hodowlanej upraw i związania jej ze sposobami odnowienia (odnowienie sztuczne, odnowienie naturalne, z siewu, z sadzenia, kombinowane). Rzeczywistą wartość hodowlaną drzewostanu można ocenić znacznie później niż w wieku 5 lat, kiedy następuje definitywne uznawanie upraw. Formowanie się drzewostanu, zwłaszcza z odnowienia naturalnego, trwa znacznie dłużej a stopień pokrycia upraw poniżej 50%, który kwalifikuje uprawy jako przepadłe i zalicza do halizn, jest błędem i nie odzwierciedla tezy o promocyjnym traktowaniu odnowień naturalnych.

(9) Niezwykle ważną rolę w kształtowaniu polskiej gospodarki leśnej na poziomie operacyjnym odgrywają Komisje Techniczno-Gospodarcze. Mają one stanowić forum, gdzie gospodarka leśna kontaktuje się ze społeczeństwem (samorządy, stowarzyszenia, organizacje pozarządowe, zainteresowana ludność lokalna) a jego przedstawiciele spełniają funkcje społecznego nadzoru. Brak jest określenia roli partnerów społecznych, którzy mają świadczyć o tym, że prowadzona gospodarka leśna realizuje naczelną zasadę zarządzania lasami publicznymi w imieniu właściciela, tzn. skarbu państwa (czytaj: społeczeństwa). Możliwość społecznego uczestnictwa w kształtowaniu planu urządzenia lasu poprzez wykładanie gotowego planu w nadleśnictwie do wglądu, jest niewystarczająca i nie wyczerpuje potrzeb społecznego nadzoru. Należy stworzyć mechanizmy aktywnego uczestnictwa we wszystkich fazach tworzenia planu urządzenia lasu w nadleśnictwie poprzez wyznaczenie ról wszystkim użytkownikom lasu i innym przedstawicielom społeczeństwa (np. koreferaty na I i II KTG, dotyczące analizy przeszłej gospodarki oraz zamierzeń w okresie rewizji planu urządzenia).

(10) Trudno dostrzec różnice w postępowaniu gospodarczym w lasach ochronnych i w lasach gospodarczych. Nie rozstrzyga tego stwierdzenie, że *„zagospodarowanie lasów ochronnych prowadzi się pod kątem utrzymania ich wielofunkcyjnej roli ze szczególnym uwzględnieniem funkcji, dla których lasy zostały uznane za ochronne”*, gdyż przy zagospodarowywaniu lasów gospodarczych również gospodarka leśna kieruje się ich wielofunkcyjnością a *„wzmaga się szczególnie te funkcje, które dla danego obszaru zostały uznane za wiodące”*. Modyfikacje zasad postępowania w lasach ochronnych przyjętych dla lasów gospodarczych, nie stanowią specyfiki tych lasów, ponieważ stosuje się je również w innych sytuacjach i zależą wyłącznie od decyzji gospodarza. Sposoby zagospodarowania obydwu grup lasów wynikają z tych samych zasad. Lasy ochronne nie mają specjalnego statusu prawnego i obecnie nie ma potrzeby ich wydzielania, ponieważ, w myśl Polityki

Leśnej Państwa wszystkie lasy gospodarcze są lasami ochronnymi. W obecnym stanie rzeczy nic nie upoważnia do dalszego stosowania podziału lasów na dwie grupy.

(11) Regionalizacja przyrodniczo-leśna, na którą powołuje się wiele wydań Zasad Hodowli Lasu, myli „teorię poliklimaksu” z „teorią monoklimaksu”. Może to być źródłem istotnych różnic w pojmowaniu składów gatunkowych ustalanych na podstawie hipotetycznych stadiów końcowych sukcesji: albo ustala się sztywne ramy monoklimaksu i dąży do zgodności biocenozy z biotopem, albo dopuszcza się możliwości różnych rozwiązań w tych samych warunkach.

Dla gospodarki leśnej są to kluczowe pojęcia i punkt wyjścia do wielu regulacji i zasad. Jak chociażby te, które ukierunkowują składy Gospodarczych Typów Drzewostanów (GTD), na koncepcji których wspiera się cała praktyczna hodowla lasu. Główna teza koncepcji hodowli lasu oparta na roślinności potencjalnej i zgodności biocenozy z biotopem oraz Gospodarczych Typach Drzewostanów w świetle teorii poliklimaksu wymagałaby gruntownej weryfikacji.

(12) Kierunek selekcyjny w gospodarce leśnej w obecnym kształcie nie znajduje dalszego uzasadnienia: albo należałoby stworzyć nurt leśnictwa plantacyjnego, albo jej zaprzestać. Surowcowe kryteria selekcji (1988) nie odpowiadają współczesnym celom leśnictwa *zbliżonego do natury*.

Sztuczne selekcjonowanie pul genowych ma miejsce nie tylko w fazie wyboru „najlepszych” drzew i drzewostanów, jako bazy nasiennej, ale w różnej postaci trwa przez cały okres kształtowania lasu w miarę jego wzrostu, przybierając formy zabiegów hodowlanych. Redukcją różnorodności jest klasyfikacja jakości nasion i jakości sadzonek w szkółkach, sztuczną selekcją („negatywną”) są czyszczenia wczesne, i czyszczenia późne (typowanie „najlepszych drzew”). Procedury selekcyjne trwają przy wyborze drzew dorodnych, są kontynuowane a selekcja pogłębianą w trzebieżach wczesnych i trzebieżach późnych, doprowadzając wyselekcjonowane drzewa do wieku rębności. To w tym wieku selekcjonowane są i ustanawiane gospodarcze drzewostany nasienne, jako źródło nasion dla następnej generacji drzewostanów. Historia następnych gospodarczych drzewostanów nasiennych może składać się z takich właśnie, kolejnych etapów głębokiej, sztucznej, jednostronnej selekcji fenotypowej, ograniczającej pulę genotypów. Jest to droga na której może nasilać się genetyczna homogeniczność i kumulować w przyszłości ryzyko hodowlane wobec istniejących i nieznanych jeszcze zagrożeń (np. nieznane skutki zmian klimatycznych).

Skutki funkcjonującego od dawna systemu selekcji mogą być pogłębione efektem regionalizacji nasiennej, która stawia administracyjne bariery dla wymiany pul genowych i ogranicza szansę zwiększania heterogeniczności hodowanych populacji.

Wybór różnorodności biologicznej a nie selekcji, jako strategii gospodarki nasiennej, powinien uwzględniać i chronić wszystkie najstarsze genotypy niezależnie od zdrowotności, technicznej jakości drzewostanu, produktywności, otoczenia i zajmowanego obszaru.

W świetle deklarowanej hodowli półnaturalnej lub hodowli opartej na wzorcach naturalnych, w związku z deklarowanym popieraniem naturalnych odnowień, zachowaniem całej leśnej różnorodności i zmienności genetycznej, w świetle deklarowanego zbliżania gospodarki leśnej do natury, należałoby zweryfikować cele, zmodyfikować metody i znaleźć sposoby zastosowania dotychczasowych osiągnięć „Programu zachowania leśnych zasobów genowych i hodowli selekcyjnej drzew leśnych w Polsce na lata 1991-2010” (np. w postaci leśnictwa plantacyjnego).

(13) Nie mamy dostatecznego rozpoznania co do zakresu zmienności dziko żyjących gatunków, wiemy natomiast, że genetycznie ujednolicone populacje są kruche i ulegają licznym klęskom. Należy zachować możliwie całe pule genowe, możliwie wszystkich dzikich gatunków, nie tylko aktualnie użytkowanych gospodarczo. Taka jest strategia ochrony różnorodności biologicznej w lasach. Znaczenie różnorodności nie zawiera się jedynie w potencjalnych, a nie rozpoznanych dotychczas, możliwościach użytkowania przyrody przez przyszłe pokolenia, ale przede wszystkim w naturalnych możliwościach przystosowawczych gatunków o nie zawężonej sztuczną selekcją puli genowej i wzbogacaniu mechanizmów przetrwania – różnorodność (na różnych poziomach) lasów dzisiaj - zadecyduje o ich trwałości jutro.

Wartość dzisiaj wyselekcjonowanych ekotypów i testowanie ich potomstw, przy niewielkiej odziedziczalności cech, które stanowiły kryteria selekcji, w perspektywie długowiecznego życia drzew, nieznanymi zagrożeniami i zmiennością środowiska, jest dla hodowli lasu iluzoryczna, dla ochrony lasu zaś, może okazać się szkodliwa.

Dalekosiężne skutki sztucznej selekcji i redukcji puli genowej są trudne do przewidzenia. Dużym ryzykiem jest podejmowanie decyzji hodowlanych, istotnych dla dziesiątków czy setek lat życia drzew, na podstawie obserwacji czy wyników uzyskanych w krótkich okresach selekcji drzew i drzewostanów oraz testowania ich potomstw. Nawet testy kilkudziesięcioletnie nie obejmują całego życia drzew, a tym bardziej życia ich potomstwa.

Wobec długowieczności drzew leśnych i zmienności środowiska, wszystkie decyzje podejmowane na podstawie badań selekcyjnych są obarczone dużym ryzykiem.

(14) Wzajemnie stymulujące się działy współczesnej gospodarki leśnej – nasiennictwo i szkółkarstwo, w dużym stopniu narzucają całemu leśnictwu sposoby postępowania. Należy mieć świadomość, że działy te preferują sztuczne odnowienie lasu i gromadzą główne koszty zagospodarowania i najważniejsze inwestycje. Działy te wymuszają dalsze, również kosztochłonne, operacje i zabiegi w hodowli i w ochronie lasu na kolejnych etapach rozwoju drzewostanów. W kontekście ochrony różnorodności biologicznej, przyjęty kierunek mija się ze wskazaniami polityki leśnej, jak również nie jest spójny z deklaracjami, zawartymi w dokumentach operacyjnych (Zasady Hodowli Lasu (2003).

Rysuje się wewnętrzne pęknięcie gospodarki leśnej: z jednej strony ponosi się duży wysiłek inwestycyjny związany z selekcją, utrzymuje rozbudowany system baz nasiennych, sieć wyposażenia technicznego, laboratoria i stacje oceny nasion, oraz rozbudowuje sztuczne szkółkarstwo, z drugiej – deklaruje promocję odnowień naturalnych, uznając je za „*główną metodę reprodukcji w lasach*” i przekonuje o „*zbliżaniu gospodarki do natury*” w oparciu o „*naturalne wzorce*”.

Nie jest celem takiej opinii wykazanie wyższości jednego kierunku nad drugim, bo obydwa – selekcyjny i ekosystemowy - są równie uprawnione. Celem jest wykazanie braku konsekwencji, oraz zwrócenie uwagi na potrzebę harmonizacji obydwu podejść, z których każde jest słuszne, jednakże dla osiągnięcia różnych celów w ramach zróżnicowanego w przestrzeni i w czasie leśnictwa wielofunkcyjnego.

(15) Kierunek selekcyjny i wysokie technologie szkółkarskie uzasadniają zalecenie Zasad Hodowli stosowania *materiału sadzeniowego najlepszej jakości*. Koszty produkcji narzucają potrzebę redukcji liczby sadzonek na jednostkę powierzchni upraw. Pojawiły się zalecenia prawie dwukrotnej redukcji liczby sadzonek w porównaniu do stanu sprzed 2003 roku (już po opublikowaniu ZHL zwiększono normy sadzenia...) oraz możliwości dalszej redukcji liczby sadzonek na ha o 30% lub 40%. Dla sosny może to oznaczać zakładanie upraw w ilości 5-6 tysięcy sadzonek na ha. Jest to jedna trzecia liczby z której powstały sadzone lasy współczesne (15-18 tys/ha) oraz ok. 50 razy mniej niż przy odnowieniu naturalnym w wieku uprawy. W odnowieniach naturalnych liczba siewek może wynosić 300-400 tys. sztuk/ha i z takiej populacji następuje naturalna selekcja drzew do 300-400 sztuk/ha w wieku 100 lat. Przy 5-6 tysiącach sadzonek/ha nie ma już „miejsca” na straty z tytułu

występowania szeliniaka, zwójek, osutki, zwierzyny i wielu jeszcze innych biotycznych i abiotycznych czynników szkodliwych. Tym samym, nie ma już miejsca na selekcję naturalną. W takiej sytuacji wszystkie sadzonki należy otoczyć szczególną opieką a szkodliwe owady i grzyby - zwalczać. W ten sposób nie tworzy się lasu na wzorcach naturalnych - tak rodzi się quasi-plantacja. Takie postępowanie ma niewiele wspólnego z rozpraszaniem ryzyka – dokładnie odwrotnie. Takie postępowanie kumuluje ryzyko i nie wykorzystuje szansy na zmniejszenie kosztów. A są to już ostatnie, niewykorzystane rezerwy gospodarki leśnej w poszukiwaniu niskonakładowych technologii zagospodarowania.

(16) Gospodarka leśna i gospodarka łowiecka w lasach zarządzane są przez dwie różne, niespójne ze sobą, ustawy. Stwarzało to sytuację podwójnego gospodarza w odniesieniu do zwierzyny łownej i przyczyniło się do wygenerowania jednego z najważniejszych problemów hodowli i ochrony lasu w Polsce. Podstawowa wada trwającego od dziesiątków lat *status quo*, to brak koncepcji hodowli lasu, umożliwiającej koegzystencję dwóch komponentów tego samego ekosystemu: drzewostanu i zwierzyny. Chodzi tu z jednej strony o sprawdzalne i wiarygodne metody inwentaryzacji zwierzyny, z drugiej o ekosystemowe zagospodarowanie lasu, a zwłaszcza o zakładanie upraw (o skład gatunkowy, sposób i formę zmieszania, ilość i jakość sadzonek, sposób zakładania (sadzenie/siew), techniki pielęgnacji i ochrony, itp.).

(17) Mimo deklaracji oparcia hodowli lasu o „wzorce naturalne” i „wykorzystywanie współczesnych procesów naturalnych inspirowanych przez samą przyrodę” nie istnieje w Polsce sieć powierzchni wzorcowych. W tej sytuacji ważne znaczenie dla ochrony różnorodności biologicznej w lasach miała inicjatywa ustanowienia sieci lasów referencyjnych (wzorcowych, zachowawczych, modelowych, obszarów lasu nietykalnego, itp.), pozostawionych bez ingerencji gospodarczej, jako nowej kategorii obiektów ochrony przyrody, zarządzanych przez Lasy Państwowe. Chodziło o reprezentatywne dla zmienności lasów w Polsce obszary, na których będzie następować ewolucja zbiorowisk leśnych w sposób nie zakłócony działalnością gospodarczą, tzn. obszary na których powstawać będą lasy „wtórnie naturalne”. Wiedza o naturalnych tendencjach dynamicznych, zachodzących w zbiorowiskach leśnych, jest niezbędna zarówno współczesnej gospodarce leśnej, jak i współczesnej ochronie przyrody. Zwłaszcza wobec czekających nas nieznanych kierunków i skutków zmian klimatycznych.

Brakuje nam wiedzy o tym, jaki będzie las przyszłości i trudno będzie taką wiedzę osiągnąć bez obserwacji procesów naturalnych. Dlatego potrzebne są w lesie enklawy swobody dla procesów lasotwórczych. To one powinny udzielać referencji dla działań gospodarczych, nie po to, żeby je naśladować, ale po to, żeby nie działać wbrew naturalnym tendencjom rozwojowym tzn. nie przeciwstawiać się przyrodzie, nie narażać na koszty naprawy i nie popełniać błędów. Tu spotkałyby się interesy gospodarki leśnej i interesy ochrony przyrody. Lasy referencyjne prezentowałyby ponadto ważne wartości dydaktyczne, edukacyjne, naukowe i turystyczne.

(18) Żaden z ważnych dokumentów regulujących gospodarkę leśną w Polsce nie zawiera regulacji czy zarysu strategii wobec głównych wyzwań współczesności: zmian klimatycznych, znanego w Polsce i Europie zjawiska wzrostu zapasów i zwiększonego tempa przyrostu drzewostanów, eutrofizacji siedlisk, wzrostu zużycia drewna, wzrostu powierzchni chronionych, rosnącej presji turystycznej i rekreacyjnej. Niewątpliwe problemy urządzania, hodowli czy ochrony lasu, wynikające z tych zjawisk, nie ominą polskiej gospodarki leśnej w nadchodzących dziesięcioleciach.

(19) W rekomendacjach dla przyszłych działań należy podkreślić, że w polskiej gospodarce leśnej nastąpiły ważne zmiany na poziomie operacyjnym, korzystne z punktu widzenia wartości/funkcji publicznych lasu, w tym zwłaszcza ochrony różnorodności biologicznej. Należy odnotować realizowane w praktyce m.in.: pozostawianie na zrębach kęp starodrzewu, rozszerzenie listy gatunków drzew i krzewów oraz promocja wprowadzania podszytów, zalecenia wprowadzania rośliny nektarodajnych, sprzyjających występowaniu owadów pasożytniczych i drapieżnych w stosunku do szkodliwych i tym samym aktywna budowa naturalnego oporu środowiska, dostrzeżenie i promowanie biogrupowej struktury drzewostanów, pozostawianie w lesie drzew martwych, dziuplastych, posuszu jałowego i leżaniny, zwiększanie retencji wodnej lasów, biologiczne wzbogacanie obrzeży lasu i kształtowanie stref ekotonowych, powrót i propagowanie metody ogniskowo-kompleksowej w ochronie lasu. Należy rekomendować rozszerzenie zakresu tych działań w przyszłości.

(20) Wnioski z konferencji „turystycznej” w Rogowie (8-9 grudnia 2009):

- należy zrewidować i dostosować obowiązujące akty prawne do potrzeb prowadzenia turystyki w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych. Przy nowelizacjach

aktów prawnych odnoszących się do turystyki, powinny być brane pod uwagę postulaty rozwoju usług turystycznych na terenach przyrodniczych;

- aktualności nabierają problemy udostępniania zarówno lasów jak i obszarów przyrodniczych o różnych statusach ochronności oraz problemy ich ochrony przed presją turystyki;

- problemy ochrony przed nadmierną eksploatacją turystyczno-rekreacyjną lasów i obszarów przyrodniczo cennych, w dużej mierze można rozwiązać nie tylko przez różne sposoby organizacji i dywersyfikacji na tych terenach ruchu turystycznego, ale również dzięki prowadzeniu różnych form edukacji, której zadaniem jest rozwijanie świadomości ekologicznej wśród turystów;

- nowym wyzwaniem dla współpracy samorządów i organizatorów ruchu turystycznego są nowowprowadzane i na nowo odkrywane, ponad regionalne szlaki turystyczne (np. Mazurski Szlak Konny);

- konieczne jest wypracowanie ujednoliconej metodyki badań frekwencji i natężenia ruchu turystycznego oraz jego wpływu na tereny przyrodnicze; zestandaryzowane metody badawcze powinny być stosowane przez wszystkie ośrodki badawcze oraz zarządców terenów przyrodniczych w celu zunifikowania danych, które w przyszłości będą podstawą utworzenia spójnych baz danych dotyczącej turystyki na obszarach przyrodniczych.

- należy rozważyć, czy na szczególnie cennych obszarach przyrodniczych, nie należy całkowicie zrezygnować z udostępniania ich dla ruchu turystycznego (na podstawie obserwacji w rezerwach i parkach narodowych);

- rozwój zainteresowań turystów obszarami leśnymi wskazuje na celowość racjonalnego wykorzystanie walorów terenów leśnych w budowie leśnych produktów turystycznych, dlatego powinny być opracowane i wdrożone programy pilotażowe dla wypracowania w ramach PGL Lasów Państwowych modelu wykorzystania atrakcyjnych terenów leśnych dla turystyki;

- duże znaczenie powinny odgrywać działania promocyjne, mogące kształtować zarówno nowe trendy jak też stanowić dobre narzędzie edukacyjne dla świadomego korzystania z środowiska przyrodniczego.

- Jako problemy ważne dla przyszłości ruchu turystycznego w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych należy wymienić następujące problemy węzłowe:

- (1) ilościowe i jakościowe metody badań środowiska przyrodniczego w kontekście uprawiania turystyki;

(2) nowe podejście do rozwoju i kształtowania turystyki na obszarach leśnych zarządzanych przez PGL LP;

(3) nowe metody promocji i edukacji przyrodniczo leśnej jako mechanizmów kształtowania świadomego użytkowania terenów przyrodniczych na cele różnych rodzajów turystyki;

(4) rozwój metod waloryzacji i systemu udostępniania terenów przyrodniczych na rzecz turystyki.

6. Partycypacyjne zarządzanie lasem - metody i problemy aplikacji

dr Agnieszka Kopańska

WNE UW

Rok 2011 został ogłoszony przez Organizację Narodów Zjednoczonych Międzynarodowym Rokiem Lasów. Hasło tegorocznego przedsięwzięcia brzmi: „Lasy dla ludzi” i ma przypominać, że to ludzie odgrywają główną rolę w zrównoważonym zarządzaniu lasem. Jak wyraźnie wskazują dokumenty ONZ i innych instytucji międzynarodowych zrównoważone zarządzanie wymaga między innymi szerszego niż dotychczas zaangażowania społeczeństwa w proces podejmowania decyzji i działań związanych z zarządzaniem dobrem publicznym, jakim jest las. Idea partycypacji w zarządzaniu dobrami publicznymi sięga lat 70.. Jej twórcy wskazują, że partycypacyjne zarządzanie (współzarządzanie) ma szansę poprawić efektywność decyzji i działań w obszarze dóbr środowiskowych, w tym lasów. Wprawdzie polskie prawo uwzględnia udział społeczeństwa w decyzjach publicznych¹, jednak współzarządzanie to przede wszystkim problem polityczno-organizacyjny i przepisy prawa nie zapewnią jego rozwiązania w praktyce (Appelstrand M.; 2002)

Celem niniejszego opracowania jest prezentacja podstawowych zasad budowania i prowadzenia procesu partycypacji jako narzędzia zarządzania lasem. W pierwszej części zdefiniowana zostanie partycypacja na tle innych sposobów angażowania społeczeństwa w realizację publicznych zadań. W drugiej zaś spróbuję odpowiedzieć na pytanie, dlaczego i w jakim zakresie współzarządzanie może podnosić efektywność zarządzania dobrami publicznymi, jak również jakie może rodzić problemy. W dalszej części pracy nakreślone zostaną cechy dobrego procesu współzarządzania, na podstawie przeglądu literatury, jak też

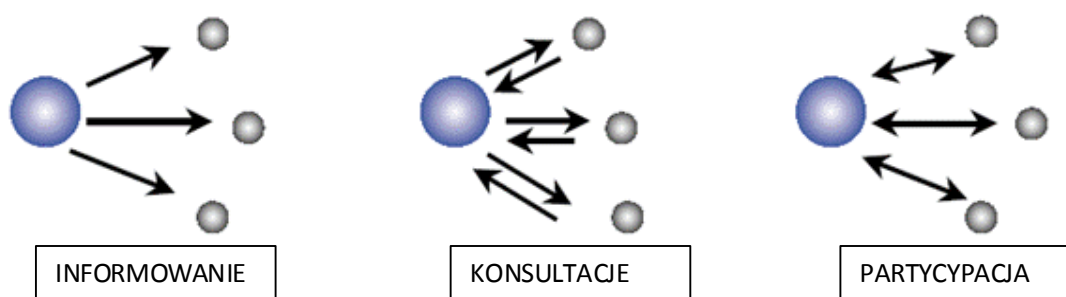
¹ Odwołania do konieczności udziału społeczeństwa w działaniach publicznych można znaleźć w Konstytucji, która w art. 20 mówi: "Społeczna gospodarka rynkowa oparta na wolności działalności gospodarczej, własności prywatnej oraz solidarności dialogu i współpracy partnerów społecznych stanowi podstawę ustroju gospodarczego Rzeczypospolitej Polskiej". W odniesieniu do spraw związanych ze środowiskiem, najbliższa bezpośredniemu nawiązaniu do partycypacji jest ustawa z dnia 3 października 2008 r. „O udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko”, gdzie obok konsultacji i jawności informacji w art. 36 wskazuje się na to, że: „Organ właściwy do wydania decyzji może przeprowadzić rozprawę administracyjną otwartą dla społeczeństwa”. Nawiązuje do tego zarządzenie nr 12 dyrektora generalnego Lasów Państwowych z 9 lutego 2009 r., wprowadzającego wytyczne ws. konsultacji społecznych, gdzie formę otwartej debaty przyjmować ma Komisja Projektu Planu - podsumowująca prace nad przygotowaniem Planu Urządzenia Lasu.

zobrazowane doświadczenia współzarządzania lasem w różnych krajach. W końcowej części opracowania zaprezentowane zostaną dwie analizy przypadków, przedstawiających udany oraz nieudany proces wdrożenia partycypacji do zarządzania lasem.

6.1. Współzarządzanie a inne sposoby angażowania społeczeństwa

Partycypację można uznać za najwyższy wymiar demokracji. **Partycypacja społeczna/współzarządzanie to inaczej proces, w którym dwie strony (lub więcej) współdziałają w przygotowaniu planów, realizacji określonej polityki i podejmowaniu decyzji** (Kwiatkowski J. 2003). Zanim ona nastąpi, zaangażowanie społeczeństwa może przyjmować „płytsze” formy (por. rysunek 6.1.). W pierwszej kolejności władze publiczne powinny w sposób przejrzysty i ogólnodostępny informować mieszkańców o tym, jakie podejmują decyzje i jakie prowadzą działania. Służyć temu będą m.in.: komunikaty publikowane w prasie i na stronach internetowych, ogłoszenia itp. Informowanie jest ważne dla kształtowania wiedzy i opinii mieszkańców o podmiotach publicznych, ich roli i zadaniach. Jednak samo przekazywanie informacji nie rodzi jeszcze reakcji zwrotnej - od mieszkańców do władz. Stąd kolejną formą są konsultacje społeczne. Zarządzający publicznymi dobrami poprzez ankiety oraz odpowiedzi na zaproszenia do komentowania projektów czy rozporządzeń gromadzą opinie o tym, czego potrzebują mieszkańcy. Konsultacje wymagają zatem dwustronnej reakcji, jednak nie tworzą jeszcze wzajemnych relacji między zarządzającymi a mieszkańcami. Dopiero partycypacja - a więc aktywne współdziałanie mieszkańców i władz publicznych - jest relacją dwustronną, przynoszącą konkretne efekty. Instrumentami partycypacji będą np. grupy dyskusyjne, konferencje, których celem jest ustalenie stanowisk (*consensus conference*), spotkania robocze, interaktywne strony internetowe, z dyskusją online, itp. Należy zatem podkreślić, że informowanie i konsultacje nie są jeszcze partycypacją. Można je uznać jedynie za wstęp do niej, co zostanie wyjaśnione w dalszej części tego opracowania (OECD 2001; *Participation ...* 2000)

Rysunek 6.1. Poziomy zaangażowania społeczeństwa w realizację zadań publicznych i relacje władza/społeczeństwo na każdym z nich



Źródło: OECD 2001

6.2. Dlaczego partycypacja?

Udział społeczeństwa w zarządzaniu dobrami publicznymi jako koncepcja teoretyczna ma swoje źródła w analizach niedoskonałości rządu (*government failures*) prowadzonych już w latach 70. ubiegłego wieku. W odniesieniu do dóbr środowiskowych szczególnego znaczenia nabierają rozważania dotyczące tzw. „tragedii dóbr wspólnych” (*tragedy of commons*), gdzie bez współdziałania następuje wyeksploatowanie dobra wspólnego (co m.in. opisuje w swoich pracach zdobywczyni nagrody Nobla w dziedzinie ekonomii z 2009 r. E. Ostrom, np. Ostrom E. 1990). Jednak w praktyce partycypacja na szerszą skalę zaczęła być wprowadzana dopiero w latach 90. XX wieku, czemu sprzyjały zmiany społeczne, jakie pod koniec XX stulecia uwidoczniły się w wielu krajach rozwiniętych, ale również rozwijających się. Chodzi tu o stale malejącą frekwencję w wyborach, zmniejszające się zainteresowanie aktywnością polityczną, a także spadek zaufania do władz i szerzej podmiotów publicznych, a zatem degradacja tradycyjnych form aktywności obywatelskiej, legitymującej działania podmiotów publicznych (OECD; 2001). Obok tego coraz częstszym sposobem wyrażania niezadowolenia z działań i decyzji publicznych zarządców stały się różnorodne formy protestu, jak okupacja budynków publicznych, podpisywanie petycji, bojkot etc. W odniesieniu do problemu dóbr środowiskowych dodatkowo na takie zachowania społeczne wpływa postępujące kurczenie się zasobów i degradacja środowiska, a w związku z tym coraz większa konkurencja między różnymi sposobami korzystania z naturalnych zasobów. Pogłębia to konflikt między zarządzającymi dobrami naturalnymi (władzami publicznymi) a społeczeństwem (Buchy M. Hovernman S; 2000).

Problemy te ma szansę rozwiązać włączenie społeczeństwa do zarządzania dobrami publicznymi, w tym lasem (por. tabela 6.1.).

Tabela 6.1. Zalety zaangażowania społeczeństwa w zarządzanie lasem

Przywrócenie władzom publicznym (i szerzej publicznym instytucjom) legitymacji społecznej i zwiększenie akceptacji działań związanych z dobrami publicznymi.

Zwiększenie zrozumienia przez społeczeństwo problemów dostarczania dóbr publicznych (problemów środowiska), w tym kosztów i konsekwencji ich eksploatacji.

Poprawienie efektywności alokacji (czyli rozdziału środków i zasobów z przeznaczeniem na różne cele) – dzięki lepszemu zrozumieniu przez podmioty publiczne potrzeb ludzi, a zatem dostosowaniu planów (i działań) do tych potrzeb. Zarządzanie lasem staje się rzeczywiście wielofunkcyjne.

Znalezienie konsensusu między różnymi interesami i sposobami wykorzystania dóbr publicznych.

Działania zostają podzielone między współzarządzających, co może obniżyć koszty ich realizacji, a więc dzięki współzarządzaniu można zrealizować więcej zadań.

Tworzenie kapitału społecznego, który jest instrumentem rozwoju lokalnego (regionalnego).

Źródło: Opracowanie własne

Zaangażowanie społeczeństwa oznacza po pierwsze, że decyzje odnoszące się do dóbr publicznych są podejmowane rzeczywiście wspólnie, za wiedzą i przyzwoleniem społecznym - co powinno być podstawą działania władz publicznych. Po drugie, szczególnie w odniesieniu do dóbr środowiskowych, z gospodarowaniem którymi związana jest specjalistyczna wiedza, poprzez zaangażowanie społeczne dokonuje się przekazanie tej wiedzy. Dzięki temu lepiej rozumiane są przez społeczność koszty i konsekwencje podejmowanych działań lub rezygnacji z nich. Przekazywanie wiedzy nie jest jednostronne, podmioty publiczne, angażując mieszkańców czy grupy interesów (przedstawicieli przemysłu drzewnego, ekologów, przedstawicieli branży turystycznej), zaczynają lepiej rozumieć ich potrzeby, a zatem zarządzanie lasem może stać się rzeczywiście wielofunkcyjne. Współzarządzanie oznacza, że te różne grupy interesów spotykają się ze sobą i wypracowują wspólny plan działania, dzięki czemu realizacja planu nie jest narażona na oprotestowanie, a dodatkowo zyskuje zaangażowanych wykonawców. Podział zadań i przydzielenie ich do podmiotu mogącego zrealizować je najniższym kosztem jest w procesie współzarządzania naturalne. Np. kontrola nielegalnych wysypisk śmieci czy dbałość o czystość w okolicach miejsc rekreacji może być realizowane przez mieszkańców (grupy przedsiębiorców turystycznych). Zatem współzarządzanie obniża koszty realizacji poszczególnych zadań, sprawia, że można podjąć więcej efektywnych działań. Niejako dodatkowym efektem partycypacyjnego zarządzania lasem może być budowanie kapitału społecznego, a ten

stanowi ważny element lokalnego rozwoju gospodarczego (por. np. Ackerman J; 2004; Buchy M. Hovernman S; 2000; Webler T. Tuler S. Krueger R; 2001; Oecd 2001; Putnam R. 1993, *Participation...* 2000).

W literaturze przedmiotu obok oczywistych zalet wymienia się również wady współzarządzania. Przede wszystkim wymaga ono zaangażowania czasu i wysiłku wielu osób, a zatem generuje koszty zarówno dla sektora publicznego, jak i wszystkich uczestników procesu. Po drugie, podjęcie decyzji przy zaangażowaniu wielu stron będzie opóźnione w stosunku do „tradycyjnego” zarządzania (Buchy M. Hovernman S; 2000). Współzarządzanie uaktywnia również grupy interesu, może to oznaczać, że decyzje podejmowane są nie w imieniu całego społeczeństwa, a najsilniej reprezentowanych jednostek czy podmiotów. Oznacza to, że możemy mieć do czynienia z problem reprezentacji w procesie współzarządzania. (Wellstead A; Stedman R; Parkins J; 2003).

Uniknięcie bądź zniwelowanie powyższych problemów wymaga, aby proces partycypacji został właściwie przeprowadzony. Podstawowe zasady tego działania zostaną przedstawione poniżej.

6.3. Jak budować dobrą partycypację?

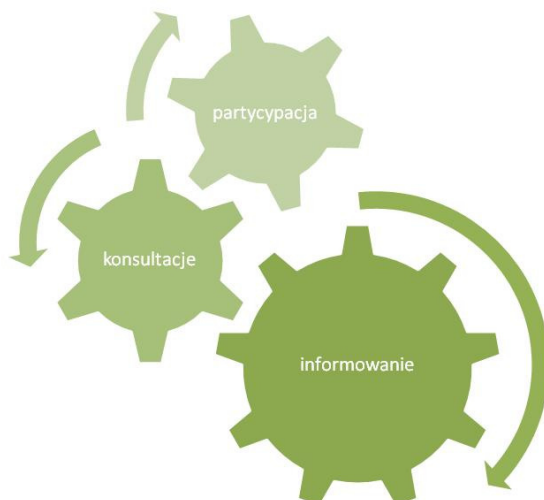
Etapy partycypacji

Współzarządzanie w odniesieniu do lasów może dotyczyć zarówno konkretnego problemu, np. utworzenia nowego rezerwatu, wdrożenia nowych metod pozyskiwania drewna, rozwijania turystyki i rekreacji w określonym zakresie, jak też ogólnego planowania działań w lesie, a więc wieloletnich planów zagospodarowania lasu (M. Appelstrand; 2002). Niezależnie od stopnia sprecyzowania podejmowanego tematu konieczne jest przejście przez wszystkie etapy (i elementy) budowania dobrej partycypacji, to znaczy informowanie, konsultacje oraz właściwe współzarządzanie (por. rys. 6.2).

Jak już zaznaczono, informowanie i konsultacje mogą być traktowane jako osobny i „płytszy” sposób angażowania społeczeństwa w zarządzanie sprawami publicznymi, jednak są to ważne (i nakładające się na siebie) etapy, bez których współzarządzanie nie będzie mogło zaistnieć. Jak to zostanie dalej pokazane, liczba osób zaangażowanych bezpośrednio w kolejne etapy jest malejąca - partycypacja nie jest przecież jednoznaczna z ogólnospołecznym referendum w danej sprawie. (*Participation...* 2000)

Zanim nastąpi „wejście” w proces partycypacji, jego inicjator - zarządca Lasu - winien się do niego dobrze przygotować. Musi istnieć ku temu wyraźna wola polityczna i zapewnione środki finansowe. W tej inicjującej fazie procesu techniczne aspekty zbierania, gromadzenia i przekazywania informacji muszą być także wyraźnie określone. Dopiero po spełnieniu tych warunków można rozpocząć właściwą partycypację (Appelstrand M.; 2002).

Rysunek 6.2. Konsultacje i przekazywanie informacji jako etapy i elementy partycypacji



Wielkość koła wskazuje na malejącą liczbę osób zaangażowanych bezpośrednio w każdy z etapów partycypacji

Źródło: Opracowanie własne

Decydując się na współzarządzanie, władze powinny najpierw poinformować o tym wszystkich zainteresowanych, zapraszając ich na spotkanie. W tym celu można wywiesić plakaty, dać ogłoszenia w lokalnej prasie itp. Jeśli informacja ma dotrzeć do szerokiej grupy odbiorców, nie powinna mieć nadmiernie sformalizowanego charakteru (odwołującego się do przepisów prawa itp.) (Hislop M., Twery M, Vihemäki H; 2004). Spotkanie staje się okazją do zidentyfikowania grup interesariuszy i podstawą do stworzenia zespołów roboczych, składających się z około 20 osób, które reprezentują wszystkich zainteresowanych. Każdy z zespołów roboczych może być odpowiedzialny za inny obszar problemowy lub geograficzny, stąd może ich powstać kilka. Zespołowi roboczemu przewodzi oddelegowany pracownik zarządu lasu. Te osoby biorą już pełny udział w tworzeniu planów, a w dalszym etapie zajmują się ich wdrażaniem (lub kontrolą wdrażania).

Prace zespołów roboczych, a więc działania obejmujące etap partycypacji, podlegają określonemu schematowi (znanemu z teorii zarządzania), który ma doprowadzić do uzyskania

konsensusu, czyli wspólnego stanowiska, jak również podjęcia konkretnych kroków. Rozwój takiego zespołu dokonuje się w czterech fazach:

1. Formowanie się - w tej fazie członkowie zespołu dopiero się poznają, zwykle są pozytywnie nastawieni, podekscytowani wyzwaniami.
2. Wzburzenie – ujawniają się osobowości, pojawiają pierwsze konflikty oraz opór wobec zmian i narzucanych sposobów postępowania, co może prowadzić nawet do buntu wobec kierującego zespołem.
3. Normalizacja – zwiększa się zaufanie, pojawia się otwarta komunikacja, członkowie zespołu zaczynają się wspierać, powstają pierwsze rozwiązania, wszyscy współpracują, aby osiągnąć założone cele.
4. Działanie - problemy interpersonalne zostają rozwiązane a role zdefiniowane, następuje delegowanie zadań, a członkowie zespołu pracują z zaangażowaniem. W tej fazie wydajność pracy jest najwyższa (por. np. *Zarządzanie...* 2007; Fazlagić A.; *Zespoły motorami sukcesów*; CFO 1/2005).

Podjęcie decyzji przez zespoły robocze będzie niekiedy wymagało dodatkowego wsparcia. Jeśli interesy reprezentowane przez członków grup są szczególnie rozbieżne, konieczne może się okazać prowadzenie negocjacji (mediacji) między grupami interesariuszy w celu znalezienia wspólnego stanowiska.

Aby uczestnicy tych działań mieli pewność, że interesy wszystkich członków społeczności będą wzięte pod uwagę, jak również w celu tworzenia podstaw dla zaakceptowania przez społeczność podejmowanych działań, na kolejnych etapach formułowania planów konieczne będzie przekazywanie do powszechnej wiadomości informacji z prowadzonych prac, np. przez stronę internetową. Konieczne będą również konsultacje - a więc kolejne spotkania z szeroką publicznością i grupami interesariuszy (spotkania mogą odbywać się w lesie - w tych miejscach, których mają dotyczyć przyszłe decyzje) oraz zbieranie informacji za pomocą ankiet itp. Każde z wymienionych narzędzi konsultacji pomoże zrozumieć potrzeby społeczeństwa, a jednocześnie – jako osadzone w procesie partycypacji – będzie dla wszystkich zainteresowanych (a nie tylko dla ich reprezentantów pracujących w zespołach) sygnałem, że ich opinie są ważne i będą brane pod uwagę przy podejmowaniu ostatecznych decyzji. Należy podkreślić, że zakres informacji o potrzebach społecznych, jakie możemy uzyskać przy pomocy wymienionych form konsultacji, będzie różny. Ankieta pozwala zwykle na udzielenie prostej odpowiedzi tak/nie,

zaś sformułowanie właściwych pytań wymaga wcześniejszego ustalenia potencjalnych opinii – a temu służą spotkania i wywiady.

Wynikiem powyższego procesu jest wypracowanie wspólnego stanowiska, a więc planu działania, który prowadzi do rozwiązania określonego problemu (w zależności od celu partycypacji). Stworzenie tego planu w partycypacyjny sposób oznacza, że wszyscy uczestnicy procesu stają się za niego współodpowiedzialni, a co więcej – zadania są rozdzielone pomiędzy interesariuszy (a nie tak jak w klasycznym modelu zarządzania obejmują jedynie zarządców lasu).

6.4. Zasady dobrej partycypacji

W literaturze przedmiotu wskazuje się, że dobra partycypacja musi być uczciwa, nastawiona na wynik oraz pogłębiająca kompetencje (Webler T. Tuler S. Krueger R;2001; Aasetre J. 2006).

Rysunek 6.1. Cechy dobrej partycypacji



Źródło: Opracowanie własne

Uczciwość partycypacji oznacza, że każdy zainteresowany powinien mieć zapewniony dostęp do zespołów roboczych, jak również każdy powinien móc z równą siłą wpływać na proces. Problem uczciwości dotyka zatem dwóch spraw: reprezentatywności i podziału władzy. Na etapie informacji i konsultacji należy starać się dotrzeć do wszystkich potencjalnie zainteresowanych. Jednak udział w pracach współzarządzania nie oznacza

stałego zaangażowania całej społeczności - byłoby to po prostu zbyt kosztowne. Zwykle, jak wspomniano, dobierane są zespoły robocze.

Reprezentatywność możemy rozumieć zatem jako taki dobór zaangażowanych w proces, aby zachowana była struktura wyróżnionych cech populacji². Problemem pozostanie ustalenie „populacji zainteresowanych”, nazywanych również interesariuszami. Ta nazwa wskazuje, że punktem wyjścia do ich identyfikacji będzie określenie „interesu”, jaki mogą mieć w zarządzaniu lasem. Technicznym rozwiązaniem doboru interesariuszy jest ich dwustopniowa identyfikacja - na początek (na etapie przygotowywania procesu) zarządzający lasem ustalają na podstawie swojej wiedzy i intuicji potencjalnych interesariuszy. Są oni zapraszani na pierwsze spotkania rozpoczynające współzarządzanie, o których była mowa wcześniej. W drugim kroku na zasadzie burzy mózgów (przedstawiciele zarządzających i interesariuszy wskazanych w pierwszym kroku) dokonuje się identyfikacji kolejnych grup. Warto pamiętać, że przedstawiciele lokalnej społeczności mogą mieć wiele różnych „interesów” związanych z lasem - być jednocześnie np. zbieraczami grzybów, uprawiającymi sport w lesie i właścicielami pól narażonych na niszczenie przez dziką zwierzynę (Hislop M., Twery M, Vihemäki H; 2004). Dodatkowo w analizach reprezentatywności uwzględnia się siłę interesów – ci, którzy mogą szczególnie dużo zyskać lub stracić w związku z podejmowanymi działaniami, powinni być reprezentowani w sposób szczególny. W odniesieniu do dóbr naturalnych ważne jest również „reprezentowanie milczących” - konieczne jest zaangażowanie w proces specjalistów rozumiejących „potrzeby środowiska” (Wellstead A; Stedman R; Parkins J; 2003).

Podział władzy oznacza, że decydując się na partycypacyjne zarządzanie, uznajemy, że decyzje podjęte w jego wyniku będą wiążące. Innymi słowy, każdy uczestnik procesu ma możliwość wpłynąć na ostateczne działania. Jest to ściśle związane z możliwością zapewnienia reprezentatywności partycypacji. Dla każdego z jego uczestników podjęcie współpracy oznacza pewien koszt - czasu i wysiłku. Aby miał on sens, musi prowadzić do rzeczywistych wyników. „Ludzie partycypują między innymi dlatego, że chcą mieć większą kontrolę. Nie będzie zatem partycypacji, jeśli nie ma podziału władzy w podejmowaniu decyzji” (Buchy M. Hovernman S; 2000). W praktyce oznacza to np., że dużo lepsze wyniki co do zaangażowania społeczeństwa dają konsultacje, które mają doprowadzić do powstania

² W ten sam sposób można rozumieć tzw. *descriptive representation* (reprezentację opisową) - założenie, że grupa reprezentująca interesy społeczeństwa powinna być jego lustrem, a więc np. proporcjonalnie odzwierciedlać zróżnicowanie pod względem płci, rasy itp..

projektu strategii niż konsultacje nad gotowym projektem (one powinny pojawiać się dopiero jako druga runda konsultacji).

Podział władzy jest również powiązany z kolejną ważną cechą dobrej partycypacji - a mianowicie **partycypacja powinna być nastawiona na wyniki**. Udziałowcy procesu muszą mieć świadomość, że ich praca doprowadzi do działania. Dodatkowo cel, dla którego podejmuje się partycypację (oznaczony przez zapraszających do partycypacji, a więc zarządzających lasem), musi być realistyczny a korzyści z podjęcia działań przewyższać koszty. Jak pokazano, współzarządzanie jest dość skomplikowanym procesem, generującym koszty i wymagającym dość długiego czasu. Nie ma zatem sensu podejmować się tego działania wobec drobnych problemów lub tych, które wymagają szybkich decyzji. W takich przypadkach zamiast partycypacji można wykorzystać „płytsze formy” udziału społeczeństwa.

Nastawienie na wyniki oznacza również, że niezbędne jest dobre przygotowanie procesu. Za to odpowiedzialny jest zarządca lasu (ewentualnie wspólnie z innymi publicznymi interesariuszami, np. władzami lokalnymi). Oznacza to między innymi konieczność oddelegowania pracownika (pracowników) do reprezentowania i animacji współzarządzania. Osoba taka powinna mieć właściwe przygotowanie związane z zarządzaniem grupą, negocjacjami, umieć stosować różne techniki konsultacyjne, informacyjne itp. Konieczne może się okazać również zatrudnienie osób zewnętrznych, co często pozwala uniknąć konfliktów (w tym związanych z podziałem władzy). Ponieważ nie wszyscy udziałowcy partycypacji w równym stopniu rozumieją, na czym proces polega, i mogą mieć co do niego (samego procesu) różne oczekiwania, dlatego bardzo ważne jest, aby w pierwszym etapie jego formowania poświęcić czas na zebranie informacji o tych oczekiwaniach i uwzględnić je (Webler T. Tuler S. Krueger R; 2001). Ogólnie partycypacja powinna być dość elastyczna, gdyż z założenia włączenie w pracę i rzeczywiste uwzględnienie opinii interesariuszy spowoduje, że będą pojawiać się zupełnie nowe pomysły i problemy. Niemniej ważne jest, aby współzarządzanie nie wychodziło poza ustalone ramy czasu. Na koniec wreszcie, nastawienie na wyniki będzie oznaczać stworzenie miar pozwalających ocenić, czy zaplanowane działania są dobrze realizowane – co stanie się podstawą ewaluacji podjętych w wyniku partycypacji działań (Buchy M., Hovernman S. 2000).

Ostatnia z cech dobrego współzarządzania – kompetencja – oznacza, że każdy powinien mieć dostęp do wiedzy i informacji dotyczących problemu. Jak wspomniano,

informowanie jest podstawowym i najszerszym sposobem włączania społeczności do zarządzania. Informacja musi być tak przekazana, aby była zrozumiała dla uczestników. Dodatkowo powinna być łatwa/tania w uzyskaniu. W tym kontekście mówi się o zasadzie „transferu umiejętności”, kiedy to w procesie partycypacji nie tylko władze/agencje publiczne uczą się od społeczeństwa jego oczekiwań, ale również społeczeństwo uczy się od ekspertów. Ta wiedza pogłębia współpracę i ją ułatwia, pozwala każdej ze stron lepiej zrozumieć potrzeby i ograniczenia zarządzania lasem (Aasetre J. 2006).

Zaastosowanie partycypacji w praktyce nie jest proste, ale wiele krajów podejmuje się tego zadania. Poniżej zaprezentowane zostaną dwa przykłady. Pierwszy, który można uznać za zwieńczony sukcesem (przykład tworzenia strategii dla Lasów Północnych USA), i drugi, w przypadku którego dla pełnego sukcesu konieczna jest dalsza praca i lepsze przygotowanie publicznych zarządców (przykład tworzenia lokalnych planów zarządzania lasem w Finlandii).

6.5. Partycypacja społeczna w lasach - przykłady

Przykład 1. LASY PÓŁNOCNE USA

Lasy Północne USA położone są na obszarze 4 stanów: Maine, New Hampshire, Vermont i New York (por. rys. 6.4). Obejmują ogromny obszar 10,5 miliona hektarów, zamieszkiwany przez około 2 milionów mieszkańców. Wyprzedaż znacznych powierzchni lasów pod koniec lat 80. XX wieku pogłębiła problemy związane z zarządzaniem całym kompleksem – zwiększyła fragmentację lasów i spiętrzyła konflikty interesów. W 1990 roku powołano międzystanową Radę Lasów Północy (Northern Forest Lands Council), której zadaniem było stworzenie strategii zarządzania obszarem. Z założenia strategia ta miała powstać we współpracy różnych interesariuszy. Pierwszy etap stanowił przygotowanie zespołu pracującego nad organizacją procesu współzarządzania. Rada zatrudniła zewnętrznych ekspertów, którzy m.in. pomogli wypracować sposób zbierania, gromadzenia i przetwarzania informacji od interesariuszy.

Rysunek 6.2. Mapa Regionu Lasów Północnych

Źródło: <http://www.northernforest.org/>

Zbieranie tych opinii (etap drugi) dokonało się przez połączenie szeregu technik konsultacyjnych. Warto wymienić np. regularne spotkania ze społecznościami w każdym rejonie; stworzono publiczne fora mówiące o konkretnych problemach lub rejonach, przeprowadzono ankiety. Obok tego powołano szereg zespołów roboczych. Przy każdym stanie powstał Społeczny Komitet Doradczy (Citizens Advisory Committee), składający się z 20-30 osób, w którym reprezentowani byli przedstawiciele właścicieli lasów, przedsiębiorstw związanych z lasem - przedsiębiorstw przemysłu drzewnego i turystycznego, ekologów, naukowców, władz lokalnych. Dodatkowo stworzono szereg zespołów roboczych stanowiących podkomisje Społecznych Komitetów Doradczych, które zajęły się specyficznymi problemami. Zwieńczeniem tych prac był blisko 1000-stronicowy dokument prezentujący różne opinie i problemy.

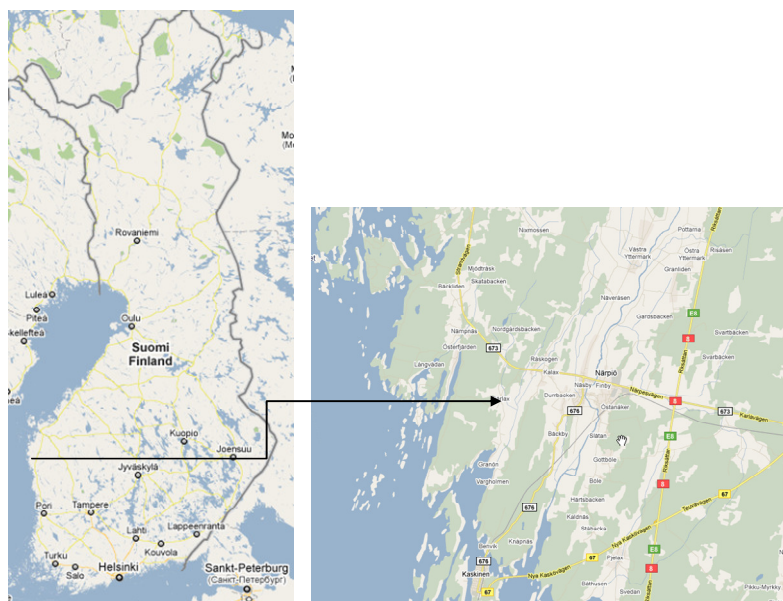
W kolejnym etapie te opinie zostały wykorzystane do stworzenia w 1993 roku projektu rekomendacji, które były poddane dalszym konsultacjom. Odbywały się one na zasadzie „wysłuchania” opinii, a nie dyskusji nad nimi. Ponad 800 osób wzięło udział w 20 sesjach, przeprowadzonych w kwietniu i maju 1994 roku we wszystkich stanach, obok tego zebrano około 800 pisemnych opinii i komentarzy. W listopadzie 1994 roku, a więc cztery lata po rozpoczęciu procesu partycypacji, stworzono końcowy raport, z 37 rekomendacjami co do działań, jakie powinny być podejmowane w Lasach Północnych. Po sześciu i dziesięciu latach przeprowadzono ewaluację realizacji strategii. Ewaluacje te pokazały, że partycypacja spełniła pokładane w niej nadzieje. Obok zaakceptowanego społecznie i realistycznego w wykonaniu planu działań (choć trzeba dodać, że nie wszystkie działania udaje się prowadzić z równym powodzeniem), „otworzyła ona społeczeństwo na problem lasów, ludzie zaczęli

mówić i słuchać” (Webler T., Tuler S., Krueger R. 2001; Malmshiemer R., Bentley. W. Floyd D. 2000).

Przykład 2. LASY w FINLANDII

Partnerstwo i współzarządzanie w lasach w Finlandii zostało nakazane aktem prawnym. Miało to przeciwdziałać konfliktom pomiędzy Finish Forest and Park Service (FFPS) a prywatnymi właścicielami lasów (będących w posiadaniu około 70% lasów w Finlandii). Począwszy od 1996 roku każdy z 13 regionów leśnych, przygotowując plany gospodarki leśnej, musi „współpracować z organizacjami reprezentującymi leśnictwo na danym terenie i innymi zainteresowanymi stronami” (Leskinen 2004). W sposób partycypacyjny plany przygotowywane są na poziomie regionalnym i lokalnym.

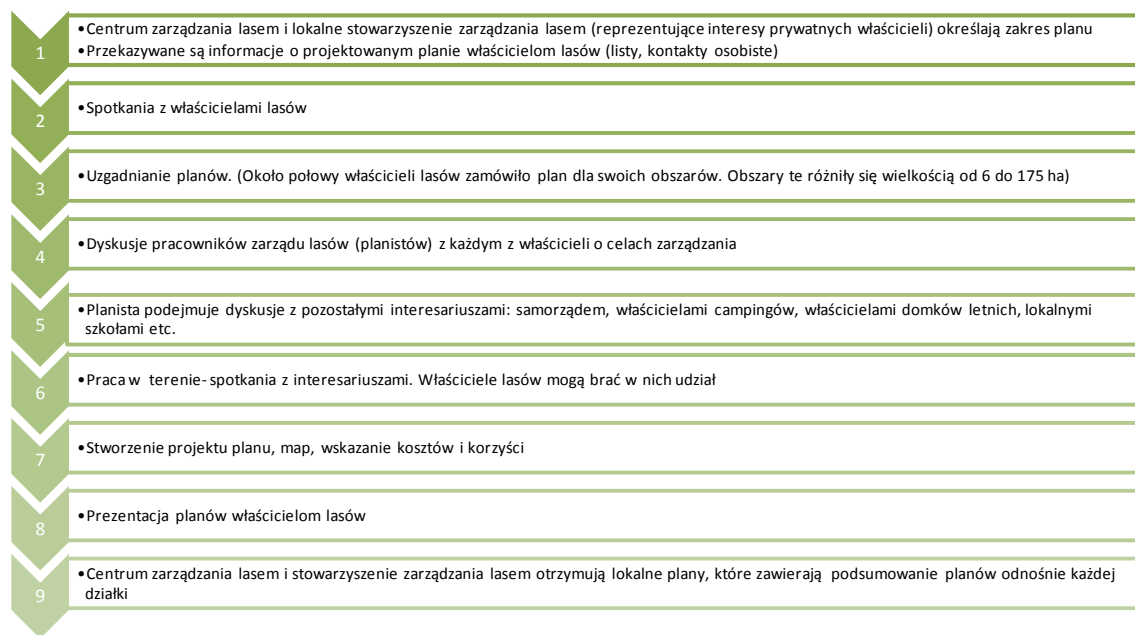
Rysunek 6.3. Mapa okolic Tjarlax w Finlandii



Poniżej zaprezentowany zostanie proces współtworzenia strategii lokalnych na przykładzie lasów z okolic miejscowości Tjarlax z regionu Ostrobothnia (por. rys. 6.5). Lasy te mają obszar około 2000 ha i są dość mocno podzielone – między około 50 właścicieli tzw. nieprzemysłowych lasów prywatnych (*non-industrial private forest*). Obok tego region obejmuje grunty wykorzystywane w celach rolniczych i rekreacyjnych. Dość silna jest przy tym zależność lokalnej gospodarki od sprzedaży drewna. Wszystko to tworzy wiele konfliktów dotyczących korzystania z lasów.

Proces współtworzenia planów, jaki przeprowadzono w tych okolicach w okresie od sierpnia 1998 roku do stycznia 2000 roku można opisać przy pomocy następującego schematu (por. rys. 6.6)

Rysunek 6.4. Schemat budowania partnerstwa w tworzeniu lokalnych planów zarządzania lasem na przykładzie Tjarlax w Finlandii



Źródło: Leskinen, 2004

Wskazane na powyższym rysunku kroki są w ogólnym zarysie zgodne ze schematem tworzenia partycypacji, który przedstawiono we wcześniejszej części tego opracowania. Warto jednak zauważyć, że nie nastąpiło tu „podzielenie się władzą” - wszystkie obowiązki i prawa leżą przede wszystkim po stronie planisty. Dodatkowo spotkania i cały proces służył raczej przekazywaniu informacji niż tworzeniu współpracy i komunikacji między stronami. W konsekwencji praktyczne wykorzystanie powyższych wskazań nie przyniosło oczekiwanych rezultatów (szczególnie związanych z budowaniem komunikacji między podmiotami związanymi z lasem). Partycypacja okazała się trudnym procesem: poszczególni interesariusze mają przeciwstawne cele i nie czują się prawdziwymi współautorami tworzonych przez podmiot publiczny planów. Pracownicy instytucji publicznych, którzy są odpowiedzialni za planowanie gospodarki leśnej, nie potrafili zaradzić tym konfliktom. Dodatkowo utrzymywali, że obowiązek dialogu jest zbędnym utrudnieniem w ich dotychczasowej pracy (Leskinen, 2004).

6.6. Przykłady- podsumowanie

Powyższe przykłady pokazują dwa różne kraje, różne problemy i podejścia do partycypacji. Jednak w każdym z nich znaleźć można podobieństwa do polskiej sytuacji, a zatem i możliwości wykorzystania wniosków jakie z tych przykładów płyną.

Proces partycypacji i szerzej tworzenia strategii dla Lasów Północnych w USA dotyczył ogromnego obszaru. Znacznie przekraczał on nadleśnictwo, do którego z racji Planów Urządzenia Lasu budowanych jak wspomniano z uwzględnieniem konsultacji społecznych, można odnosić współzarządzanie w lasach w Polsce. Jednak to strategiczne i wielowątkowe podejście, wskazujące cele i zasady działań podejmowanych w lesie na kolejne kilka, kilkanaście lat a jednocześnie powiązane z planami samorządów (i lasów) lokalnych nawiązuje najlepiej do wielofunkcyjności lasów (a nie lasu). Być może, zasadnym byłoby zastanowienie się, czy owe strategiczne cele nie powinny być również w odniesieniu do polskich lasów budowane dla większego obszaru (por. M. Blicharska; 2010) Podobnie jak w przykładzie USA, specyfika i problemy lokalnych mieszkańców i nadleśnictw mogłyby być dzięki temu uwzględnione, pozwalając na wskazanie najważniejszych funkcji każdego z nich.

Problemy, związane z prywatną własnością lasów w porównaniu z Finlandią są dziś w Polsce mało istotne. Jednak wraz z zalesieniami a także w związku z złym stanem lasów prywatnych wydaje się, że będą one rosły. (Gołos P; 2003) Ważne zatem będzie również stworzenie systemu zarządzania lasami uwzględniającego potrzeby właścicieli prywatnych ale również ich lasów. Jednocześnie przykład fiński pokazuje, że spisanie kroków współzarządzania prowadzi do usztywnienia tego procesu, co przeszkadza w jego dobrym stosowaniu. Kolejnym wnioskiem z tego przykładu, ważnym do uwzględnienia dla budowania partycypacyjnego zarządzania w Polsce, jest konieczność kształcenia tych pracowników publicznych, którzy mają być za współzarządzanie odpowiedzialni.

7. Bibliografia

- Aasetre, J. (2006), "Perceptions of Communications In Norwegian forest management" *Forest Policy and Economics*, 8, 81-92.
- Ackerman, J. "Co-governance for accountability: beyond 'exit' and 'voice'" *World Development*, 32(2), 447-463.
- Alberini, A. (1995), "Optimal designs for discrete choice contingent valuation surveys: Single-bound, double-bound, and bivariate models" *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(1), 43-57.
- Allenby, G. i Ginter, J. (1995), "The effects of in-store displays and feature advertising on consideration sets" *International Journal of Research in Marketing*, 12, 67-80.
- Anderson, N. H. (1996), *A functional theory of cognition*, Lawrence Erlbaum Associates, Mahwah, NJ.
- Appelstrand, M. (2002), "Participation and societal values: the challenge for lawmakers and Policy practitioners" *Forest Policy and Economics*, 4, 281-290.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R. i Schuman, H. (1993), "Report of the noaa panel on contingent valuation" *Federal Register*, 10, 4601-4614.
- Arrow, K. J. i Fisher, A. C. (1974), "Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility" *Quarterly Journal of Economics*, 88, 312-319.
- Barrick, K. A. (1983), "Measurement of wilderness benefits and option value, with an application to the washakie wilderness"
- Bartczak, A., Lindhjem, H. i Stenger, A. (2008), "Review of Benefit Transfer studies in the forest context" *Scandinavian Forest Economics*, 42, 281-310.
- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M. W., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroğlu, E., Pearce, D. W., Sudgen, R. i Swanson, J. (2004), *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*, Edward Elgar, Northampton, MA.
- Bateman, I. J., Langford, I. H., Jones, A. P., Kerr, G. N. i Scarpa, R. (2000), "Bound and path effects in double and triple bounded dichotomous choice contingent valuation" w: *Tenth Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, University of Crete, Rethymnon.
- Batsell, R. R. i Louviere, J. J. (1991), "Experimental choice analysis" *Marketing Letters*, 2, 199-214.

- Ben-Akiva, M. i Lerman, S. R. (1985), *Discrete choice analysis: Theory and application to travel demand*, MIT Press, Cambridge, MA.
- Bennett, J. W. (1984), "Using direct questioning to value the existence benefits of preserved natural areas" *Australian Journal of Agricultural Economics*, 28, 136-152.
- Berbeka, K. i Peszko, G. (1997), "Pieniężna wartość korzyści z poszerzenia stref uspokojonego ruchu w centrum krakowa: Metody wyceny warunkowej", PECO, projekt ERBEUCT 940367, maszynopis powielony, Kraków.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. i Gauthier, S. (1999), "Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand and forest level considerations." *Forest Chronicle*, 75(1), 49-54.
- Bergstrom, J.C. i DeCivita, P. (1999), "Status of benefits transfer in the United States and Canada: a review" *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 47, 79-87.
- Berrens, R. P., Bohara, A. K. i Kerkvliet, J. (1997), "A randomized response approach to dichotomous choice contingent valuation" *American Journal of Agricultural Economics*, 79(1), 252-266.
- Bhat, C. (1995), "A heteroscedastic extreme value model of intercity mode choice" *Transportation Research*, 29B(6), 471-483.
- Biller, D., Rogge, K. i Ruta, G. (2006), "The use of contingent valuation in developing countries: A quantitative analysis" w: *Handbook on contingent valuation*, Alberini, A. i Kahn, J. R., eds., Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Birol, E. i Koundouri, P., eds. (2008), *Choice experiments informing environmental policy, a european perspective*, Edward Elgar, Northampton.
- Bishop, J. T. (1999), *Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries*, Environmental Economics Program, International Institute for Environment and Development, London.
- Bishop, R. C. i Heberlein, T. A. (1984), "Contingent valuation method and ecosystem damages from acid rain", Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin, Madison.
- Blamey, R. K., NBennett, J. W. i Morrison, M. D. (1999), "Yea-saying in contingent valuation surveys" *Land Economics*, 75(1), 126-141.
- Blicharska, M. (2010), "Planowanie w kontekście krajobrazowym" w: *Konsultacje społeczne wokół inwestycji infrastrukturalnych*, Iwińska K. (red.), Collegium Civitas, Klub Myśli Społecznej Inicjatyw, Warszawa.

- Boardman, A., Greenberg, D. H., Vining, A. R. i Weimer, D. L. (1996), *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*, Prentice Hall.
- Bockstael, N. E., McConnell, K. E. i Strand, I. E. (1991), "Recreation" w: Measuring the demand for environmental quality, Braden, J. B. i Kolstad, C. D., eds., North-Holland, Amsterdam, 227-270.
- Bowen, H. R. (1943), "The interpretation of voting in the allocation of economic resources" *Quarterly Journal of Economics*, 58, 27-48.
- Boyle, K. J. (2004), "Contingent valuation in practice" w: A primer on nonmarket valuation, Champ, P. A., Boyle, K. J. i Brown, T. C., eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Boyle, K. J., MacDonald, H. F., Cheng, H., McCollum, D. W., Desvousges, W. H., Dunford, R. W. i Hudson, S. P. (1996), "Valuing public goods: Discrete versus continuous contingent-valuation responses" *Land Economics*, 72(3), 381-396.
- Brouwer, R. (2000), "Environmental value transfer: state of the art and future prospects" *Ecological Economics*, 32, 137-152.
- Buchy, M. i Hovernman, S. (2000), Understanding public participation in forest planning: a review. *Forest Policy and Economics*, 1, 15-25.
- Cameron, T. A. i Quiggin, J. (1994), "Estimation using Contingent Valuation Data from a "Dichotomous Choice With Follow Up" Questionnaire" *Journal of Environmental Economics and Management*, 27, 218-234.
- Carson, R. T., Flores, N. E., Martin, K. M. i Wright, J. L. (1996), "Contingent valuation and revealed preference methodologies: Comparing the estimates for quasi-public goods" *Land Economics*, 72(1), 80-99.
- Carson, R. i Groves, T. (2007), "Incentive and informational properties of preference questions" *Environmental and Resource Economics*, 37(1), 181-210.
- Carson, R. T. (w druku), *Contingent valuation: A comprehensive bibliography and history*, Edward Elgar Publishing.
- Carson, R. T. i Hanemann, W. M. (2005), "Contingent valuation" w: Handbook of environmental economics, Mäler, K. G. i Vincent, J. R., eds., Elsevier, Amsterdam.
- CE (2009), Blom, M. i Schroten, A., *MKBA Duurzame bedrijventerreinen. Handleiding. (Społeczno-ekonomiczna analiza kosztów i korzyści. Podręcznik.)* CE, Delft.
- CE (2010), Korteland, M. i Blom, M., *Herstructurering van het bedrijfterrein Boven-Hardinxveld. Een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) op basis van kentallen. (Restrukturyzacja terenu przemysłowego Boven-Hardinxveld. Społeczno-*

- ekonomiczna analiza kosztów i korzyści przeprowadzona metodą ilościową.*), CE, Delft.
- Cesario, F.J. (1976), "Value of time in recreation benefit studies" *Land Economics*, 52, 32-41.
- Champ, P. A. (2004), "Collecting survey data for nonmarket valuation" w: A primer on nonmarket valuation, Champ, P. A. i Brown, T. C., eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 59-98.
- Champ, P. A. i Welsh, M. P. (2007), "Survey methodologies for stated choice studies" w: Valuing environmental amenities using stated choice studies. A common sense approach to theory and practice, Kanninen, B. J., ed., Springer, Dordrecht, 21-42.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947), "Capital returns from soil-conservation practices" *Journal of Farm Economics*, 29, 1181-1196.
- Ciszewska, K., "Zastosowanie metody wyceny warunkowej do oszacowania wartości ekonomicznej środowiska na przykładzie bagien biebrzańskich," (1997).
- Colombo, S. i Hanley, N. (2008), "How can we reduce the errors from benefits transfer? An investigation using the choice experiment method" *Land Economics*, 84 (1), 128-147.
- Converse, J. M. i Presser, S. (1986), *Survey questions: Handcrafting the standardized questionnaire*, Sage Publications, Inc. , Newbury Park.
- Crocker, T. D. i Vaux, H. (1983), "Some economic consequences of ambient oxidant impacts on a national forest", US Environmental Protection Agency, Washington.
- Czajkowski, M. (2006), "Polskie badania wyceny dóbr środowiskowych jako przykład międzynarodowej współpracy i zastosowania najnowocześniejszych osiągnięć nauki" w: *Konferencja Młodych Naukowców 'Współczesne zjawiska w gospodarce' pt. 'Teoria a Rzeczywistość'*, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Czajkowski, M. (2007), "Jak podejmować racjonalne decyzje dotyczące środowiska? Przykłady aplikacji badań wyceny dóbr środowiskowych w polsce" w: *Uwarunkowania rozwoju społeczno-gospodarczego polski*, Balcerzak, A. P. i Górecka, D., eds., Wydawnictwo Adam Marszałek, Toruń, 209-221.
- Czajkowski, M. (2008a), "Analiza preferencji przedsiębiorców wobec zatrudnienia nierejestrowanego" w: *Przyczyny pracy nierejestrowanej w polsce*, Bednarski, M., Kryńska, E., Pater, K. i Walewski, M., eds., Ministerstwo Pracy i Polityki Społecznej, Warszawa.
- Czajkowski, M., "Nośniki wartości dóbr środowiskowych," (2008b).
- Czajkowski, M., Buszko-Briggs, M. i Hanley, N. (2009), "Valuing changes in forest biodiversity" *Ecological Economics*, 68(12), 2910–2917.

- Czajkowski, M. i Hanley, N. (2009), "Using labels to investigate scope effects in stated preference methods" *Environmental and Resource Economics*, 44(4), 521–535.
- Czajkowski, M. i Ščasný, M. (2010), "Study on benefit transfer in an international setting. How to improve welfare estimates in the case of the countries' income heterogeneity?" *Ecological Economics*, 69(12), 2409-2416.
- Davis, R. K., "The value of outdoor recreation: An economic study of the maine woods," (1963).
- De Groot, R. S., Wilson, M. A. i Boumans, R. M. J. (2002), "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services." *Ecological Economics* 41, 393-408.
- Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlová, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchison, M., Jeanrenaud, C., Kaderjak, P., Máca, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J. S., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, R., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szántó, R. i Urban, J. (2011), "Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (voly)" *Ecological Indicators*, 11(3), 902–910.
- Desvousges, W., Smith, V. K. i McGivney, M. P. (1983), "A comparison of alternative approaches for estimation of recreation and related benefits of water quality improvements", US Environmental Protection Agency Report No. EPA-230-05-83-001, Washington, D.C.
- Dillman, D. A., Smyth, J. D. i Christian, L. M. (2008), *Internet, mail, and mixed-mode surveys: The tailored design method*, 3 Ed., Wiley.
- Fazlagić, A. (2005), *Zespoły motorami sukcesów*, CFO 1/2005.
- Filion, F.L., Frehs, J. i Sprecher, D. (1998), *Revealing the economic value of biodiversity: a new incentive measure to conserve and protect it. Prepared for the Group on Economic and Environment Policy Integration, Expert Group on Economic Aspects of Biodiversity*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Franklin, B. (1772) "Letter to Joseph Priestley", w: Mott, F.L. i Jorgenson, C.E. Benjamin Franklin: Representative Selections, with Introduction, Bibliography and Notes (1936), American Book Company, New York, 348-349.
- Franklin, J.F. (1989), "Toward a new forestry." *American Forests*, 9, 517-44.
- Freeman, A. M. (1979), *The benefits of environmental improvements: Theory and evidence*, John Hopkins University Press, Baltimore.

- Freeman, A. M. (1993), *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*, Resources for the Future, Inc., Washington, DC
- Freeman, A. M. (2003), *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*, 2 Ed., Resources for the Future Inc., Washington, DC.
- Garrod, G. D. i Willis, K. G. (1994), "Valuing biodiversity and nature conservation at a local level." *Biodiversity and Conservation* 3, 555-565.
- Garrod, G. D. i Willis, K.G. (1997), "The Non-use Benefits of Enhancing Forest Biodiversity: A Contingent Ranking Study" *Ecological Economics*, 21, 45-61.
- Giergiczny, M., "Zastosowanie metody wyborów z eksperymentem do badania wartości statystycznego życia ludzkiego," (2006).
- Giergiczny, M. i Bartczak, A. (2007), "Wycena czasu podróży, komfortu i bezpieczeństwa na odcinku planowanej autostrady A1 między Łodzią (Stryków) a Katowicami (Pyrzowice)", Uniwersytet Warszawski, Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej, Warszawa.
- Gołos, P. (2003), *Analiza prywatnych gospodarstw rolno-leśnych i leśnych w Polsce. Projekt sieci gospodarstw testowych*, Ministerstwo Ochrony Środowiska, Warszawa
- Gramlich, E. M., (1981), *Benefit-Cost Analysis of Government Programs*, Prentice-Hall, Inc.
- (The) Green Book (2010), *The Appraisal and Evaluation in Central Government. Treasury Guidance*. TSO, London.
- Greenley, D. A., Walsh, R. G. i Young, R. A. (1982), *Economic benefits of improved water quality: Public perceptions of option and preservation values*, Westview Press, Boulder.
- Haab, T. C. i McConnell, K. E. (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources. The econometrics of non-market valuation*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Hanemann, M. W. (1982), "Applied welfare analysis with qualitative response models", University of California, Berkeley.
- Hanemann, M. W., Loomis, J. i Kanninen, B. (1991), "Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation" *American Journal of Agricultural Economics*, 73(4), 1255-1263.
- Hanemann, W. M. (1994), "Valuing the environment through contingent valuation" *The Journal of Economic Perspectives*, 4, 19-43.
- Hanley, N. i Spash, C. (1993), "The Protection of Ancient Woodlands" w: *Cost-benefit Analysis and the Environment*, Hanley, N. i Spash, C., Edward Elgar Publishing, Cheltenham, 219-227.

- Harrison, G. W. (2007), "Making choice surveys incentive compatible" w: Valuing environmental amenities using stated choice studies. A common sense approach to theory and practice, Kanninen, B. J., ed., Springer, Dordrecht, 67-110.
- Hensher, D. A. (2007), "Attribute processing in choice experiments and implications on willingness to pay" w: Valuing environmental amenities using stated choice studies. A common sense approach to theory and practice, Kanninen, B. J., ed., Springer, Dordrecht, 135-157.
- Hensher, D. A., Rose, J. M. i Greene, W. H. (2005), *Applied choice analysis: A primer*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Herriges, J. A. i Shogren, J. F. (1996), "Starting point bias in dichotomous choice valuation with follow-up questioning" *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 112-131.
- Hislop, M., Twery, M. i Vihemäki, H. (2004), *Involving people in forestry: a toolbox for public involvement in forest and woodland planning*, Forestry Commission, Edinburgh.
- Holmes, T. P. i Kramer, R. A. (2002), "An independent sample test of yea-saying and starting point bias in dichotomous-choice contingent valuation" *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(1), 121-132.
- Holcombe, R. G. (1997), "A Theory of the Theory of Public Goods" *Review of Austrian Economics*, 10(1), 1-22.
- Hytönen, M. (ed.). (1995). *Multiple-use forestry in the Nordic countries*. Metla, Finnish Forest Research Institute, Helsinki Research Centre, 460.
- Johnson, R. F., Kanninen, B. J., Bingham, M. i Özdemir, S. (2007), "Experimental design for stated choice studies" w: Valuing environmental amenities using stated choice studies. A common sense approach to theory and practice, Kanninen, B. J., ed., Springer, Dordrecht, 159-202.
- Johnston, R. J. (2007), "Choice experiments, site similarities and benefit transfer." *Environmental Resources Economics*, 38, 331-351.
- Just, R. E., Hueth, D. L. i Schmitz, A. (1982), *Applied welfare economics and public policy*, Prentice-Hall Int., Englewood Cliffs.
- Juster, F. T. (1966), "Consumer buying intentions and purchase probability: An experiment in survey design" *Journal of the American Statistical Association*, 61, 658-696.
- Kealy, M. J. i Turner, R. W. (1993), "A test for equality of closed-ended and open-ended contingent valuation" *American Journal of Agricultural Economics*, 75(2), 321-331.

- Klocek, A. i Płotkowski, L. (2007), "Wyzwania przyszłości polskiego leśnictwa." w: Wyzwania przyszłości polskiego leśnictwa, Polskie Towarzystwo Leśne, Kraków, 57-86
- Klocek, A. (2005), „Wielofunkcyjność gospodarki leśnej – dylematy ekonomiczne.” *Sylvan*, 6.
- Klocek, A. (2001), Problemy zarządzania wielofunkcyjnym gospodarstwem leśnym. *Prac. Inst. Bad. Leś.*, A, 4(924), 23-45.
- Kohm, K. A. i Franklin, J. F. (1997), *Creating a forestry for the 21st Century. The science of ecosystem management*. Island Press, Washington D.C., 475.
- Kopeć, M. (2006), *Lokalizacja autostrady A-2 w rejonie aglomeracji warszawskiej. Zastosowanie analizy wielokryterialnej*. Praca magisterska na kierunku ochrona środowiska wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. Tomasza Żylicza.
- Kopp, R. J. i Smith, V. K. (1993), *Valuing environmental assets: The economics of natural resource damage assessment*, Resources for the Future, Washington.
- Krutilla, J. V. (1967), "Conservation reconsidered" *American Economic Review*, 57(4), 777-786.
- Kuhfeld, W. F. (2005), *Marketing research methods in sas. Experimental design, choice, conjoint, and graphical techniques*, SAS Institute Inc., SAS Technical Paper TS-722.
- Kuhfeld, W. F. i Tobias, R. D. (2005), "Large factorial designs for product engineering and marketing research applications" *Technometrics*, 47(2), 132-141.
- Kwiatkowski, J. (2003), *Partycypacja społeczna i rozwój społeczny*, FRDLP, Warszawa.
- Lancaster, K. (1966), "A new approach to consumer theory" *Journal of Political Economy*, 84, 132-157.
- Lareau, T. J. i Rae, D. A. (1989), "Valuing wtp for diesel odor reductions: And application of contingent ranking technique" *Southern Economic Journal*, 55, 728-742.
- Leskinen, L. A. (2004), "Purposes and challenges of public participation in regional and local forestry in Finland" *Forest Policy and Economics*, 6(6), 605-618.
- Loomis, J. (2001), "Contingent valuation methodology and the us institutional framework" w: *Valuing environmental preferences*, Bateman, I. J. i Willis, K. G., eds., Oxford University Press, New York.
- Louviere, J. J., Hensher, D. A. i Swait, J. D. (2006), *Stated choice methods: Analysis and applications*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Lovett, A. A., Brainard, J. S. i Bateman, I. J. (1997), "Improving benefit transfer demand functions: A GIS Approach." *Journal of Environmental Management* 51, 373-389

- Mackenzie, J. (1993), "A comparison of contingent preference models" *American Journal of Agricultural Economics*, 75, 593-603.
- Malmsheimer, R., Bentley, W. i Floyd, D. (2000), "The Implementation of the Northern Forest; Lands Council's Recommendations: An Analysis Six Years Later; Report for The North East State Foresters Association", Concord, New Hampshire, http://www.nefainfo.org/publications/NFLCAssessment_Report_2.8.01.pdf
- Margules, C. R. i Pressey, R. L. (2000), "Systematic conservation planning." *Nature*, 405, 243-253.
- Markowska, A., "Koszty i korzyści wdrożenia w polsce dyrektywy 91/271/ewg w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych," (2004).
- Markowska, A. i Żylicz, T. (1999), "Costing an international public good: The case of the baltic sea" *Ecological Economics*, 30, 301-316.
- McFadden, D. (1986), "The choice theory approach to market research" *Marketing Science*, 5, 275-297.
- Mery, G., Alfaro, R. I., Kanninem, M. i Lobovikow, M. (2005), "Changing Paradigms in Forestry: Repercussions for People and Nature" w: Mery, G. i in. (ed.) *Forests in the Global Balance – Changing Paradigms*, IUFRO World Series, 17.
- Meyerhoff, J., Lienhoop, N. i Elsasser, P., eds. (2007), *Stated preference methods for environmental valuation: Applications from austria and germany*, Metropolis-Verlag, Marburg.
- Mitchell, R. C. i Carson, R. T. (1981), "An experiment in determining willingness to pay for national water quality improvements", Washington.
- Morozow, F. G. (1907), „K woprosu o tipach nasażdienij.” *Liesnyj Žurnal*, 2, 168-178.
- Muszyńska, J., "Badanie popytu na czystą wodę metodą wyceny warunkowej," (1997).
- Navrud, S. (2010), *Best practice guidelines in Benefit Transfer of forest externalities. Final report*. COST E45, <http://www.medforex.net/e45>
- Navrud, S. i Ready, R., ed., (2007), *Environmental value transfer: issues and methods*, Springer.
- OECD (2001), *Citizens as partners information, consultation and public participation in policy-making*.
- OECD (2005), *Evaluating Public Participation in Policy Making*.
- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Ostrom, Elinor, Cambridge University Press.

- Participation of citizens in local public life* 2000, "Local and regional authorities in Europe" nr 72.
- Price, W. C., Naureen, R. i Sample, V. A. (eds), (2005), *Plantations and Protected Areas in Sustainable Forestry*. Food Products Press.
- Putnam, R. (1993), *Making Democracy Work: Civic Traditions in Modern Italy*, Princeton University Press.
- Randall, A., Ives, B. C. i Eastman, C. (1974), "Bidding games for the valuation of aesthetic environmental improvements" *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, 132-149.
- Ready, R. C., Buzby, J. C. i Hu, D. (1996), "Differences between continuous and discrete estimates" *Land Economics*, 72(3), 397-411.
- Roach, B., Boyle, K. J. i Welsh, M. P. (2002), "Testing bid design effects in multiple bounded contingent valuation" *Land Economics*, 78(1), 121-131.
- Rosenberger, R. S. i Stanley, T. D. (2006), "Measurement, generalization, and publication: Sources of error in benefit transfers and their management." *Ecological Economics*, 60, 372-378.
- Rowe, R. D., Schulze, W. D. i Breffle, W. S. (1996), "A test for payment card biases" *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(2), 178-185.
- Rykowski, K. (1990), „Problemy ochrony lasu na gruntach porolnych.” *Sylvan*, 3-12, 75-88.
- Rykowski, K. (2008), *Ecological and economic Aspects of Ekosystem Approach (EA) and Sustainable Forest Management (SFM). Case study of the Tuszyn Forest District in Poland*. CILP, p. 132.
- Rykowski, K. (2008), "Konflikt czy współpraca, czyli dylematy współczesnego leśnictwa." w: *Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka*. VIII Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych, Wyd. SGGW, 9-18.
- Samuelson, P.A. (1954), "The Pure Theory of Public Expenditure." *Review of Economics and Statistics* 36, 387-89.
- Sayer, J. A. (2005), "Reinventing Forestry for the 21st Century." w: Mery, G. i in. (ed), *Forests in the Global Balance - Changing Paradigms*, IUFRO World Series, 17, 39-48.
- Scarpa, R. i Rose, J. M. (2008), "Design efficiency for non-market valuation with choice modelling: How to measure it, what to report and why" *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(3), 253-282.
- Sheatsley, P. (1985), "Questionnaire construction and item writing" w: *Handbook of survey research*, Wright, J. D., Rossi, P. H. i Anderson, A., eds., Academic Press, San Diego.

- Shrestha, R. K. i Loomis, J. B. (2001), "Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation" *Ecological Economics*, 39, 67-83.
- Street, D. J. i Burgess, L. (2007), *The construction of optimal stated choice experiments: Theory and methods*, Wiley-Interscience.
- Sudman, S. i Bradburn, N. M. (1982), *Asking questions: A practical guide to questionnaire design*, Jossey-Bass, San Francisco.
- Sukaczew, V. N. (1931), Osnownyje rukowodiaszczyje ideje w izuczeniu tipow liesa. Issliedowanija po lesnom choziajstwu i liesnoj promysliennosti, 18, 51-71.
- Szujecki, A. (2007), "Sukcesy i porażki polskiego leśnictwa w XX wieku." w: Wyzwania przyszłości polskiego leśnictwa. Polskie Towarzystwo Leśne, Kraków, 41-56.
- The North East Forester Association*: strona internetowa <http://www.nefainfo.org/>
- Train, K. E. (2003), *Discrete choice methods with simulation*, Cambridge University Press, New York.
- Train, K. E. i Weeks, M. (2005), "Discrete choice models in preference space and willingness-to-pay space" w: Applications of simulation methods in environmental and resource economics, Scarpa, R. i Alberini, A., eds., Springer, Dordrecht, 1-16.
- Tyrväinen, L i Väänänen, H. (1998), "The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method." *Landscape and Urban Planning*, 43, 105-118.
- Von Haefen, R. H. (2002), "A complete characterization of the linear, log-linear, and semi-log incomplete demand system models." *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 27(2), 281-319.
- Webler, T., Tuler, S. i Krueger, R. (2001), "What is good public participation process? Five perspectives from the public", *Environmental Management*, 27(3), 435-450.
- Weisbrod, B. (1964), "Collective-consumption services of individual-consumption goods" *Quarterly Journal of Economics*, 78(3), 471-477.
- Wellstead, A., Stedman, R. i Parkins, J. (2003), "Understanding the concept of representation within the context of local forest management decision making" *Forest Policy and Economics*, 5, 1-11.
- Welsh, M. P. i Poe, G. L. (1998), "Elicitation effects in contingent valuation: Comparisons to a multiple bounded discrete approach" *Journal of Environmental Economics and Management*, 36(2), 170-185.

- Zalewski, M. (2010), "Natura 2000. Szanse i zagrożenia. Dyskusja." w: Materiały z seminarium w dniu 26 marca 2010, Instytut Problemów Współczesnej Cywilizacji im. Marka Dietricha, Warszawa.
- Zalewski, M., Referowska-Chudak, E. i Dudek, D. (2009), "Projekt optymalizacji sieci obszarów chronionych w Lasach Państwowych." *SIP* 2, 226-234.
- Zandersen, M., Termansen, M. i Jansen, F.S. (2007), "Testing benefit transfer of forest recreation values over a 20-year time horizon" *Land Economics*, 83(3), 412-440.
- Zarządzanie firmą* (2007), PWN, Warszawa.
- Żylicz, T. (2000), *Costing nature in a transition economy. Case studies in poland*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Żylicz, T., Śleszyński, J., Bartczak, A., Gwiazdowicz, M. i Rączka, J. (2000), *Analiza ekonomiczna i ekologiczna przedsięwzięć ochronnych finansowanych przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, raport końcowy*, Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej.

Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej. Warszawa, Polska
Instytut Badawczy Leśnictwa. Warszawa, Polska
Econ Pöyry. Oslo, Norwegia

www.polforex.wne.uw.edu.pl



Wsparcie udzielone przez Islandię, Liechtenstein i Norwegię poprzez dofinansowanie ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego, Norweskiego Mechanizmu Finansowego oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach priorytetu „Badania naukowe”