EkoMiasto#Środowisko

Zrównoważony, inteligentny i partycypacyjny rozwój miasta

pod redakcją
Agnieszki Rzeńcy

<http://dx.doi.org/10.18778/7969-576-8.04>

Jakub Kronenberg*

USŁUGI EKOSYSTEMÓW – NOWE SPOJRZENIE NA WARTOŚĆ ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

**Dr hab., Uniwersytet Łódzki, Wydział Ekonomiczno-Socjologiczny, Katedra Wymiany Międzynarodowej, e-mail: kronenbe@uni.lodz.pl*

4.1. Usługi ekosystemów

4.1.1. Reorientacja podejścia do znaczenia środowiska w mieście

Utylitarne podejście do przyrody w mieście nie jest nowe, zawsze pełniła ona służebną rolę wobec człowieka, zapewniając czy to walory estetyczne i „przestrzeń do myślenia”, jak w starożytnym Rzymie bądź Stambule, czy względy zdrowotne i sanitarne, na co od XVII wieku zwracano uwagę w Europie Zachodniej. W drugiej połowie XX wieku odwoływano się przede wszystkim do następujących funkcji, jakie pełni przyroda czy zieleń w miastach [Czerwieniec, Lewińska, 1996, s. 7]:

- ▶ ekologicznej („modyfikowanie i regulowanie warunków ekologicznych”);
- ▶ estetycznej („kształtowanie walorów estetycznych”);
- ▶ społecznej, dydaktycznej i wychowawczej („kształtowanie warunków psychosocjologicznych”).

Kierując się tym podejściem, w stosownych dokumentach prawnych system przyrodniczy miasta podporządkowano interesom mieszkańców, w szczególności wypoczynkowemu, zdrowotnemu i estetycznemu. W Polsce stan ten funkcjonował w okresie PRL, jednak wraz z początkiem transformacji przyroda w mieście zeszła na dalszy plan, a jej znaczenie dla jakości życia w mieście sukcesywnie zaniedbywano. Znalazło to odzwierciedlenie w licznych barierach instytucjonalnych (w pierwszej kolejności – niedostateczne środki finansowe) i społecznych (przede wszystkim postrzeganie innych spraw jako pilniejszych), które uniemożliwiały skuteczną ochronę i utrzymanie przyrody, w szczególności zieleni, w polskich miastach [Bergier, Kronenberg, 2012, s. 31–49]. Być może szansą na odwrócenie tej tendencji jest powszechnie stosowane od początku XXI wieku w krajach wyżej rozwiniętych podejście odwołujące się do koncepcji usług ekosystemów.

Usługi ekosystemów definiuje się jako korzyści, jakie ludzie czerpią ze środowiska, a konkretnie ze zdrowych, sprawnie funkcjonujących ekosystemów [MEA, 2005, s. v]. Oczywiście zdegradowany ekosystem również dostarcza korzyści, ale w znacznie mniejszym stopniu niż ekosystem w dobrym stanie. Tym samym opłaca się inwestować w ochronę środowiska i odtwarzanie czy rehabilitację zdegradowanych ekosystemów, ponieważ zwiększa to ich efektywność i znacząco wpływa na poprawę jakości życia mieszkańców [Elmqvist i in., 2015].

Rysunek 4.1. Podstawowe zależności leżące u podstaw koncepcji usług ekosystemów

Źródło: opracowanie własne.

Podstawą koncepcji usług ekosystemów jest dostrzeżenie zależności między procesami zachodzącymi w środowisku a związanymi z tymi procesami korzyściami uzyskiwanymi przez społeczeństwo (rys. 4.1). Wartość korzyści możemy dalej wyceniać za pomocą licznych dostępnych w tym celu metod badawczych (z zakresu nauk społecznych), które przedstawia kolejna część niniejszego rozdziału. Pozwala to na przedstawienie środowiska w tych samych kategoriach, w jakich mówi się o innych składowych naszego dobrobytu (jako potencjału, kapitału, inwestycji). Kluczowa jest w tym kontekście świadomość, że wartość korzyści uzyskiwanych przez społeczeństwo dzięki procesom zachodzącym w środowisku może ulec zmniejszeniu w efekcie presji wywieranej na środowisko. Ekonomiczna i społeczna wartość korzyści powinna więc stanowić argument za zmniejszeniem presji na środowisko, tak aby nie umniejszać zdolności ekosystemów do dostarczania społeczeństwu usług.

Bardziej szczegółowo zależności te możemy prześledzić na rysunku 4.2. Informacje na temat wartości usług ekosystemów są (powinny być) wykorzystywane przez stosowne instytucje do tworzenia takich warunków, w których wszelkie podejmowane decyzje uwzględniają ich potencjalny wpływ na przyrodę. Wpływ na przyrodę jest bowiem tożsamy ze zmniejszeniem wartości uzyskiwanych dzięki niej korzyści (w razie wpływu negatywnego) lub z jej zwiększeniem (w przypadku wpływu pozytywnego). Stosowne decyzje powinny znaleźć odzwierciedlenie w działaniach i planach działań, takich jak strategia rozwoju miasta, towarzyszące jej polityki sektorowe czy szczegółowe działania realizowane w ich ramach.

Rysunek 4.2. Uwzględnienie koncepcji usług ekosystemów w procesie decyzyjnym

Źródło: Daily i in., 2009.

Do popularyzacji podejścia opartego na koncepcji usług ekosystemów przyczyniło się przede wszystkim monumentalne opracowanie przygotowane pod auspicjami ONZ – *Milenijna Ocena Ekosystemów* [Millennium Ecosystem Assessment, MEA, 2005]. Gdy ocenie poddano stan ekosystemów na Ziemi, okazało się, że ich zdolność do dostarczania ludzkości 2/3 usług została nadszarpnięta. Oznacza to, że usługi te są w coraz mniejszym stopniu dostępne, a tym bardziej będą mniej dostępne dla

przyszłych pokoleń. Dotyczy to tak podstawowych usług, jak dostarczanie czystej wody, zasobów ryb, oczyszczanie powietrza, regulowanie klimatu, przeciwdziałanie katastrofom naturalnym. W świetle powiązań przedstawionych na rysunkach 1 i 2 oznacza to rosnące koszty dla ludzkości, które jednak są trudne do określenia, a co więcej – są w różnym stopniu odczuwalne przez różne społeczeństwa i grupy społeczne. Ważne jest również to, że zdolność ekosystemów do dostarczania niektórych usług jest ograniczana przez takie gospodarowanie tymi ekosystemami, którego celem jest maksymalizacja dostarczania innych usług (zwłaszcza produkcji żywności w ramach rolnictwa). Tego typu konflikty interesów dodatkowo wzmacniają i są wzmacniane przez różnice w dostępie do usług ekosystemów różnych społeczeństw i grup społecznych.

Od publikacji MEA popularność koncepcji usług ekosystemów rosła w postępie wykładniczym, zarówno w odniesieniu do publikacji naukowych odnoszących się do tej tematyki, jak i w przypadku praktycznych działań i zobowiązań podejmowanych na szczeblu międzynarodowym, krajowym i lokalnym. Kolejną ważną inicjatywą w skali międzynarodowej był projekt *Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności* (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB*), zainicjowany w 2007 roku przez rząd Niemiec, Komisję Europejską i Program ONZ ds. Środowiska (*United Nations Environment Programme – UNEP*) w odpowiedzi na propozycję ministrów środowiska krajów grupy G8+5 (G8+5 to grupa składająca się z krajów G7, Rosji oraz pięciu największych gospodarek wschodzących). Celem tego projektu było zwrócenie uwagi na rosnące koszty degradacji środowiska. Chodziło więc przede wszystkim o ocenę ekonomicznego znaczenia ekosystemów i bioróżnorodności, a także o upowszechnianie wiedzy na ten temat w kręgach politycznych i decyzyjnych na poziomie międzynarodowym, krajowym i lokalnym, wśród przedstawicieli biznesu i społeczeństwa.

Podejście to nadal jest mocno promowane. Na szczeblu międzynarodowym wspiera je w pierwszej kolejności międzynarodowa *Konwencja o Bioróżnorodności*, w ramach jej tzw. *Celów z Aichi* przyjętych w roku 2010 na lata 2011–2020. W szczególności strategiczny cel D zakłada konieczność zapewnienia korzyści związanych z bioróżnorodnością i usługami ekosystemów wszystkim mieszkańcom Ziemi. Specjalnie na potrzeby dyskusji na temat usług ekosystemów w roku 2012 powołano *Międzypaństwową Platformę ds. Bioróżnorodności i Usług Ekosystemów* (*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES*), instytucję podobną do *Międzypaństwowego Zespołu ds. Zmian Klimatu* (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*), znanego z raportów o globalnym ociepleniu i jego skutkach społecznych i gospodarczych.

Bardzo istotne z punktu widzenia wspierania podejścia opartego na koncepcji usług ekosystemów są działania Unii Europejskiej. Podejście to jest promowane zwłaszcza w ramach unijnej strategii na rzecz ochrony bioróżnorodności, obejmującej cele do realizacji do 2020 roku [Komisja Europejska, 2011]. W ramach tej strategii, aby podkreślić kluczowe znaczenie środowiska dla istnienia życia ludzkiego, bioróżnorodność nazywana jest naszym ubezpieczeniem na życie. Zapisano w niej również konkretne zobowiązanie poszczególnych krajów UE do oceny stanu i przygotowania map ekosystemów na ich terytorium, a także do wyceny wartości świadczonych przez nie usług i dążenia do uwzględnienia tej wartości w rachunkach narodowych. W tym kontekście pod koniec 2011 roku podjęta została kolejna ważna inicjatywa unijna, dotycząca Mapowania i Oceny Ekosystemów i ich Usług (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES*).

Tego typu narodowe oceny zostały już przeprowadzone w kilku krajach, z których najbardziej kompleksowa dotyczyła Zjednoczonego Królestwa [UK NEA,

2011]. Jedynym krajem Europy Środkowej i Wschodniej, w którym zrealizowana została podobna inicjatywa (choć znacznie mniej rozbudowana), są Czechy [Frélichová i in., 2014]. W badaniu przeprowadzonym w Czechach uwzględniono 6 rodzajów ekosystemów, w tym ekosystemy miejskie. Stwierdzono, że średnia wartość usług ekosystemów w Czechach wynosi półtora raza tyle, ile wartość czeskiego produktu narodowego brutto. Również w Polsce przywiązuje się coraz większą wagę do tematyki usług ekosystemów [Mizgajski i in., 2014], w tym w szczególności w odniesieniu do miast.

W języku polskim wydany został *Poradnik TEEB dla miast*, przygotowany w ramach wspomnianego wyżej projektu [TEEB, 2011]. Poradnik ten konsorcjum projektu TEEB przygotowało wspólnie z ICLEI, największą międzynarodową organizacją zrzeszającą samorządy podejmujące działania na rzecz zrównoważonego rozwoju. Fundacja Sendzimira, która zajmuje się edukacją z zakresu zrównoważonego rozwoju i wdrażaniem tej koncepcji w praktyce w Polsce, opublikowała – również w bliskiej współpracy z sekretariatem projektu TEEB – *Polski poradnik TEEB dla miast* [Bergier, Kronenberg, 2012], opatrzony oficjalną polską wersją charakterystycznego logotypu tego projektu (rys. 4.3). Poradnik ten przybliża tematykę usług ekosystemów w miastach, a także wyzwań związanych z ochroną miejskich ekosystemów i wyceną ich wartości. Tematyka ta była kontynuowana w kolejnych poradnikach publikowanych przez Fundację Sendzimira, w których nacisk położono na szczegółowe rozwiązania dotyczące ochrony miejskich ekosystemów [Bergier i in., 2013, 2014].

Rysunek 4.3. Oficjalna polska wersja logotypu projektu TEEB

Źródło: Bergier, Kronenberg, 2012.

4.1.2. Klasyfikacja usług ekosystemów

Korzyści, których środowisko dostarcza człowiekowi, są bardzo zróżnicowane, a ich liczba prawdopodobnie nieskończona i nie do końca poznana. Bez środowiska życie ludzkie nie byłoby możliwe, nie byłaby możliwa również żadna forma działalności gospodarczej. Podejście oparte na koncepcji usług ekosystemów zakłada jednak, że wiele rodzajów korzyści można wyodrębnić, a także zaklasyfikować do szerszych kategorii.

Najbardziej rozpoznawalną i najczęściej stosowaną klasyfikację wprowadziła MEA, w której usługi podzielono na cztery kategorie: podstawowe, zaopatrujące, regulacyjne i kulturowe (rys. 4.4). Rysunek zwraca uwagę na powiązania między usługami ekosystemów a różnymi kategoriami jakości życia, podkreślając brak możliwości zastąpienia wielu usług ekosystemów wytworami działalności człowieka.

Rysunek 4.4. Usługi ekosystemów a jakość życia według *Milenijnej Oceny Ekosystemów* (im grubsza strzałka, tym silniejszy wpływ; im jaśniejsza strzałka, tym mniejsza możliwość zastąpienia usług wytworami działalności człowieka)

Źródło: wersja oryginalna – MEA, 2005, s. 50; wersja polska – Bergier, Kronenberg, 2012, s. 15.

Zbliżoną, choć odrębną klasyfikację – z myślą o praktycznym zastosowaniu na potrzeby narodowych ocen i wycen usług ekosystemów – zaproponowano w ramach projektu TEEB. Sformułowano również kilka propozycji klasyfikacji w publikacjach o charakterze akademickim. W obliczu tego zróżnicowania Komisja Europejska wspólnie z Europejską Agencją Środowiska (*European Environment Agency – EEA*) rozpoczęła prace nad ujednoliconym systemem porządkującym usługi ekosystemów, dostosowanym do uwzględnienia w rachunkach narodowych. *Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemów (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES)* ma na celu ułatwienie uwzględniania usług ekosystemów w sprawozdawczości statystycznej poszczególnych państw w ramach przyjętych

na forum ONZ standardów (*System of Environmental-Economic Accounting – SEEA*). Dzięki temu ma zapewnić porównywalność opracowań dotyczących usług ekosystemów w skali międzynarodowej. Klasyfikacja CICES jest stale uaktualniana, by w jak największym stopniu dopasować ją do potrzeb, dla których została stworzona. Tabele 4.1–4.3 przedstawiają zestawienie kategorii usług ekosystemów zaproponowanych w ramach *Milenijnej Oceny Ekosystemów*, projektu TEEB i CICES.

Rozróżnienie pomiędzy różnymi kategoriami usług ekosystemów jest istotne także ze względu na to, że różne usługi dostarczane są przez różne ekosystemy. Również w kontekście miasta możemy mówić o usługach świadczonych przez ekosystemy w mieście, ekosystemy podmiejskie oraz pozamiejskie. Rozpatrując znaczenie ekosystemów dla poszczególnych społeczności, nie możemy więc koncentrować się tylko na najbliższych im ekosystemach, ale musimy spojrzeć znacznie szerzej na ich potrzeby i sposoby, w jakie są one zaspokajane. Tego typu rozważania mają też kluczowe znaczenie z punktu widzenia dyskusji na temat wartości usług ekosystemów.

Tabela 4.1. Zestawienie kategorii usług ekosystemów zaproponowanych w ramach *Milenijnej Oceny Ekosystemów*, projektu TEEB i klasyfikacji CICES – usługi zaopatrujące

Sekcja	CICES			MEA	TEEB
	Dział	Grupa	Klasa		
Zaopatrujące	Odżywianie	Biomasa	Rośliny uprawne	Żywność	Żywność
			Zwierzęta hodowlane i ich produkty		
		Woda	Woda powierzchniowa do picia	Woda	Woda
	Materiały	Biomasa	Włókna i inne materiały pochodzenia roślinnego, z glonów i zwierząt na potrzeby bezpośredniego wykorzystania lub przetworzenia	Włókna, drewno, ozdoby, wykorzystanie biochemiczne, zasoby genetyczne	Surowce naturalne, zasoby do wykorzystania w medycynie, zasoby genetyczne
			Zasoby genetyczne		
		Woda	Woda powierzchniowa w celach innych niż picie		
	Energia	Zasoby energetyczne oparte na biomasie Energia mechaniczna	Zasoby pochodzenia roślinnego		
			Energia pochodzenia zwierzęcego		

Źródło: strona EEA poświęcona CICES <http://cices.eu/the-equivalences-between-cices-and-the-classifications-used-by-the-ma-and-teeb> [dostęp 20.08.2015].

Tabela 4.2. Zestawienie kategorii usług ekosystemów zaproponowanych w ramach *Milenijnej Oceny Ekosystemów*, projektu TEEB i klasyfikacji CICES – usługi regulacyjne i podstawowe

CICES				MEA	TEEB
Sekcja	Dział	Grupa	Klasa		
Regulacyjne i podstawowe	Neutralizacja odpadów, substancji toksycznych i innych uciążliwości	Neutralizacja przez faunę i florę	Bioremediacja (mikroorganizmy, glony, rośliny, zwierzęta)	Oczyszczanie wody i utrzymywanie jakości powietrza	Neutralizacja odpadów, oczyszczanie wody, utrzymywanie jakości powietrza
		Neutralizacja przez ekosystemy	Filtracja/sekwestracja/przechowywanie/akumulacja przez ekosystemy		
	Regulowanie przepływów	Stałych	Stabilizacja przepływów, zapobieganie erozji	Regulowanie erozji	Przeciwdziałanie erozji
		Ciekłych	Cykl hydrologiczny i utrzymywanie przepływu wody		
		Gazowych	Ochrona przed skutkami burz i sztormów		
	Utrzymywanie warunków fizycznych, chemicznych i biologicznych	Utrzymywanie cyklu życia, środowiska życia i zasobów genetycznych	Zapylenie, rozsiewanie nasion	Zapylenie	Zapylenie
		Kontrolowanie szkodników i chorób	Kontrolowanie szkodników	Kontrolowanie szkodników	Biologiczne zwalczanie szkodników i chorób
			Kontrolowanie rozprzestrzeniania się chorób	Kontrolowanie rozprzestrzeniania się chorób	
		Tworzenie i układ gleby	Wietrzenie	Tworzenie gleby (usługi podstawowe)	Utrzymywanie żyzności gleby
		Warunki wodne	Skład chemiczny wód słodkich		
		Skład atmosfery i regulacja klimatu	Regulowanie zmian klimatycznych poprzez ograniczanie emisji gazów cieplarnianych	Regulowanie składu atmosfery	
			Regulowanie mikroklimatu i klimatu w regionie	Regulowanie jakości powietrza	Regulowanie jakości powietrza

Źródło: strona EEA poświęcona CICES <http://cices.eu/the-equivalences-between-cices-and-the-classifications-used-by-the-ma-and-teeb> [dostęp 20.08.2015].

Tabela 4.3. Zestawienie kategorii usług ekosystemów zaproponowanych w ramach *Milenijnej Oceny Ekosystemów*, projektu TEEB i klasyfikacji CICES – usługi kulturowe

CICES				MEA	TEEB
Sekcja	Dział	Grupa	Klasa		
Kulturowe	Fizyczne i intelektualne kontakty z fauną i florą	Interakcje fizyczne i empiryczne	Empiryczny kontakt z roślinami, zwierzętami, krajobrazami w różnych warunkach środowiskowych	Rekreacja i ekoturystyka	Rekreacja i turystyka
		Interakcje intelektualne i z kulturowymi reprezentacjami fauny i flory	Naukowe	Systemy wiedzy i edukacji, różnorodność kulturowa, wartość estetyczna	Inspiracja dla kultury, sztuki, projektowania, wartość estetyczna
	Duchowe, symboliczne i inne formy kontaktu z fauną i florą, ekosystemami i krajobrazami (warunkami naturalnymi)	Duchowe i symboliczne	Symboliczne	Wartość estetyczna	Informacja i rozwój poznawczy
		Inne związki kulturowe	Istnienie	Wartości duchowe i religijne	

Źródło: strona EEA poświęcona CICES <http://cices.eu/the-equivalences-between-cices-and-the-classifications-used-by-the-ma-and-teeb> [dostęp 20.08.2015].

4.2. Wartość środowiska przyrodniczego w mieście

4.2.1. Istota i znaczenie wyceny zasobów przyrodniczych

Od rewolucji przemysłowej dobra i usługi konsumpcyjne stawały się coraz bardziej dostępne, a usługi ekosystemów coraz mniej dostępne [Hueting, 1980]. Mając świadomość kluczowego znaczenia usług ekosystemów dla dobrobytu i istnienia gatunku ludzkiego, ekonomiści i inni przedstawiciele nauk społecznych podejmowali próby zwrócenia uwagi decydentów i innych aktorów życia publicznego na problem malejącej dostępności usług ekosystemów, podkreślając przy tym ich wartość. W niniejszym podrozdziale przyjrzymy się podstawowym metodom wyrażania wartości środowiska przyrodniczego, zarówno odwołującym się do kategorii pieniężnych, jak i bardziej ogólnym metodom wyceny niepieniężnej.

Wiele rodzajów zasobów przyrodniczych, a w szczególności większość usług ekosystemów, nie jest przedmiotem obrotu na rynku, w związku z czym umykają one większości rachunków i analiz ekonomicznych. Nie oznacza to jednak, że nie mają wartości – na wartość zasobów przyrodniczych (i usług ekosystemów) wskazują nie tylko opracowania naukowe, ale również liczne formy wyrażania tej wartości przez indywidualne osoby lub grupy społeczne. Wartość ta znajduje odzwierciedlenie w decyzjach politycznych, np. dotyczących obejmowania wybranych terenów lub gatunków ochroną, a także w podejmowaniu innych działań z zakresu ochrony przyrody, w tym protestów przeciwko jej degradacji. Obserwując te działania, a w pierwszej kolejności skłonność ludzi do ich podejmowania, możemy wnioskować na temat wartości przypisywanej środowisku. Jak zresztą zauważyliśmy w poprzed-

nim podrozdziale, wycena jest naturalną konsekwencją spojrzenia na środowisko przez pryzmat usług ekosystemów.

Głównym powodem, dla którego wycenia się środowisko przyrodnicze, jest możliwość rozpatrywania jego wartości w analizach ekonomicznych uwzględniających niedoskonałości rynku, koszty zewnętrzne, koszt alternatywny, krańcową użyteczność i krańcowy koszt, a także możliwość wykorzystania tej wiedzy przy tworzeniu mechanizmów finansowych, takich jak płatności za usługi ekosystemów. Argumenty te zostaną omówione w kolejnych akapitach.

Niedoskonałości rynku to okoliczności, w których rynek nie działa dobrze, nie prowadzi do efektywnej alokacji zasobów lub nie odzwierciedla rzeczywistych preferencji jego uczestników. Najbardziej ewidentnym przejawem niedoskonałości jest wspomniany brak rynków na wiele rodzajów zasobów przyrodniczych. Sprawia to, że decyzje podejmowane na rynku nie odzwierciedlają pełnego spektrum warunków, które powinniśmy wziąć pod uwagę przy ich podejmowaniu. Jeśli problem dotyczy czegoś tak istotnego jak środowisko przyrodnicze, warunkujące naszą jakość życia, a także życie w ogóle, to sprawa ewidentnie jest poważna i musimy sobie z nią radzić, albo próbując reformować rynki, albo zmieniając sposób podejmowania decyzji (nie kierując się wyłącznie rynkiem i logiką ekonomiczną, ale stosując znacznie szersze kryteria).

Koszty zewnętrzne są jednym z najbardziej znanych przykładów niedoskonałości rynku. Definiuje się je jako koszty, które nie są ponoszone przez tego, kto je powoduje. Podmiot, który degradowe środowisko, pozbawia inne podmioty oraz społeczeństwo ogółem korzyści związanych ze zdrowym, funkcjonującym systemem przyrodniczym. Koszty zewnętrzne powstają w momencie, gdy poszkodowani muszą ponieść jakieś koszty z tym związane, np. koszty leczenia chorób lub koszty pozyskiwania określonych zasobów czy usług z innego źródła. Wycena szkód tego typu jest potrzebna, by stworzyć mechanizmy przeciwdziałania im, obciążające szkodzącego odpowiedzialnością (internalizacja kosztów zewnętrznych zgodnie z zasadą: „zanieczyszczający płaci”).

Koszt alternatywny (inaczej koszt utraconych możliwości) pozwala nam zrozumieć, że podjęcie jednego działania często wyklucza możliwość podjęcia innego działania. Podejmowanie racjonalnych decyzji dotyczących wszelkich działań wymaga znajomości wartości możliwych do osiągnięcia dzięki nim korzyści. Degradacja środowiska, np. likwidacja jakiegoś ekosystemu, może przynieść określone korzyści, ale powoduje też straty, których nie znamy, jeśli nie znamy wartości środowiska przyrodniczego. Zgodnie z typową logiką ekonomiczną, najpierw powinniśmy poświęcić mniej potrzebne usługi ekosystemów, w rzeczywistości jednak słabo rozumiemy działanie ekosystemów i dopiero od niedawna dostrzegamy ograniczoność ich usług.

Krańcowa użyteczność i krańcowy koszt to podstawowe terminy ekonomiczne służące do określenia opłacalności określonego działania. Znajomość wartości środowiska – jako źródła korzyści dla człowieka – jest potrzebna, by w pełni świadomie korzystać z tego rodzaju podstawowych terminów ekonomicznych. W mikroekonomii podkreśla się, że działalność jest opłacalna do momentu, aż krańcowe korzyści (korzyść z dodatkowej wytworzonej jednostki) zrównają się z krańcowymi kosztami (koszt dostarczenia dodatkowej jednostki). Kryterium to służy jako podstawa decyzji podejmowanych przez podmioty gospodarcze, ale – w obliczu braku pełnej informacji o wartości kosztów zewnętrznych czy alternatywnych – podejmowane decyzje mogą być nieefektywne, zwłaszcza z szerszego, społecznego punktu widzenia. Analogiczne rozumowanie powinno stosować się również do makroekonomii, czyli do skali całej gospodarki. Brak możliwości wyrażenia kosztów środowiskowych i w konsekwencji społecznych związanych ze wzrostem gospodarczym i towarzy-

szą mu degradacją środowiska (rosnąca dostępność dóbr i usług rynkowych, malejąca dostępność usług ekosystemów) pokazuje, że wzrost gospodarczy może być sprzeczny z logiką ekonomiczną [Daly, 1999]. Obnaża to również niedoskonałość PKB jako powszechnie stosowanego miernika dobrobytu [Żylicz, 2010].

Płatności za usługi ekosystemów – to rozwiązanie stosowane jest coraz częściej w praktyce w celu wynagrodzenia tych, którzy ponoszą koszty, chroniąc środowisko, przez tych, którzy odnoszą dzięki temu korzyści. Znajomość kosztu alternatywnego może też być podstawą do ustalenia wysokości takich płatności. Najbardziej znanym przykładem takiego rozwiązania jest porozumienie między władzami Nowego Jorku z samorządami z rejonu Catskill Mountains, z których terytorium pochodzi część wody wykorzystywanej w Nowym Jorku. W ramach tego porozumienia Nowy Jork płaci tym samorządom za ochronę terenów, które zapewniają naturalną filtrację i oczyszczanie wody. Rozwiązanie to okazało się dla Nowego Jorku o połowę tańsze od rozważanej budowy stacji uzdatniania wody, która miałaby raz zanieczyszczoną wodę doprowadzić do stanu nadającego się do wykorzystania w celach konsumpcyjnych. Koszt alternatywny jednej strony takiej transakcji odpowiada korzyściom zewnętrznym uzyskiwanym przez drugą stronę.

Podsumowując, powyższe okoliczności wskazują, że wycena – lub inne działania pozwalające na uchwycenie wartości środowiska przyrodniczego – jest potrzebna do podejmowania racjonalnych decyzji (zwłaszcza w sensie ekonomicznym). Oczekuje się, że pozwoli na bardziej efektywną ochronę ekosystemów poprzez dopasowanie dyskusji na temat środowiska do dominujących trendów posługiwania się kategoriami ekonomicznymi, zyskując dla niej tym samym szersze poparcie. Powinna także umożliwić stworzenie bardziej adekwatnych miar jakości życia człowieka, uwzględniających to, „co się liczy, a nie liczących tego, co się nie liczy” [Żylicz, 2010, s. 79] – korygując tradycyjnie stosowane wskaźniki (jak PKB) o degradację kapitału przyrodniczego i umożliwiając uwzględnienie usług ekosystemów wśród źródeł jakości życia/dobrobytu.

Istnieje wiele możliwości i metod wyceny, w tym pieniężnych i niepieniężnych. Te pierwsze wiążą się z usuwaniem niedoskonałości rynku (lub neutralizacją ich oddziaływania); drugie pozwalają na uwzględnienie środowiska (lub innych dóbr nie-rynkowych) w procesie decyzyjnym bez odwoływania się do rynków i mechanizmów rynkowych. Pierwsze są w związku z tym bardziej sformalizowane, wymagają stosowania rygorystycznie sformułowanych założeń upraszczających, niekiedy również hipotetycznych scenariuszy, w ramach których respondenci mieliby podejmować decyzje dotyczące ewentualnych płatności związanych z ochroną środowiska, a także często bardzo złożonych metod ekonometrycznych używanych do analizy danych. Drugie pozwalają na znacznie większą swobodę w tworzeniu stosownych narzędzi badawczych i interpretacji wyników; dostarczają w dużej mierze informacji jakościowych, choć często również umożliwiają ich analizę ilościową. Możliwe – i pożądane – jest integrowanie obu podejść w taki sposób, by uzyskane informacje wzajemnie się uzupełniały i dostarczały bardziej kompleksowego zrozumienia znaczenia, jakie ludzie przywiązują do przyrody.

Metody wyceny (lub oceny) niepieniężnej dostarczają bardziej ogólnych informacji, które mogą stanowić podstawę podejmowania decyzji politycznych. Natomiast metody wyceny pieniężnej pozwalają na dokonywanie szczegółowych analiz w bardzo konkretnych przypadkach/sytuacjach, w których potrzebna jest wieloaspektowa analiza ekonomiczna. Może to być np. rozpatrywanie dostępnych alternatyw (substytucyjnych dóbr i usług, w tym pochodzących ze środowiska i wytworzonych przez człowieka – zob. rozdział *Nature-based solutions*). Metody wyceny umożliwiają wówczas porównanie kosztów i korzyści utrzymania obecnej sytuacji

i wyboru poszczególnych alternatyw (z wykorzystaniem tych samych kryteriów oceny) [Daily i in., 2000].

Podstawowe kategorie wartości, a także powiązane z nimi przykładowe metody wyceny przedstawiono na rysunku 4.5. Uwzględniono na nim metody odwołujące się do preferencji mieszkańców miasta, stosowane zarówno w kontekście nauk ekonomicznych, jak i innych nauk społecznych i politycznych. Oprócz wymienionych na rysunku istnieje jeszcze szereg kategorii wartości i metod odwołujących się do nauk przyrodniczych, takich jak wartość danego elementu ekosystemu dla innych elementów (z punktu widzenia potrzeb innych gatunków lub powiązań pomiędzy różnymi elementami ekosystemu), metody odwołujące się do analiz energii, egzergii, emergii, a także przepływów materialnych [Pascual i in., 2010]. Z punktu widzenia korzyści płynących dla człowieka rozróżniamy przede wszystkim wartość użytkową (uzależnioną od możliwości korzystania z danego rozwiązania bezpośrednio, pośrednio lub potencjalnie w przyszłości, czyli opcjonalnie) i pozaużytkową (niezależną od możliwości korzystania z niej), a także szersze kategorie wartości, które odzwierciedlają sprawiedliwość społeczną (czyli tzw. wartości wspólne), poczucie powinności czy obowiązku (perspektywa deontologiczna), sytuacje, w których preferencje są ekonomicznie niejednoznaczne (np. gdy badani preferują wybrane rozwiązanie, niezależnie od ewentualnych zmian jego atrybutów, czyli tzw. preferencje leksykograficzne), i wreszcie ludzką interpretację preferencji czy potrzeb innych gatunków.

Rysunek 4.5. Podstawowe kategorie wartości i powiązane z nimi przykładowe metody wyceny w podziale na pieniężne (P) i niepieniężne (N)

Źródło: opracowanie własne na podstawie Kelemen i in., 2014; Pascual i in., 2010.

Niektóre metody wymagają zbierania danych pierwotnych (poprzez badania ankietowe lub warsztaty prowadzone wśród wybranych grup respondentów), inne opierają się na wykorzystaniu istniejących dużych zbiorów danych (np. metoda wyceny hedonicznej) lub ocenach ekspertów (metoda unikniętych kosztów). Możliwość wykorzystania istniejących zbiorów danych wiąże się z analizą tzw. rynków zastępczych. Skoro środowisko przyrodnicze nie jest przedmiotem obrotu na rynku, to możemy poszukiwać rynków, na których sprzedawane są towary lub usługi, w cenach których cechy środowiska mogą zostać odzwierciedlone. Przykładem może być rynek nieruchomości, których ceny zależą od wielu różnych atrybutów, w tym odległości od terenów zieleni, jakości powietrza (zanieczyszczenia) czy hałasu, co jest wykorzystywane w ramach tzw. wyceny hedonicznej.

Istnieje też możliwość transferu wartości pomiędzy różnymi lokalizacjami. Rozwiązanie to polega na dostosowaniu wyników wyceny uzyskanych w jednym miejscu do warunków społeczno-ekonomicznych panujących w innym miejscu (z uwzględnieniem parytetu siły nabywczej czy inflacji, jeśli badania były prowadzone w innym okresie). Jest to możliwe w przypadku wyceny podobnych dóbr i usług, na dodatek wycenianych w podobnym kontekście (jeśli chodzi o potrzeby badania, a najlepiej również warunki ekologiczne i społeczno-ekonomiczne porównywanych lokalizacji). Pozwala to na orientacyjne szacowanie wartości usług ekosystemów bez konieczności prowadzenia szczegółowych badań w danym miejscu, co wiąże się ze znacznie niższymi kosztami (ale i mniejszą dokładnością). Rozwiązanie to jest wykorzystane w bardzo znaczącym stopniu zwłaszcza w przypadku szacunków wartości ekosystemów i ich usług podejmowanych na dużym stopniu agregacji, np. w ramach wycen globalnych czy narodowych, m.in. we wspomnianej narodowej ocenie (i wycenie) usług ekosystemów przeprowadzonej w Czechach [Frélichová i in., 2014].

4.2.2. Wybrane metody wyceny zasobów przyrodniczych w mieście

Na świecie przeprowadzono dziesiątki, a być może setki tysięcy badań wyceny zasobów przyrodniczych w miastach. W Polsce dopiero kilka, najwyżej kilkanaście. Bardzo duża jest też różnorodność stosowanych metod, przede wszystkim w odniesieniu do wyceny niepieniężnej. Właściwie każde badania ankietowe, w wyniku którego otrzymujemy odpowiedź na temat znaczenia środowiska dla mieszkańców miasta, a w szczególności gdy w grę wchodzi porównywanie różnych jego elementów, można nazwać wyceną (tudzież wartościowaniem). Wyniki każdego badania tego typu mogą być wykorzystane do wsparcia procesów decyzyjnych.

Poniższe przykłady ilustrują zastosowanie wybranych metod i podejść do wyceny. Podobnie jak na rysunku 4.5 przykładowe metody wyceny pieniężnej oznaczone są literą P, a niepieniężne – N. W przeglądzie pominięto metodę wykorzystującą ceny rynkowe ze względu na jej ograniczone zastosowanie związane ze wspomnianym brakiem rynków na większość usług ekosystemów. I tak w przypadku drzew w mieście można byłoby ją nazwać karykaturą wyceny: „Odpłatność za utracone drzewo w mieście, określona wg sumy kosztów jego wykopania i usunięcia, oraz «wartość» ustalona wg cen drewna opałowego jest w swej istocie tym samym, co wycena obrazu Dürera po kosztach ½ funta oleju i 2 metrów kwadratowych płótna, czy rzeźby Rodina po cenach 800 kg zużytego brązu” [Gerlich, 1971, cyt. za: Szczepanowska, 2001, s. 36].

Wartość szkód. Metoda ta odnosi się w rzeczywistości do wartości szkód, których można było uniknąć, gdyby nie doszło do degradacji środowiska. Gdyby dany element środowiska był skutecznie chroniony, dostarczałby usług i nie doszłoby do konieczności poniesienia kosztów. Tego typu badania można przeprowadzić w od-

niesieniu do wartości zdegradowanych terenów zalewowych w dolinach rzek, szacując np. skalę zniszczeń, których można było uniknąć, gdyby nie dopuszczono do ich zabudowania i degradacji. Należy jednak pamiętać, że ta metoda pozwala na wycenę tylko jednej konkretnej usługi ekosystemu, ściśle związanej do przeciwdziałania kosztom, do których się odnosi.

Wartość szkód spowodowanych przez huragan Katrina a wartość usług terenów podmokłych na wybrzeżu Zatoki Meksykańskiej

Jednym z najbardziej znanych przykładów wyceny według wartości szkód przeprowadzonej w ostatnich latach jest wskazanie na szkody spowodowane w Stanach Zjednoczonych przez huragan Katrina. Szacuje się, że nawet 65% strat można byłoby uniknąć, gdyby nie dopuszczono do degradacji lasów namorzynowych i innych terenów podmokłych na wybrzeżu Zatoki Meksykańskiej (jak na zdjęciu). Koszty związane z odtwarzaniem tych ekosystemów szacuje się na 14 mld USD [Kousky, Zeckhauser, 2006], podczas gdy straty spowodowane huraganem Katrina

wyniosły według różnych szacunków 100–150 mld USD. Wyniki szerszego badania odnoszącego się do 34 huraganów, które dokonały zniszczeń w Stanach Zjednoczonych od 1980 roku, wskazują, że skala zniszczeń w dużej mierze zależała od dostępności i wielkości terenów podmokłych (rozlewisk). Utrata 1 ha takich terenów podnosiła koszty zniszczeń średnio o 33 000 USD. Opierając się na takich obliczeniach, naukowcy oszacowali wartość usług terenów podmokłych związanych z regulowaniem przepływów wody (co przyczynia się do minimalizacji kosztów związanych z występowaniem katastrof naturalnych) w różnych rejonach kraju średnio na 8240 USD/ha rocznie [Costanza i in., 2008].

Źródło: opracowanie własne; fot. Wilen Bill, U.S. Fish and Wildlife Service <http://www.public-domain-image.com/free-images/nature-landscapes/wetlands-and-swamps/mangrove-plants-swamp-in-florida/attachment/mangrove-plants-swamp-in-florida>

#koszt odtworzenia

#koszt podróży

Relatywnie proste podejście do wyceny odwołuje się do kosztów odtworzenia wycenianego dobra lub usługi. Jednak nie w każdym przypadku odtworzenie jest możliwe, a często jest bardzo trudne. Metodę tę stosuje się w wielu krajach jako podstawę do wyznaczania wysokości opłat za usuwanie drzew w miastach, proponowano również jej użycie w tym kontekście w Polsce (Szczepanowska, 2007). Najbardziej znanym przykładem jest wykorzystanie tej metody przez amerykańską Radę Specjalistów ds. Wyceny Drzew i Krajobrazu (Council of Tree and Landscape Appraisers – CTLA).

Metoda kosztu podróży stanowi przykład zastosowania do wyceny zasobów przyrodniczych rynków zastępczych. Choć środowisko nie jest przedmiotem obrotu na rynku i za korzystanie z niego w większości przypadków nie trzeba płacić, to zdarzają się sytuacje, kiedy poniesienie jakichś kosztów jest konieczne, by można było korzystać z wybranych zasobów. Dzieje się tak zwłaszcza w przypadku ich rekreacyjnego charakteru, np. gdy trzeba ponieść koszty, by dostać się do miejsca, w którym można korzystać ze środowiska. Rynkiem zastępczym jest tu rynek, na którym ponoszone są wydatki związane z podróżą. Przykładem zastosowania metody kosztu podróży do wyceny terenu zieleni w mieście jest badanie Langemeyera i in. [2015] dotyczące Parku Montjuïc w Barcelonie.

Wytyczne CTLA obejmują szereg zaleceń dotyczących wyceny wartości drzew na potrzeby wyceny wartości nieruchomości, na terenie których się znajdują, wyceny wartości strat związanych z całkowitą lub częściową utratą drzewa, a także związanych z tymi sytuacjami transakcji i decyzji administracyjnych. Wartość rosnącego drzewa jest w tym przypadku ustalana na podstawie kosztu samego drzewa (na podstawie cen materiału szkółkarskiego), powiększonego o koszty jego transportu na miejsce sadzenia, posadzenia i utrzymania przez okres pozwalający na osiągnięcie zbliżonych parametrów. Jeśli drzewo nowo sadzone ma zastąpić drzewo usuwane, to koszt usunięcia starego drzewa powiększa tak szacowaną wartość. Stosowane są wskaźniki dotyczące gatunków i stanu drzewa, a także wskaźniki

dotyczące warunków panujących w danej lokalizacji (odpowiednio zwiększające lub zmniejszające wartość, ponieważ cechy te mają wpływ na możliwości i koszty odtworzenia drzewa).

Źródło: opracowanie własne na podstawie CTLA, 2000.

Metoda kosztu podróży jako podstawa ustalenia wartości rekreacyjnej Parku Montjuïc w Barcelonie

Na podstawie ankiet przeprowadzonych wśród odwiedzających park ustalono, jakimi środkami transportu dotarli do parku, jakie przebyli odległości i jakie koszty wiązały się z tymi podróżami. Uwzględniono podróż w obie strony, a także koszt czasu spędzonego w podróży (oszacowany jako połowa wartości czasu pracy). Koszty poniesione przez odwiedzających park stanowią przybliżenie wartości, jaką przypisują oni temu miejscu, przynajmniej w kontekście jego walorów użytkowych (powodów, dla których je odwiedzają). Ponadto autorzy wyodrębnili pięć kategorii usług związanych z wizytą w parku i poprosili respondentów o przydzielenie im powodów swoich odwiedzin. Ostatecznie ustalili, że park był odwiedzany przede wszystkim

w celach rekreacyjnych (związana z tym korzyść uzyskiwana przez respondentów wyniosła blisko 10 USD na wizytę), w związku ze szczególną wartością tego konkretnego miejsca (4,5 USD), możliwością kontaktu ze środowiskiem przyrodniczym (2,7 USD), wartością estetyczną (1,7 USD) i turystyką (1,3 USD).

Źródło: Langemeyer i in., 2015; fot. Enrique Freire (Flickr), <https://www.flickr.com/photos/enriquefreire/5421091379> [dostęp 22.08.2015].

Wycena hedoniczna również odwołuje się do rynków zastępczych, w tym przypadku najczęściej – zwłaszcza w kontekście miasta – wykorzystuje się rynek nieruchomości. Obserwując rynek nieruchomości, jesteśmy w stanie wyróżnić wpływ, jaki na ich ceny lub koszty najmu wywierają różne czynniki, takie jak cechy konstrukcyjne i lokalizacja, w tym w odniesieniu do terenów zieleni. Do wyceny środowiska w badaniach wyceny hedonicznej brano pod uwagę właśnie tereny zieleni (odległości do różnych rodzajów i kategorii takich terenów) oraz stan środowiska (np. zanieczyszczenie powietrza lub hałas). Inne przykłady wyceny hedonicznej odwołują się do cen płaconych za towary lub usługi, analogicznie – w rozbiu na różne atrybuty, w tym środowiskowe.

Metoda wyceny hedonicznej: wpływ terenów zieleni na wartość mieszkań w Łodzi

Badanie wyceny hedonicznej przeprowadzono, opierając się na danych dotyczących transakcji zakupu 9346 mieszkań zrealizowanych w latach 2011–2013. Podjęto próbę oceny wpływu, jaki na zakup mieszkania wywiera odległość od terenów zieleni należących do dziewięciu kategorii oraz odsetek powierzchni terenów zieleni w promieniu 500 m wokół nieruchomości. Kategorie terenów zieleni rozróżniono ze względu na ich rodzaj (lasy, parki, ogrody działkowe, cmentarze) i wielkość (trzy kategorie wielkości rozróżnione tylko w odniesieniu do

lasów i parków). Łącznie uwzględniono odległości do 319 terenów zieleni, a także 676 obiektów edukacyjnych, sportowych, kulturalnych itp. Zgodnie z oczekiwaniami najistotniejszy (i pozytywny) okazał się wpływ najbardziej znanych i rozpoznawalnych terenów zieleni: dużych parków i Lasu Łągiewnickiego, a dodatkowo również małych lasów. Wzrost odległości do Lasu Łągiewnickiego o 1% przekłada się średnio na spadek ceny metra kwadratowego mieszkania o 110 zł (ok. 2%), a wzrost odległości do najbliższego dużego parku – o 57 zł (ok. 1%). Wartość nieruchomości rośnie również wraz ze wzrostem odsetka powierzchni zieleni w promieniu 500 m wokół nieruchomości.

Źródło: Czembrowski, Kronenberg, 2016; fot. J. Kronenberg.

Metoda wyboru warunkowego jest jedną z tzw. metod wyceny bezpośredniej (w przeciwieństwie do wszystkich dotychczas wymienionych metod wyceny pośredniej). W ramach badania kwestionariuszowego respondenci pytani są bezpośrednio o to, ile byliby gotowi zapłacić za realizację określonego scenariusza dotyczącego środowiska przyrodniczego. Dla porównania w przypadku metod wyceny pośredniej obserwujemy inne rynki lub pytamy respondentów o to, ile zapłacili za coś, na podstawie czego tylko pośrednio wnioskujemy o wartości środowiska. Wybór warunkowy oznacza, że respondenci są stawiani przed koniecznością dokonania wyboru spośród szeregu hipotetycznych scenariuszy i ich wariantów – dotyczących zmian środowiska przyrodniczego. Warunkowość wiąże się z tym, że respondentom przedstawia się ten wybór jako bardzo realistyczny – przekonuje się ich, że rzeczywiście musieliby ponieść deklarowane koszty, gdyby tylko doszło do realizacji wybranego scenariusza. Na potrzeby polskiej części projektu TEEB metodę wyboru warunkowego wykorzystano do wyceny wartości drzew przyulicznych rosnących w centrum Łodzi.

Odwołując się do faktu, że liczba drzew w centrum miasta od lat spada, a w miejskim budżecie brakuje środków na przeciwdziałanie tej tendencji, mieszkańców zapytano, czy byłoby skłonni płacić co miesiąc dodatkowy podatek, z którego środki byłyby przeznaczone na szeroko zakrojony program sadzenia drzew przyulicznych w centrum. Różne warianty programu zakładały zwiększanie liczby drzew rosnących przy ulicach w różnym stopniu – w zależności od dotychczas rosnącej przy nich liczby drzew, a także od możliwości ich dosadzania (dostępności

miejsca). Różne warianty zakładały sadzenie drzew przy ulicach już obecnie z dużą liczbą drzew (10 i więcej na 100 m), ze średnią liczbą drzew (4–9) oraz z małą liczbą drzew i takich, przy których drzew nie ma (0–3). Zakładano, że drzewa mogłyby być sadzone wzdłuż ulicy lub w specjalnie w tym celu stworzonych wyspach rozdzielających miejsca parkingowe. Wyniki badania wskazały, że mieszkańcy są skłonni ponieść dodatkowe koszty, by zwiększyć liczbę drzew rosnących przy ulicach, a szczególnie zależy im na zazielenieniu ulic, przy których obecnie drzew jest mało lub ich nie ma. Gotowość do zapłaty za zwiększenie długości ulic, przy których liczba drzew zostanie zwiększona z małej do średniej, oszacowano na 1,58 zł za kilometr, a w przypadku kilometra ulicy, na której zostałyby stworzone wyspy z drzewami – na 2,25 zł.

Źródło: Giergiczny, Kronenberg, 2012; fot. J. Kronenberg.

Mapowanie partycypacyjne pozwala na uzyskanie informacji o wartościach, jakie respondenci przypisują do określonych elementów lub właściwości środowiska przyrodniczego w ujęciu przestrzennym. Informacje mogą zostać naniesione na mapę w ramach wywiadu kwestionariuszowego, w ramach warsztatu lub za pomocą kwestionariusza internetowego. Kwestionariusze nazywane są w tym przypadku geokwestionariuszami, ponieważ podawane informacje powiązane są z konkretną lokalizacją. Jeden z wariantów metody mapowania partycypacyjnego (softGIS) wykorzystano na potrzeby badania preferencji dotyczących zieleni miejskiej przeprowadzonego wśród mieszkańców trzech polskich miast (Krakowa, Łodzi i Poznania). Badanie zostało zrealizowane przez Fundację Sendzimira w ramach projektu „Licz na zieleń” [Fundacja Sendzimira, 2014].

Spacery badawcze, warsztaty, badania fokusowe. Metody tego typu stwarzają możliwość wymiany poglądów pomiędzy uczestnikami grupy, stąd można je powiązać z metodami deliberatywnymi – opartymi na dyskusji, pozwalającymi na ustalenie wspólnego stanowiska grupy osób. Metody tego typu umożliwiają odzwierciedlenie wartości wspólnych dla grupy, które niekoniecznie muszą być tożsame z wartościami deklarowanymi przez poszczególnych jej członków. Spacery badawcze mogą być również traktowane jako specyficzna forma mapowania partycypacyjnego. W ramach tego typu badania grupa, która porusza się po określonym terenie, odpo-

#mapowanie partycypacyjne

#spacery badawcze

wiadą na przygotowane wcześniej pytania badawcze, a także spontanicznie wskazuje wybrane obiekty i udziela informacji na temat swoich preferencji. Pokazuje to przykład zastosowania tej metody w procesie konsultacji społecznych wspomagających proces rewitalizacji realizowany przez Miasto Łódź.

SoftGIS jako przykład mapowania partycypacyjnego wykorzystanego na potrzeby wyznaczenia wartości terenów zieleni Krakowa, Łodzi i Poznania

W ramach badania wykorzystano geokwestionariusz zamieszczony w Internecie. Respondenci byli proszeni o zaznaczenie miejsc, w których spędzają czas w otoczeniu zieleni, a także innych miejsc cennych ze względu na obecność zieleni, na mapie zamieszczonej na stronie internetowej www.licznazieleni.pl (ilustracja obok przedstawia zaznaczenia w Łodzi). Wyodrębniono ponad 100 czynników wpływających na atrakcyjność terenów zieleni (z którymi można powiązać wartości przypisywane do terenów zieleni).

Wyniki pozwoliły na identyfikację skupisk wskazań i ich interpretację. Szczególnie istotnym wnioskiem płynącym z badania jest to, że – mając swobodę wyrażenia preferencji za pomocą mapy – mieszkańcy doceniają nie tylko duże tereny zieleni, ale też bardzo rozproszone jej elementy, czasem nawet pojedyncze drzewa.

Źródło: Fundacja Sendzimir, 2014; fot. www.licznazieleni.pl.

Spacerzy badawcze jako jedna z metod konsultacji społecznych wspomagających proces rewitalizacji Śródmieścia realizowany przez Miasto Łódź

W dziesięciu spacerach organizowanych w latach 2014–2015 w ramach procesu konsultacji wzięły udział 94 osoby, co pozwalało na uzyskiwanie bardzo szczegółowych informacji. Zgodnie z raportem z przeprowadzonych badań „zdaniem mieszkańców wolną, niezabudowaną przestrzeń można wykorzystać na aranżację kolejnych skwerów, trawników, klombów, a nawet parków kieszonkowych, ponieważ łodzianom bardzo

doskwiera brak zieleni w centrum” (Modnicka, 2015). W czasie spacerów badawczych wskazywano konkretne miejsca, w których zielen ma szczególną wartość dla mieszkańców, oraz takie, w których zdaniem mieszkańców należałoby stworzyć nowe, niewielkie tereny zieleni. Podkreślano potrzebę sadzenia nowych drzew w centrum miasta, przy czym zwracano uwagę, że szczególnie potrzebne są duże drzewa, przystosowane do trudnych miejskich warunków.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Modnicka, 2015; fot. J. Kronenberg.

Opowieść, storytelling. U podstaw tej metody leży założenie, że najbardziej naturalnym sposobem wyjawiania przez ludzi wartości, które przywiązują do różnych elementów otaczającej ich rzeczywistości, są ich własne opowieści. Opowieści, które odwołują się do doświadczeń indywidualnych osób lub grup pozwalają na uchwycenie stosunku emocjonalnego do interesujących nas zagadnień. Swobodne wypowiedzi, niezakłócone ingerencją ze strony badającego, pozwalają na najbardziej spontaniczne i szczere wyrażenie poglądów przez badane osoby. Oczywiście opowieść może też być w pewnym zakresie moderowana na potrzeby badania. Duża odpowiedzialność leży po stronie badacza lub badaczki, który lub która musi wyciągnąć spójne wnioski z analizy wypowiedzi kilku osób. Wysłuchiwanie opowieści jest jedną z metod stosowanych w etnografii i innych naukach społecznych. Istnieje wiele pokrewnych metod badawczych pozwalających na uchwycenie bardzo konkretnych lub luźnych opowieści, długich i krótkich, mówionych i pisanych, odzwierciedlających przekonania mówiącego lub polegających na odgrywaniu ról. Ciekawy eksperyment wpisujący się w konwencję storytellingu przeprowadzono niedawno w Melbourne w Australii.

Storytelling (metoda opowieści) a wartość drzew w Melbourne

Pierwotnym celem tego przedsięwzięcia było ułatwienie zarządzania miejskim drzewostanem poprzez przypisanie w 2013 roku każdemu drzewu numeru identyfikacyjnego i adresu e-mail, na który mieszkańcy mogli zgłosić ewentualne problemy dotyczące danego drzewa. Zbierane od tego czasu wiadomości dostarczyły władzom bardzo cennych informacji na temat stosunku mieszkańców miasta do rosnących na jego terenie drzew. Mieszkańcy wykorzystali tę możliwość, by zwrócić uwagę na rolę, jaką drzewa odgrywają w ich życiu – zarówno

drzewa w mieście w ogóle, jak i konkretne okazy, do których kierowali swe wiadomości. Choć wycena w tym przypadku ma charakter symboliczny, to jednak pokazuje emocjonalną więź, jaką mieszkańcy współczesnego miasta wciąż czują z naturą, a właściwie tylko symbolizującymi tę naturę drzewami.

Źródło: opracowanie własne na podstawie LaFrance, 2015; fot. LA Mountains (Flickr), <https://www.flickr.com/photos/lamountains/13961241855>. [dostęp: 21.08.2015 r.]

Obserwacja. Obserwowanie zachowania interesujących nas grup społecznych dostarcza cennych informacji na temat ich preferencji i wartości, jaką przypisują różnym zagadnieniom. Stwarza też rzadką możliwość sprawdzenia, na ile deklarowane postawy są spójne z rzeczywistymi zachowaniami – widzimy, jak ludzie zachowują się w rzeczywistych sytuacjach, kiedy podejmują faktyczne decyzje (odróżnia to ją od hipotetycznych sytuacji, w których prowadzący badanie próbują postawić respondentów w przypadku wielu innych wymienionych metod). Obserwację można stosować zarówno w sytuacjach ogólnych, nieodbiegających od stanu normalnego, jak i w sytuacjach szczególnych, w których oczekujemy, że wartości będą wyrażane intensywnie (np. w przypadku protestów wobec wycinania drzew w mieście). W ra-

mach obserwacji zbieranie istotnych dla podejmowania decyzji informacji odbywa się w zasadzie bezkosztowo – obserwowani biorą udział w swego rodzaju eksperymencie. Obserwacja jest możliwa na co dzień i wyjątkowo mocno podkreśla potrzebę elastycznego podejścia decydentów, którzy będą wykorzystywać jej wyniki. Szczególnie dużo cennych informacji można zebrać, gdy badacz lub badaczka staje się częścią badanej społeczności i może obserwować jej zachowania w różnych sytuacjach (obserwacja uczestnicząca).

Obserwacja protestów przeciwko wycinaniu drzew jako metoda zbierania informacji na temat znaczenia przyrody dla mieszkańców miast

Od kilku lat w polskich miastach rośnie liczba protestów przeciwko wycinaniu drzew. Wiąże się to przede wszystkim z rosnącą presją na drzewa i środowisko przyrodnicze w ogóle związaną z nowymi inwestycjami, ale również z szeregiem zaniedbań i innych barier dla zachowania drzew, wynikających z bagatelizowaniem ich znaczenia w prawie i jego interpretacji [Bergier, Kronenberg, 2012; NIK, 2014]. Protesty, w ramach których mieszkańcy bronią drzew przed wycięciem, w dramatyczny sposób informują władze miast o konieczności

bardziej odpowiedzialnego podejścia do zarządzania środowiskiem przyrodniczym. Poświęcając swój czas, narażając się na niedogodności, a niekiedy nawet niebezpieczeństwa, protestujący mieszkańcy dają wyraz bardzo wysokiej wartości nadawanej temu, czego bronią. Aktualnym przykładem może być trwający protest mieszkańców przeciwko usuwaniu drzew w okolicy ul. Niciarnianej w Łodzi. Ze względu na dużą skalę planowanej wycinki (400 drzew) protesty nabrały rozmachu. W efekcie planowana do wycięcia liczba drzew zmniejszyła się o połowę (ostateczne decyzje zapadną pod koniec 2015 r.). Nie czekając na kolejny protest lub na to, że mieszkańcy nie dowiedzą się w porę o planowanej wycinie i do protestu nie dojdzie, władze polskich miast powinny wyciągnąć wnioski z tego powtarzającego się schematu i zadbać o ochronę drzew już na etapie planowania przyszłych inwestycji.

Źródło: opracowanie własne; fot. J. Kronenberg.

Analiza na podstawie dokumentów, zapisów medialnych. Również bez konieczności prowadzenia badania ankietowego, warsztatów czy innych rozmów z mieszkańcami miasta można dowiedzieć się bardzo dużo na temat wartości środowiska dla mieszkańców. Działania mieszkańców, zrzeszających ich organizacji, a także instytucji publicznych odzwierciedlone są bowiem w różnych dokumentach i zapisach medialnych. Analizując dokumenty tworzone przez poszczególne grupy społeczne, w tym teksty literackie, pamiętniki, reportaże, artykuły prasowe, dokumenty prawne, uzyskujemy informacje odnośnie do podzielanych przez nie wartości i ich preferencji. Analizy tego typu pozwalają nawet na prześledzenie ewentualnych konfliktów pomiędzy wartościami wyrażanymi przez różne grupy. Takie analizy przeprowadzono m.in. w odniesieniu do środowiska przyrodniczego, a w szczególności do drzew w Nowym Orleanie po zniszczeniu miasta przez huragan Katrina.

Zapisy wspomnień mieszkańców po zniszczeniu miasta przez huragan Katrina, a także informacje ukazujące się w lokalnej prasie odzwierciedlają bardzo wysokie symboliczne, kulturowe znaczenie drzew, w tym w kontekście tworzenia klimatu i wartości konkretnego miejsca (czegoś, co również w Polsce coraz częściej nazywamy *placemaking*). W zniszczonym kataklizmem Nowym Orleanie ucierpiało również wiele charakterystycznych dla miasta rozłożystych dębów (zdjęcie przedstawia dęby w parku miejskim). Wyrazem ich znaczenia dla mieszkań-

ców było to, że oddolny ruch odnowy miasta rozpoczął się właśnie od sadzenia nowych drzew. Drzewa jako symbol odrodzenia, trwałości, nadziei, ale i tego miejsca, pozwoliły na odzyskanie symbolicznej wiary w przyszłość i odbudowę miasta. Ten i wiele innych przykładów, w których przyroda w mieście okazała się mieć kluczowe znaczenie dla tożsamości miasta i jego mieszkańców, dla wartości miejsca, z którym czują się związani, a także dla jakości życia mieszkańców, opisano w książce przedstawiającej przykłady miast i stref dotkniętych różnymi kataklizmami naturalnymi lub spowodowanymi przez człowieka [Tidball, Krasny, 2014].

Źródło: opracowanie własne na podstawie Tidball, Krasny, 2014; fot. Druszgaj, <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:CityParkNewOrleans2005-07OakTrees.jpg>.

4.3. Wyzwania i dylematy wokół wyceny zasobów przyrodniczych

Koncepcja usług ekosystemów jest coraz powszechniej wykorzystywana w polityce ekologicznej, co – głównie na skutek polityki unijnej – znajduje również swoje odzwierciedlenie w Polsce. Wraz z popularnością koncepcji usług ekosystemów rośnie zainteresowanie wyceną ich wartości, w tym przede wszystkim w kontekście pieniężnym. Z drugiej strony, zarówno koncepcja usług ekosystemów, jak i koncepcja wyceny nie są wolne od wad i problemów. Najważniejsze wyzwania i dylematy w tym kontekście dotyczą tego, czy w ogóle należy wyceniać wartość środowiska, a jeśli tak, to jak i w jakich okolicznościach i w jakim kierunku idą najnowsze badania i praktyczne działania z tego zakresu.

Po pierwsze, czy wyceniać? Niektórzy badacze zarzucają koncepcji usług ekosystemów zbyt wąski charakter – koncentracja na korzyściach uzyskiwanych przez człowieka i związanych z tym wybranych funkcjach ekosystemów sprawia, że niknie nam z oczu złożoność ekosystemów i powiązań pomiędzy ich elementami. Następuje zamiana obiektywnego znaczenia poszczególnych składników ekosystemów analizowanego w ekologii na subiektywne, powiązane z ludzkimi preferencjami usługi, których rozumienie zależy od wielu dodatkowych zjawisk i trendów społecznych i ekonomicznych. Skoro korzyści, których środowisko dostarcza człowiekowi, są bardzo zróżnicowane, a ich liczba prawdopodobnie nieskończona i nie do końca poznana (co odzwierciedlają problemy z ostatecznym ustaleniem klasyfikacji usług

ekosystemów), to podejście oparte na tej koncepcji ma bardzo redukcjonistyczny charakter [por. np. Norgaard, 2010; Spangenberg, Settele, 2010; Kronenberg, 2014]. Tymczasem wszelkie decyzje podejmowane przez człowieka obciążone są problemem niewiedzy – braku pełnej znajomości i kontroli ich efektów, w szczególności z punktu widzenia wpływu na środowisko, i efektów, jakie może to przynieść społeczeństwu czy gospodarce. Zbyt wąska interpretacja koncepcji usług ekosystemów, połączona z niepełnym zrozumieniem specyfiki wyceny środowiska (zwłaszcza towarzyszących jej założeń upraszczających), może prowadzić do mylnych wniosków dotyczących związków gospodarki, społeczeństwa i środowiska.

Przykładowo wiemy, że każda społeczność zależy od bardzo wielu usług pochodzących z jej bezpośredniego sąsiedztwa (np. usługi ekosystemów miejskich), ale też z bardzo daleka. Wiele ekosystemów świadczy bowiem usługi o znaczeniu globalnym (jak np. regulacja klimatu), inne o charakterze ponadnarodowym (jak regulacja jakości wody w rzekach). Koncepcja usług ekosystemów stwarza ryzyko zbyt daleko idącego redukcjonizmu, koncentracji tylko na tym, co w pobliżu, zaniedbywania reszty. Dodatkowo sama wycena wymaga zawężenia przedmiotu wyceny w celu jego dopasowania do możliwości stosowanych metod. Może się z tym wiązać pomijanie wielu ważnych aspektów. Na przykład w przypadku narodowych ocen ekosystemów zwykle nie uwzględnia się usług ekosystemów oddalonych od danego kraju, mimo że jego społeczeństwo z nich korzysta. Analogiczne wątpliwości mogą dotyczyć miast. Prawdziwym problemem jest w takich przypadkach interpretacja wyników wyceny, zwłaszcza gdy nie uwzględnia się na tym etapie przyjętych uprzednio założeń upraszczających lub ograniczeń poszczególnych metod wyceny (np. tego, że wycena pozwala zwykle na uchwycenie tylko jednego aspektu wybranego ekosystemu lub jego elementu, a nie umożliwia ustalenia całkowitej wartości tego ekosystemu lub elementu).

Pojawiły się również obawy, że w związku z ekonomicznym i antropocentrycznym nastawieniem tej koncepcji dyskusje na temat usług ekosystemów mogą doprowadzić do utowarowienia środowiska. Utowarowienie będzie miało miejsce, gdy dyskusje o wartości użytkowej środowiska przerodzą się w dyskusje o jego wartości wymiennej, w efekcie czego dyskusje nad ekonomicznym znaczeniem przyrody doprowadzą do wykształcenia się rynków, na których dobra i usługi pochodzące ze środowiska będą przedmiotem wymiany. Jednak z pewnością nie każdy przykład wyceny przyrody lub przedstawienia jej jako źródła korzyści ekonomicznych prowadzi do utowarowienia [Kallis i in., 2013].

Kontrowersje budzi również sama idea wyceny, zwłaszcza pieniężnej – ze względów etycznych i światopoglądowych. Niektórzy sprzeciwiają się wyrażaniu w pieniądzu tego, co wydaje się im bezcenne i niemożliwe do sprowadzenia do wspólnego mianownika z codziennymi decyzjami (wartości pieniężnej). W tym kontekście zwraca się uwagę zwłaszcza na bardzo wąski charakter ekonomii, połączony jednak z dominacją myślenia w kategoriach ekonomicznych we wszystkich obszarach życia społecznego. Oprócz wcześniej wymienionych niedoskonałości rynku istnieją też przecież inne, takie jak niepełna informacja i nierówna siła przetargowa różnych uczestników życia społeczno-gospodarczego. Jeśli nie mamy pełnej informacji na temat potencjalnych skutków naszych działań, to nawet nieco lepsza wiedza o wartości tego, co potencjalnie możemy stracić, wcale niekoniecznie przyczyni się do podjęcia lepszych decyzji. Na dodatek skoro większość korzyści związanych z usługami ekosystemów ma charakter niemonetarny, a nawet nieekonomiczny, to powstaje wątpliwość, na ile realistycznie mogą one być odzwierciedlone w wynikach badań ekonomicznych [Gowdy, 1997; Norgaard, 2013]. W tym kontekście wycena niepieniężna jest znacznie mniej kontrowersyjna, ale też mniej „wyrazista”.

Po drugie, jak wyceniać? Pomimo powyższych zastrzeżeń istnieje wiele sytuacji, w których wycena może być użyteczna jako narzędzie wsparcia procesu podejmowania decyzji. Kallis i inni [2013] zwrócili uwagę na społeczny i polityczny kontekst, w którym analizowana jest wartość środowiska, a w szczególności konkretnych usług. Sposób prowadzenia wyceny i interpretacji jej wyników w dużej mierze zależy od tego kontekstu (np. z czyjej perspektywy analizowana jest wartość, na potrzeby jakiej decyzji, kto z tej decyzji skorzysta). Dlatego Kallis i inni [2013] zalecili, by w każdym przypadku upewnić się, czy wycena przyczyni się do poprawy stanu środowiska, czy zapewni sprawiedliwy dostęp do środowiska i jego zasobów, czy uwzględnione zostaną perspektywy różnych uczestników życia społeczno-gospodarczego i czy podjęte zostaną działania uniemożliwiające utowarowienie środowiska w oparciu o uzyskane wyniki. W skrócie, powody i wyniki wyceny muszą zostać umieszczone w szerszym kontekście społeczno-ekologicznym, w tym w kontekście relacji władzy i siły ekonomicznej. Wiąże się to również z koniecznością uwzględnienia szerszego kontekstu ekologicznego prowadzonej analizy, tak by wycenianej usługi nie rozpatrywać w oderwaniu od reszty elementów środowiska, z którymi jest ona połączona.

Kluczowe jest więc zapewnienie jak najpełniejszej partycypacji w procesie wyceny i następnie podejmowania decyzji wszystkich, na których ta decyzja może mieć wpływ. Jak wynika z przeglądu przykładów metod wyceny usług ekosystemów, głos różnych interesariuszy wcale nie musi być wyrażany w kategoriach pieniężnych. Dla niektórych z nich posługiwanie się kategoriami pieniężnymi może nie być adekwatne ze względu na ich sposób rozumowania czy przekonania. Im więcej interesariuszy staramy się uwzględnić, tym bardziej uzasadnione jest korzystanie z różnych metod wyceny czy analizy ich preferencji. Musimy brać pod uwagę nie tylko wartości z punktu widzenia indywidualnych osób, ale również szersze wartości wspólne dla całej społeczności (stąd tak istotne są procesy deliberatywne).

Należy wreszcie pamiętać o ograniczeniach poszczególnych metod wyceny: o tym, że dana metoda odnosi się do konkretnej sytuacji, że stosowana jest zwykle do wyceny tylko jednej konkretnej usługi ekosystemu, a nie odzwierciedla całkowitej wartości środowiska.

Ponieważ nie ma możliwości stworzenia jednej uniwersalnej miary wartości środowiska (pieniężnej czy nie), istnieje konieczność stosowania pluralistycznego podejścia do wyceny. W tym właśnie kierunku idą najnowsze badania dotyczące wartości środowiska przyrodniczego: łączenia różnych sposobów i metod wyrażania wartości, a także różnych aspektów środowiska, tak by uzyskać jak najbardziej kompleksowy obraz związków człowieka ze środowiskiem. Choć w wielu przypadkach wyniki wyceny mogą wspomóc proces podejmowania decyzji, to ostatecznie decyzja powinna być efektem świadomego i kompleksowego podejścia do analizowanego problemu, a zatem powinna być pochodną (i w rzeczywistości zwykle tak jest) szerszych celów politycznych. Te z kolei powinny brać się z jak najszerszego oglądu analizowanej sytuacji.

Podsumowując, jako świeże spojrzenie na relacje człowieka ze środowiskiem przyrodniczym, na dodatek prezentujące podejście antropocentryczne i utylitarne, koncepcja usług ekosystemów w ostatnich latach bardzo mocno zyskuje na popularności. Wspierana przez ważne instytucje międzynarodowe i krajowe, znajduje odzwierciedlenie w rosnącej liczbie publikacji i oficjalnych dokumentów. Postrzega się ją jako możliwość uzmysłowienia naszej zależności od środowiska i tym samym potrzeby jego ochrony. Praktyczne zastosowanie tej koncepcji, a w szczególności związanej z nią wyceny wartości środowiska przyrodniczego, wiąże się jednak z bardzo ograniczonym, wyrywkowym podejściem do środowiska. Środowisko zre-

dukowane jest w ramach tej koncepcji do zasobu, który chronimy ze względu na konkretne korzyści, których nam dostarcza. Zdarza się, że te korzyści są błędnie rozpatrywane w oderwaniu od szerszego kontekstu ekologicznego, dzięki któremu powstają.

Na sam koniec warto odwołać się do przykładu projektu *Biosphere II*, w ramach którego próbowano sztucznie stworzyć warunki podobne do tych, które panują na Ziemi. *Biosphere II* to nazwa gigantycznej szklarni, którą kosztem 250 mln USD stworzono na pustyni w Arizonie w Stanach Zjednoczonych w latach 1987–1991. Celem projektu było badanie właściwości środowiska, a ostatecznie stworzenie sztucznych ekosystemów, w których ludzie mogliby przeżyć na wypadek wojny nuklearnej lub kolonizacji kosmosu. W *Biosphere II* zamknięto dwie misje naukowców, którzy mieli sprawdzić, czy da się przeżyć w sztucznie stworzonych warunkach. Obie misje zakończyły się niepowodzeniem. Pomimo zaangażowania ogromnego kapitału i najlepszej wiedzy naukowej odtworzenie funkcjonowania środowiska i związanych z nim usług nie było możliwe.

Istotnie, Biosfera I, czyli Ziemia, na której żyjemy, ma nieskończoną wartość i wycena wybranych jej elementów czy usług może być rozpatrywana tylko jako ćwiczenie intelektualne mające na celu wsparcie konkretnych decyzji w konkretnych okolicznościach – z uwzględnieniem wielu zastrzeżeń. Koncepcja usług ekosystemów, podobnie jak ich wycena, może być użyteczna, ale tylko jeśli podchodzimy do tego typu badań i do tego, co próbujemy wycenić, z właściwą pokorą – zarówno w kontekście globalnym, jak i w kontekście miasta czy dzielnicy. Wszelkie próby wyceny „całkowitej” wartości środowiska nie mają sensu, ponieważ jest ona po prostu nieskończona. Koncepcja usług ekosystemów ma sens tylko wtedy, gdy pomaga nam zrozumieć złożoność środowiska przyrodniczego, od którego zależy nasza zdolność do korzystania z usług ekosystemów. Usługi ekosystemów należy więc rozpatrywać jako narzędzie poznania wieloaspektowej wartości środowiska i nabrania takiej własnie pokory wobec niego i naszej od niego zależności.

Bibliografia

- Bergier T., Kronenberg J. (red.) (2012), *Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystany potencjał miast*. Polski poradnik TEEB dla miast, seria „Zrównoważony Rozwój – Zastosowania” nr 3, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Bergier T., Kronenberg J., Lisicki P. (red.) (2013), *Przyroda w mieście – rozwiązania*, seria „Zrównoważony Rozwój – Zastosowania” nr 4, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Bergier T., Kronenberg J., Wagner I. (red.) (2014), *Woda w mieście*, seria „Zrównoważony Rozwój – Zastosowania” nr 5, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Costanza R., Pérez-Maqueo O., Martinez M.L., Sutton P., Anderson S.J., Mulder K. (2008), *The value of coastal wetlands for hurricane protection*, „AMBIO” nr 37.
- CTLA (2000), *Guide for Plant Appraisal*, 9th Edition, International Society of Arboriculture, Champaign, IL.
- Czembrowski P., Kronenberg J. (2016), *Hedonic pricing and different urban green space types and sizes: Insights into the discussion on valuing ecosystem services*, „Landscape and Urban Planning” nr 146.
- Czerwieniec M., Lewińska J. (1996), *Zieleń w mieście*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa.
- Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., Ricketts T.H., Salzman J., Shallenberger R. (2009), *Ecosystem services in decision making: time to deliver*, „Frontiers in Ecology and the Environment” nr 7.

- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B.-O., Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Mäler K.-G., Simpson D., Starrett D., Tilman D., Walker B. (2000), *The value of nature and the nature of value*, „Science” nr 289.
- Daly H.E. (1999), *Ecological economics and the ecology of economics: essays in criticism*, Edward Elgar, Cheltenham, UK–Northampton, MA, USA.
- Elmqvist T., Setälä H., Handel S.N., van der Ploeg S., Aronson J., Blignaut J.N., Gómez-Baggethun E., Nowak D.J., Kronenberg J., De Groot R.S. (2015), *Benefits of restoring ecosystem services in urban areas*, „Current Opinion in Environmental Sustainability” nr 14.
- Frélichová J., Vačkář D., Pártl A., Loučková B., Harmáčková Z.V., Lorencová E. (2014), *Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic*, „Ecosystem Services” nr 8.
- Fundacja Sendzimira (2014), *Świeże spojrzenie na zieleń Geoankiety – nowe źródło informacji o mieście. Raport z projektu „Licz na zieleń”*, Fundacja Sendzimira, Warszawa.
- Giergiczny M., Kronenberg J. (2012), *Jak wycenić wartość przyrody w mieście? Wycena drzew przyulicznych w centrum Łodzi*, [w:] T. Bergier, J. Kronenberg (red.), *Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystany potencjał miast. Polski poradnik TEEB dla miast*, seria „Zrównoważony Rozwój – Zastosowania” nr 3, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Gowdy J.M. (1997), *The value of biodiversity: markets, society, and ecosystems*, „Land Economics” nr 73.
- Huetting R. (1980), *New scarcity and economic growth: more welfare through less production?*, North-Holland, Amsterdam.
- Kallis G., Gómez-Baggethun E., Zografos C. (2013), *To value or not to value? That is not the question*, „Ecological Economics” nr 94.
- Kelemen E., García-Llorente M., Pataki G., Martín-Lopez B., Gómez-Baggethun E. (2014), *Non-monetary valuation of ecosystem services*, OpenNESS Synthesis Paper No. 6.
- Komisja Europejska (2011), *Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.* (KOM(2011)244), Komisja Europejska, Bruksela.
- Kousky C., Zeckhauser R. (2006), *JARring actions that fuel the floods*, [w:] R.J. Daniels, D.F. Kettl, H. Kunreuther (red.), *On risk and disaster: lessons from Hurricane Katrina*, University of Pennsylvania Press, Philadelphia.
- Kronenberg J. (2014), *What can the current debate on ecosystem services learn from the past? Lessons from economic ornithology*, „Geoforum” nr 55.
- LaFrance A. (2015), *When you give a tree an e-mail address*, „The Atlantic”, 10.07.
- Langemeyer J., Baró F., Roebeling P., Gómez-Baggethun E. (2015), *Contrasting values of cultural ecosystem services in urban areas: The case of Park Montjuïc in Barcelona*, „Ecosystem Services” nr 12.
- MEA (2005), *Ecosystems and human well-being: Synthesis*, Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, D.C.
- Mizgajski A., Bernaciak A., Kronenberg J., Roo-Zielińska E., Solon J., Śleszyński J. (2014), *Development of the ecosystem services approach in Poland*, „Ekonomia i Środowisko” nr 51.
- Modnicka N. (red.) (2015), *Jak rewitalizować Łódź?*, Fundacja Urban Forms, Łódź.

- NIK (2014), *Informacja o wynikach kontroli: Ochrona drzew w procesach inwestycyjnych w miastach (P/14/087)*, Najwyższa Izba Kontroli, Kraków.
- Norgaard R.B. (2013), *Escaping Economism, Escaping the Econocene*, [w:] U. Schneidewind, T. Santarius, A. Humburg (red.), *Economy of Sufficiency*, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Wuppertal.
- Norgaard R.B. (2010), *Ecosystem services: from eye-opening metaphor to complexity blinder*, „Ecological Economics” nr 69.
- Pascual U., Muradian R., Brander L., Gómez-Baggethun E., Martín-López B., Verma M., Armsworth P., Christie M., Cornelissen H., Eppink F., Farley J., Loomis J., Pearson L., Perrings C., Polasky S. (2010), *The economics of valuing ecosystem services and biodiversity*, [w:] P. Kumar (red.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, London.
- Spangenberg J.H., Settele J. (2010), *Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services*, „Ecological Complexity” nr 7.
- Szczepanowska H.B. (2007), *Wycena wartości drzew na terenach zurbanizowanych*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa.
- Szczepanowska H.B. (2001), *Drzewa w mieście*, Hortpress, Warszawa.
- TEEB (2011), *Poradnik TEEB dla miast: usługi ekosystemów w gospodarce miejskiej*, wydanie polskie, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Tidball K.G., Krasny M.E. (red.) (2014), *Greening in the Red Zone*, Springer, Dordrecht.
- UK NEA (2011), *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of key findings*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Żylicz T. (2010), *Elementy teorii zrównoważonego rozwoju*, [w:] J. Kronenberg, T. Bergier, (red.), *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, Fundacja Sendzimira, Kraków.

WYDAWNICTWO
UNIwersYTETU
ŁÓDZKIEGO

www.wydawnictwo.uni.lodz.pl
e-mail: ksiegarnia@uni.lodz.pl
tel. (42) 665 58 63, faks (42) 665 58 62

SBN 978-83-7969-576-8

9 788379 695768

Projekt „EkoMiasto. Kształcenie na rzecz zrównoważonego i partycypacyjnego rozwoju miasta”
finansowany ze środków funduszy norweskich oraz środków krajowych.

KATEDRA GOSPODARKI
REGIONALNEJ I ŚRODOWISKA

EFSS

norway
grants