

MAŁGORZATA DERENIOWSKA

## **Aspekty normatywne i metodologiczne ekologii stosowanej – na styku nauki i polityki**

### **Wprowadzenie**

W obliczu kryzysu ekologicznego problemy i kwestie środowiskowe wymagają gruntownej analizy, szybkich decyzji i konkretnych działań opartych na rzetelnej wiedzy naukowej [Pullin, 2005, s. 337]. Trudność polega na tym, że decyzje te muszą być często podejmowane przy braku rozstrzygających danych, na podstawie konkurujących modeli i scenariuszy przyszłości, w sytuacji nieredukowalnego ryzyka i niepewności [Van der Sluijs, 2006]<sup>1</sup>. Złożoność problemów ekologicznych i brak wyraźnie

---

<sup>1</sup> Ryzyko i niepewność są strukturalnymi komponentami ponowoczesnego porządku kulturowego i społecznego, które stanowią wyzwanie dla nauki. Ponieważ ryzyko konstytuowane jest nie tylko przez fakty empiryczne, nauka traci „monopol na prawdę”; pojęcie ryzyka w nauce nie jest już pojmowane wyłącznie w kategoriach statystycznych zaburzeń dominujących prawidłowości, ale obejmuje też uwarunkowania społeczne postrzegania i pojmowania ryzyka. Proces jego akceptacji i oceny jest także procesem społecznym, w którym uczestniczą różne podmioty, a nie tylko badacze [Kiepas, 1996, s. 27–34]. Decyzje polityczne są zorientowane na przyszłość i związane z nią oczekiwania. Mimo że oczekiwania te mogą bazować w mniejszym lub większym stopniu na wiedzy naukowej, to adekwatność i precyzja modeli i scenariuszy przyszłości jest obarczona wysokim stopniem niepewności. Z tego powodu podejmowane decyzje są obciążone ryzykiem i niepewnością odnośnie konsekwencji, przy jednoczesnym zaangażowaniu określonych celów i wartości zarówno w proces podejmowania decyzji, jak i produkcji wiedzy [Sarewitz, 2004, s. 398]. Świadomość nieredukowalnego ryzyka i niepewności (gdzie istotny jest fakt, że konsekwencje podejmowanych działań w przyszłości wykraczają poza intencje podmiotu), a co za tym idzie – świadomość niewiedzy – może mieć też znaczenie moralne [Kiepas, 1996].

określonej metodologii badań stanowią wyzwanie dla uczonych, a kompleksowość tych zagadnień na styku nauki i polityki mnoży problemy dla tradycyjnych procedur naukowych [Van der Sluijs, 2006]. Wprowadzane do dyskursu publicznego zróżnicowane, często opozycyjne perspektywy naukowe prowadzą do dyskusji na temat nadużyć retoryki „pseudonaukowej” w ocenie wiarygodności. Okazuje się, że recepcja społeczna pojęć dziedziny ekologii<sup>2</sup> oraz relacje na styku nauki i polityki (*science-policy interface*) wpływają na kształtowanie metodologii badań ekologicznych.

We współczesnej literaturze przedmiotu termin ‘ekologia’ jest używany w różnych znaczeniach. Warto wskazać na dwa podstawowe. W pierwszym termin ten odnosi się do dyscypliny wiedzy wyrosłej z nauk biologicznych. W rozumieniu tym ekologia jest nauką badającą relacje i zależności między biotycznymi i abiotycznymi elementami środowiska. Ekologia jako dyscyplina naukowa dzieli się na autekologię, zajmującą się relacjami pomiędzy organizmem żywym a jego środowiskiem życia, oraz synekologię, badającą relacje między jednostkami organizacyjnymi (jak np. gatunki, populacje czy biocenozy) i ich warunkami środowiskowymi. Należy podkreślić, że w sensie naukowym ekologia nie jest tożsama z ochroną przyrody, aczkolwiek wiedza ekologiczna może służyć podejmowaniu działań na rzecz środowiska. Dyscypliną wiedzy dedykowaną działaniom ochroniarskim jest sozologia, interdyscyplinarna nauka związana z ekologią. W drugim

---

Problem ten spowodował, że w stosowanych naukach przyrodniczych wzrasta świadomość konieczności oceniania i wartościowania niepewności [Maxim, Van der Sluijs, 2011, s. 483] jako konsekwencji poszerzenia koncepcji racjonalności naukowej z obszaru restrykcyjnie epistemologiczno-metodologicznego (tzw. racjonalność wewnętrzna) do obszaru aksjologiczno-etyczno-społecznego (tzw. racjonalność zewnętrzna). Przykładem są nauki o klimacie, w ramach których wszelkie scenariusze przyszłości obarczone są niepewnością związaną z zastosowaniem modeli służących predykcji, nieznanymi kumulatywnymi i synergicznymi efektami różnych zjawisk i ich wpływu na klimat, złożonością czynników, które muszą być brane pod uwagę przy ocenie ryzyka, czy subiektywnym charakterem dokonywania wyboru i wartościowania przez badacza [Funtowicz, Strand, 2011, s. 6].

<sup>2</sup> Krzysztof Łastowski poczynił istotną uwagę na temat swoistej transformacji, jaka dokonała się w ekologii. Wraz z rozwojem refleksji humanistycznej nad problematyką środowiskową terminy dziedziny nauk przyrodniczych zostały stopniowo wprowadzane do refleksji humanistycznej, przez co „zaciera się [...] znaczenie wyłącznie przyrodoznawcze (biologiczne), a rośnie ranga i znaczenie humanistyczne” [Łastowski, 1999, s. 11–12].

znaczeniu termin ‘ekologia’ obejmuje: metodę ujęcia problemów środowiskowych, perspektywę pojmowania i rozumienia świata oraz szerszej pojętą metafizykę. O drugim z tych znaczeń mówi się, że ma charakter pozabiologiczny [Brennan, 1988, s. 31]. Mimo iż ekologia jest stosunkowo młodą dyscypliną wiedzy, to drugie z wymienionych znaczeń sięga Platona i Arystotelesa i jest związane z etymologią terminu (gr. *oikos* czyli dom). Rozróżnienie to sugeruje, że ekologia naukowa może, ale nie musi iść w parze z ekologią metafizyczną, w ramach której rozwijana jest myśl ekologiczna obejmująca aspekty normatywne relacji człowieka ze światem przyrody (innymi słowy, ekologię można uprawiać jako naukę nie tylko w ramach paradygmatu myśli ekologicznej, ale także redukcjonistycznego czy instrumentalnego).

Rozwój dyskursu ekologicznego wskazuje na niejednoznaczny stosunek do nauki. Z perspektywy historycznej idee ochrony środowiska zarówno w Europie, jak i w Ameryce Północnej wyrosły z dwóch przesłanek. Z jednej strony – z romantycznego umiłowania natury oraz antycypacji dobrostanu duchowego ufundowanego w życiu w harmonii z naturą, a z drugiej – z instrumentalnej potrzeby racjonalnego wykorzystywania rzadkich zasobów środowiskowych [Peterson del Mar, 2010, s. 53–55]<sup>3</sup>. Z pierwszą postawą zbieżna jest krytyka problemu nauki jako motoru napędzającego procesy rozwojowe (które doprowadziły do kryzysu ekologicznego), a co za tym idzie – program „przezwyciężenia nauki w paradygmacie kartezjańsko-newtonowskim” [Papuziński, 1996, s. 29–30]. Rozwój myśli romantycznej miał silny wpływ na kształtujący się paradygmat myśli ekologicznej, koncentrującej się początkowo na zagadnieniach natury estetycznej i metafizycznej. Jednak narastanie świadomości o pogarszającej się kondycji środowiska przyrodniczego oraz poszukiwanie uniwersalnych i globalnych odpowiedzi na ten problem spowodowały, że na pierwszy plan coraz wyraźniej wysuwała się konieczność racjonalizacji działań w kierunku ochrony środowiska [Evernden, 1999, s. 3–9]. Ugruntowane

<sup>3</sup> Wbrew powszechnym intuicjom istnieje paradoksalny i silny związek między postawą nadmiernej eksploatacji przyrody oraz jej umiłowania: „umiłowanie natury oraz poszukiwanie wygod tworzyły dwie strony tej samej monety. [...] ludzie najbardziej izolowani od wpływu natury, a równocześnie zasobni w czas i pieniądze, najchętniej czcili jej dobroczynność oraz piękno” [Peterson del Mar, 2010, s. 42].

na wiedzy naukowej postulaty i roszczenia regulujące odpowiedzialność człowieka [Hay, 2008, s. 121–122]<sup>4</sup> miały stanowić remedium na naturalistyczny sentymentalizm i mistycyzm, które traciły poważanie w kręgach praktyków i polityków [Evernden, 1999, s. 4–5]. Zabieg ten doprowadził do mechanistycznej reprezentacji natury w kategoriach obiektywnego przedmiotu badań [Proctor, 2009], co w paradygmacie newtonowsko-kartezjańskim skutkowało przekonaniem o jej neutralności aksjologicznej. Historia zatoczyła kolejne koło, gdy „nowa ekologia” odsłoniła swoją skazę, jaką okazała się podatność na postmodernistyczną dekonstrukcję [Taylor, Buttel, 1992, s. 405]. Rozwój i transformacja dyskursu ekologicznego rzuca światło na pewne luki w ujęciu roli ekologii stosowanej na styku nauki i polityki.

Zagadnienie to ilustruje niezwykle burzliwa debata wywołana publikacją przez Cambridge University Press pracy Bjørna Lomborga *The Skeptical Environmentalist: Measuring the State of the Real World* (*Ekolog sceptyczny. Mierząc prawdziwy stan świata*). Autor – samorzwańczy ekolog, z wykształcenia statystyk – po dokonaniu analizy danych statystycznych doszedł do wniosku postulującego, że kondycja środowiska ulega poprawie, i tym samym podważył kryzys ekologiczny [zob. Lomborg, 2001]<sup>5</sup>. Przedmiot kontestacji – dane naukowe oraz ich interpretacje – stały się tłem gorącej debaty, jaka rozgorzała po publikacji *Ekologa sceptycznego* [Sarewitz, 2004]. Wbrew antycypowanym rozstrzygnięciom sporu między dobrą a złą nauką punktem spornym okazały się w pierw-

<sup>4</sup> Rozwojowi filozofii i etyki środowiskowej przyświeca założenie o specjalnej roli nauki, czemu towarzyszą jednoczesne postulaty gruntownej rewizji jej charakteru, sprzeciwiające się pozytywistycznej ortodoksji [por. Callicott, 1999; Rolston III, 1989].

<sup>5</sup> Lomborg, dokonawszy analizy zagadnienia globalnego ocieplenia z perspektywy ekonomicznej analizy kosztów i korzyści, kwestionował jego istotność jako problemu środowiskowego w polityce publicznej. Zamiast tego postulował potrzebę re-prioryteżacji polityki międzynarodowej w kierunku problemu biedy oraz chorób w krajach rozwijających się [Lomborg, 2001]. Od kilku lat Lomborg reprezentuje inne stanowisko w tej sprawie, uznając zagadnienie zmian klimatycznych za jeden z najpoważniejszych globalnych problemów. Postuluje on jednocześnie ostrożność i konieczność dokładnego szacowania kosztów, korzyści i spodziewanych skutków proponowanych programów i polityk w celu uniknięcia marnotrawienia funduszy na niepewne działania, podczas gdy pieniądze mogą być lepiej wykorzystane na walkę z innymi równie istotnymi problemami społecznymi i środowiskowymi.

szej kolejności nie tyle zagadnienia metodologiczne, epistemologiczne, czy dotyczące jakości produktu naukowego, ale kwestie pozapoznawcze i polityczne. Robert Pielke celnie wyartykułował płaszczyznę sporu, zdefiniowanej przez pryzmat pytania o to, „kto ma upoważnienie i władzę, by decydować o tym, w jakiego rodzaju świecie wszyscy życzymy sobie żyć” [Pielke, 2004, s. 408]. Kiedy wniknie się głębiej w strukturę debat nad kondycją środowiska ziemskiego, okaże się, że najczęściej zarówno orędownicy problemów środowiskowych (takich jak zmiany klimatyczne, utrata bioróżnorodności, postępujące zanieczyszczenia gleb, wód i powietrza), jak i ich adwersarze reprezentują liniowy model rozumienia roli nauki w obszarze wzajemnego oddziaływania nauki i polityki [Löwbrand, Öberg, 2005; Pielke, 2004; Sarewitz, 2004]. Już sama ta przesłanka jest wysoce sugestywna w świetle kwestii legitymizacji nauki normatywnej. Biorąc pod uwagę rosnącą popularność ekologii (zarówno w jej naukowym, jak i pozanaukowym rozumieniu) oraz powszechne powoływanie się na naukę jako instancję postulatów normatywnych w działaniach praktycznych, o których uniwersalizacji mówi się jako o niezbędnym wymogu w walce z kryzysem ekologicznym [por. Krakowiak, Dołęga, 1999], tym bardziej zasadna staje się potrzeba analizy aspektu normatywnego oraz zmieniającego się statusu metodologicznego kluczowych koncepcji ekologii, jak również kontekstu zachodzących zmian.

Złożoność problemów metodologicznych ekologii wynika dodatkowo z tego, że dyscyplina ta jest nauką stosowaną. Pod pojęciem ‘ekologii stosowanej’ należy rozumieć dziedziny wyrosłe z ekologii i teorii ekosystemu, które razem tworzą podstawę dla pewnych rozwiązań w zakresie polityki publicznej i procesów podejmowania decyzji w kwestiach związanych z zarządzaniem i ochroną przyrody, w tym ekologię restytucyjną, biologię konserwatorską, ekologię krajobrazu, czy ochronę przyrody.

W ujęciach współczesnych ekologia stosowana traktowana jest bardzo często jako nauka normatywna [Callicott, 1999; Callicott, Crowder, Mumford, 1999; Lackey, 2001]. Dzieje się tak zarówno z uwagi na samą złożoność problemów środowiskowych, jak i ze względu na przesunięcie punktu ciężkości prowadzonych analiz na obszar związków nauki z polityką środowiskową. W konsekwencji uwypukleniu podlegają aspekty normatywne, a w szczególności relacja między elementami deskrypcyjnymi

a preskrypcyjnymi w odniesieniu do dyscypliny ekologii i jej aplikacji w dziedzinie ochrony środowiska.

W dyskusjach uwaga zazwyczaj skupia się wokół zagadnień polityzacji nauki czy kwestii demarkacji między „dobrą” a „złą” nauką [Demeritt, 1991]. Aspektem, który często pozostaje niekwestionowany, jest reprodukowany model nauki na jej styku z kwestiami społecznymi i politycznymi, co nierzadko wiąże się z nadal spotykanym naiwnym realizmem w odniesieniu do percepcji roli nauki w procesach podejmowania decyzji [Löwbrand, Öberg, 2005, s. 196]. Model tego typu określany jest mianem „linearny”<sup>6</sup>. Zgodnie z nim nauka i polityka są sferami odizolowanymi od siebie. Nauka służy polityce, informując o obiektywnych faktach empirycznych („*science speaking truth to power*”), natomiast administratorzy podejmują decyzje na podstawie ekspertyzy naukowej (*get-the-facts-then-act*). W modelu tym nie uznaje się wpływów społecznych, kulturowych ani politycznych na treść ekspertyzy naukowej [Löwbrand, Öberg, 2005; Pielke, 2004; Sarewitz, 2004]. Z tak rozumianej prestiżowej pozycji nauki „wygranie debaty naukowej prowadzi do uprzywilejowanej pozycji w walkach politycznych” [Pielke, 2004, s. 409].

Rozważając normatywny i polityczny komponent wiedzy naukowej, warto zwrócić uwagę na dwa aspekty. Pierwszym jest rola informacji naukowej w polityce i procesach podejmowania decyzji oraz formowania postaw społecznych. Drugim – rola etyki i polityki w procesie wytwarza-

<sup>6</sup> Model linearny, kształtujący instytucjonalny kontekst obszaru między nauką a polityką, jest konsekwencją postrzegania roli ekspertyzy naukowej dla polityki przez pryzmat naiwnego pozytywizmu. W ramach tego modelu charakterystyczne są dwa założenia. Po pierwsze, nauka jest probierzem racjonalnych decyzji i działań politycznych, co skutkuje uprzywilejowaną pozycją naukowca-eksperta jako podmiotu zajmującego się produkcją obiektywnych faktów i dostarczaniem ich decydentom, niez zaangażowanego bezpośrednio w ocenę rezultatów nauki. Po drugie, duża ilość informacji naukowej prowadzi do eliminacji bądź znaczącego zmniejszenia ryzyka i niepewności. Tym samym zabieg scjentyzacji praktyki politycznej prowadzić ma do lepszych i pewniejszych decyzji. Por. Pielke, 2007; Jasanoff, 1990. Alternatywy wobec modelu linearnego akcentują nieredukowalność ryzyka i związanej z nim niepewności co do przyszłości oraz zależność metodologiczną i aksjologiczną nauki i jej podmiotu. Nowe modele interakcji między nauką a polityką wyrastają z podejścia refleksyjno-deliberatywnego, pluralizmu metodologicznego, rozpoznania potrzeby analizy i oceny niepewności w nauce oraz włączenia procesów partycypacji społecznej w ocenę rezultatów nauki [Funtowicz, Strand, 2007; Funtowicz, Strand, 2011; Van der Sluijs, 2006; Pielke, 2007].

nia wiedzy. Sugeruje to, że tzw. polityzacja nauki nie jest tym samym, czym są polityczne i normatywne aspekty procesu produkcji wiedzy. Te dwie kwestie mogą być ze sobą powiązane [Pielke, 2004], co w konsekwencji może prowadzić do błędnego ich rozumienia. Rozróżnienie to odgrywa istotną rolę w kontekście analizy ryzyka i niepewności w nauce stosowanej (w odniesieniu zarówno do obciążenia tymi własnościami rezultatu nauki, jak i ustosunkowania się nauki do zagadnienia niepewności i ryzyka). Nieuwzględnienie drugiego aspektu komponentu nauki prowadzi – w obszarze jej styku z polityką – do przekonania, że postęp naukowy spowoduje eliminację zagrożenia oraz niepewności [zob. Maxim, Van der Sluijs, 2011; Van der Sluijs, 2006]. Natomiast w sferze publicznej rodzi obawy o upolitycznienie interesów i motywów przyświecających celom poznawczym naukowców, jak i o możliwość manipulacji danymi empirycznymi w celu osiągnięcia konkretnych celów. Problem ten jest szczególnie wymowny w kwestiach środowiskowych, na przykład w kontekście drogich technologii proekologicznych i lobby biznesowego.

W artykule przedstawione zostanie zagadnienie dotyczące zmiany statusu i roli ekologii stosowanej tworzonej na styku nauk i sfery debaty publicznej. Analizie poddane zostaną najważniejsze koncepcje normatywne ekologii stosowanej: koncepcja zdrowia, koncepcja stabilności oraz koncepcja integralności ekosystemów. Celem jest naświetlenie problemów aksjologicznych oraz ustalenie relacji między ich znaczeniem naukowym i pozanaukowym<sup>7</sup>.

---

<sup>7</sup> Tzw. elementy „pozanaukowe” odnoszą się do treści nasyconych (resp. obciążonych) wartościami. Demarkacja między tym, co jest powszechnie uznane za naukowe, a tym, co pozanaukowe, związana jest z zagadnieniem racjonalności nauki. W ujęciu tradycyjnym racjonalność pojmowana była w kategoriach epistemologiczno-metodologicznych, uznając neutralność aksjologiczną i autonomię nauki. Jej legitymizacja ma charakter czysto proceduralny (czyli decydujące są względy metodologiczne) [Kiepas, 1996, s. 32–33]. Współcześnie przyjmuje się, że legitymizacja nauki i jej rezultatów ma charakter nie tylko proceduralny ale i etyczno-aksjologiczny, a racjonalność nauki obejmuje również aspekt zewnętrzny [Kiepas, 2006, s. 31, 80–81]. W praktyce zatem granica między tym, co jest nauką, a tym co znajduje się poza nią, jest nieustannie rekonstruowana zarówno przez badaczy, jak i użytkowników nauki (na przykład decydentów) [Löfbrand, Öberg, 2005, s. 196]. W kontekście prowadzonych tu dociekań rozróżnienie między tym, co naukowe, a tym, co pozanaukowe, odwołuje się do tradycyjnej demarkacji między tymi elementami.



## Holistyczny paradygmat ochrony środowiska i polityki ekologicznej

Obecnie perspektywa holistyczna ekologii stosowanej, umocowana w dużej mierze w teorii ekosystemu<sup>8</sup>, cieszy się rosnącym uznaniem, wyznaczając trendy w ochronie i zarządzaniu środowiskiem. Nowym paradygmatem polityki ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju (*sustainable development*) Unii Europejskiej jest koncepcja świadczeń ekosystemów (*ecosystem services*)<sup>9</sup>, których trwałość użytkowania zależy od ich kondycji. Pojęcia ‘zdrowia ekosystemów’, ‘integralności oraz stabilności ekologicznej’ zajmują centralne miejsce w projektach konserwacji i restytucji przyrody, tworzeniu polityk ekologicznych, formułowaniu postulatów i indykatorów zrównoważonego rozwoju. Pojęcia te określane są jako koncepcje normatywne, stanowiąc podwaliny etyki ekocentrycznej (holistycznej)<sup>10</sup>. Kwintesencją normatywnego przekazu etyki środowiskowej z perspektywy holistycznej jest imperatyw sformułowany przez Aldo Leopolda, jednego z ojców filozofii środowiskowej, głoszący, że „rzecz jest dobra, jeśli zmierza do ochrony stabilności, integralności i piękna wspólnoty biotycznej; jest zła, jeśli zmierza w kierunku odwrot-

<sup>8</sup> Istnieje wiele terminów oraz koncepcji podkreślających różne aspekty podejścia holistycznego i interdyscyplinarnego do ekologii. Niektóre podkreślają pewne dyscypliny naukowe, jak inżynieria, matematyka, cybernetyka; inne kładą nacisk na rozwijanie spójnej teorii albo na kwestie empiryczne. Wśród tych zróżnicowanych podejść wymienić można na przykład ekologię ekosystemu, badania ekosystemu czy ekologię systemów. Teoria ekosystemu jest próbą zorganizowania tych wszystkich zróżnicowanych perspektyw do badań ekologicznych w taki sposób, aby uniknąć występowania dużej ilości niepowiązanych ze sobą danych. Pełni rolę integracyjną, gdyż gromadzi i łączy ze sobą zróżnicowane podejścia multidyscyplinarne [Müller, 1997, s. 138].

<sup>9</sup> Pojęcie usług ekosystemowych (resp. świadczeń ekosystemowych) oznacza funkcje i wytwory ekosystemów.

<sup>10</sup> Etyka środowiskowa dzieli się na trzy główne nurty: antropocentryzm (wartości środowiska przyrodniczego postrzegane są w kategoriach antropocentrycznych, czyli skoncentrowanych na interesach człowieka), biocentryzm (w ramach którego członkostwem we wspólnocie moralnej objęte są także pozaludzkie istoty żywe) oraz ekocentryzm (resp. holizm, traktowany jako formalna opozycja indywidualistycznego biocentryzmu; stanowisko to koncentruje się na całościach, tj. ekosystemach i gatunkach, jako przedmiotach posiadających wartość autoteliczną).



nym” [Leopold, 2004, s. 276]<sup>11</sup>. Myśl ta, konstytuująca w ekologii tzw. paradygmat równowagi, po dziś dzień wpływa na dominujący dyskurs ochrony środowiska.

Mimo że koncepcje normatywne ekologii mają dobrze ugruntowaną i uznaną pozycję w praktyce ochrony przyrody i rozwoju zrównoważonego, są one przedmiotem nieustannych sporów uniemożliwiających wypracowanie jednolitego aparatu pojęciowego. Część kontrowersji wyrasta z dyskusji wokół samego pojęcia *ekosystemu*, dlatego zostanie ono poddane analizie w pierwszej kolejności.

### Geneza i rozwój teorii ekosystemu

Pojęcie „ekosystem” zostało zaproponowane przez Artura Tansleya dla podkreślenia związku relacyjnego między elementami a procesami środowiska [Tansley, 1935]. Mimo iż termin ten nasuwa skojarzenia z holizmem, to jego geneza i rozwój osadzone są na ścierających się paradygmatach redukcjonizmu i holizmu, a nie na formalnej opozycji wobec pierwszego z nich. Powstanie teorii ekosystemu było związane z próbą identyfikacji właściwej jednostki teoretycznej ekologii w kontekście kontrowersji między ekologami o nastawieniu indywidualistycznym (reprezentowanych np. przez Tansleya) a holistycznym (z Frederickiem Clementsem na czele) [Schizas, Stamou, 2010]. Tansley uważał organizm za podstawową jednostkę, którą jednak należy koniecznie analizować w kontekście jej środowiska abiotycznego [Tansley, 1935, s. 299]. Dopiero rozpoznanie roli czynników nieorganicznych uprawnia do traktowania ekosystemu jako właściwej jednostki przyrodniczej [Tansley, 1935, s. 299]. Był sceptycznie nastawiony wobec ontologizacji systemów ekologicznych (w przeciwieństwie do ekologów reprezentujących ówczesny idealistyczny holizm i superorganicyzm, takich jak Clements). Traktował on ekosystemy jako jednostki samodzielne, choć częściowo sztuczne,

<sup>11</sup> Tłumaczenie zmodyfikowane – M.D. Rozwijający myśl Leopolda, J. Baird Callicott, jeden z najwybitniejszych filozofów środowiskowych, przekonywał że etyka „wymaga od nas oceniania wszystkich naszych czynów jako słusznych lub niesłusznych tak dalece, jak podporządkowują się tej zasadzie” [Callicott, 1999, s. 11].

wytwarzane w procesie mentalnym i definiowane każdorazowo w odniesieniu do celu badania empirycznego [Schizas, Stamou, 2010, s. 1630].

Natomiast u Clementsa sposób pojmowania ekosystemu ma swoje źródła w jego badaniach nad procesami sukcesji biocenoz [Clements, 1916]<sup>12</sup>. Zauważył on niezwykle podobieństwo biocenoz występujących w tej samej strefie klimatycznej. Mimo że gatunki występujące w różnych biocenozach były zróżnicowane, to pełniły podobne funkcje. Doprowadziło to Clementsa do wizji biocenozy jako „superorganizmu” – „organizmów wielogatunkowych, w których populacje różnych gatunków składowych pełniły funkcje tkanek i narządów wewnętrznych” [Solomon i in., 2000, s. 1171]. Clements uważał, że jednostki te przechodzą rozwój analogicznie do pojedynczych organizmów żywych, gdzie proces sukcesji odpowiada procesowi filogenezy, a stan klimaksu<sup>13</sup> jest stanem dojrzałości. Stanowisko to ugruntowało tzw. holistyczną koncepcję organizacji przyrody [Solomon i in., 2000, s. 1171], której jedną z wariacji jest sformułowana przez Jamesa Lovelocka „hipoteza Gai”. Biorąc jednak pod uwagę przesłanki darwinowskiej teorii doboru naturalnego, nie sposób podtrzymać tak rozumianej holistycznej wizji ekosystemu. Sprzeciwiają się jej reprezentanci stanowisk redukcjonistycznych, na przykład Paul Colinvaux i Antoni Hoffman, odrzucający zarówno realność istnienia ekosystemu, jak i integralność samoorganizacji funkcjonalnej [Solomon i in., 2000, s. 1171]. Obecnie zdecydowana większość ekologów podziela stanowisko redukcjonistyczne w odniesieniu do teorii ekosystemu, niemniej jednak podtrzymują oni potrzebę ich klasyfikacji, przy uwzględnie-

<sup>12</sup> Pojęcie ‘biocenoza’ odnosi się do zbioru lub związków „populacji wszystkich gatunków zamieszkujących ten sam teren”, natomiast ekosystem obejmuje też środowisko abiotyczne [Solomon i in., 2000, s. 1154].

<sup>13</sup> ‘Klimaks’ jest pojęciem dziedzicznym ekologii. Oznacza ono stan końcowy stabilnego stadium rozwojowego biocenozy. Klimaksowi jako pojęciu operacyjnemu przypisywano wartość predykcyjną, bowiem zakłada ono, że „na podobnych siedliskach w określonym regionie powinny się wykształcić podobne biocenozy klimaksowe” [Krebs, 2001, s. 461]. Obserwacje empiryczne wskazały jednak, że klimaks występuje niezmiernie rzadko – co tłumaczono nieustannymi fluktuacjami klimatycznymi, cyklicznymi i niekierunkowymi zmianami procesów wzrostu i rozkładu, tudzież występowaniem wahań innych czynników środowiskowych. Stąd pojęcia takie jak biocenozy klimaksowe są „pojęciami abstrakcyjnymi” [Krebs, 2001, s. 463].

niu założeń o roli współzależności międzygatunkowych w mechanizmach funkcjonowania przyrody [Solomon i in., 2000, s. 1171].

Geneza pojęcia 'ekosystem' jest zakorzeniona zatem w „dualistycznym dyskursie”, który ukonstytuował podział perspektyw w ekologii na odrębne i niewspółmierne sfery [Jax, 1998; Schizas, Stamou, 2010]. Mimo to ekosystem stał się podstawową jednostką teoretyczną w ekologii [Łastowski, 1999, s. 43]. Kolejne próby doprecyzowania tego pojęcia powieleły niewspółmierności perspektyw do tego stopnia, że po dziś dzień jest ono uważane za jedno z najgorzej zdefiniowanych w ekologii [Sarkar, 2002].

Rozkwit teorii ekosystemowej wiąże się z rozwojem tzw. „tradycyjnej ekologii systemów”<sup>14</sup> i zawdzięczany jest braciom Eugene i Howardowi Odumom (w szczególności temu drugiemu) [E. Odum, 1983; H. Odum, 1983]. Ich próbom wyabstrahowania kryteriów umożliwiających wydzielenie całości ze środowiska towarzyszyła aspiracja przekroczenia paradygmatu redukcjonistycznego. Jednak przyjmując założenie o korespondencji wysoko złożonej struktury organizacyjnej ekosystemu z jednostką określoną fizjonomicznie i ograniczoną topograficznie oraz wyjaśniając zjawiska ekologiczne wyłącznie w terminach termodynamiki, napotkali oni poważne problemy na gruncie empirycznym, rodzące pytanie o to, czy ekosystemy to jednostki biologiczne, czy fizykochemiczne [Jax, 1998; Kwa, 2002; Schizas, Stamou, 2010]. W konsekwencji tradycyjna ekologia systemów nie spełniła wymogów paradygmatu holistycznego, popadając w innego rodzaju (hyper)redukcjonizm [Bergandi, 1995; Schizas, Stamou, 2007, s. 178]. Perspektywa ekosystemu jako jednostki fizykochemicznej doprowadziła do podważenia autonomii ekologii systemowej [Schizas, Stamou, 2007, s. 178]. Po okresie rozkwitu paradygmatu ekosystemowego do lat 70., nastąpił tzw. kryzys tożsamości dyscypliny [Jordan, 1981]. Odnosi się on do dwóch wymiarów: (1) metodologicznego – trudności

<sup>14</sup> W rozwoju teorii ekosystemów wskazuje się generalnie na zróżnicowane dziedzinowo źródła analityczne, wśród których dużą rolę odgrywają: cybernetyka, teoria informacji, teoria sieciowa, teoria aktora-sieci, termodynamika, teoria samoorganizacji i emergencji, czy teoria kontroli (*control theory*). Dziedziny te są niewspółmierne, kładą nacisk na inne aspekty opisowe systemu naturalnego, jednocześnie każda z nich zdaje się uchwytywać istotne aspekty teorii ekosystemów [zob. Müller, 1997].

w przejściu od ujęcia koncepcyjnego do obserwacji i eksperymentów w terenie, oraz (2) ontologicznego – wątpliwości co do istnienia ekosystemów [Schizas, Stamou, 2010, s. 1631]. Wątpliwość, czy o ekosystemach można mówić jako o dystynktywnych jednostkach, wyrasta głównie z trudności z wydzieleniem ich granic przestrzennych, co może sugerować arbitralność w ich wyznaczaniu (w sensie relatywności do celu badawczego, specjalizacji badacza i technik stosowanych w analizie danych). Odpowiedzią na problem traktowania ekosystemów jako jednostek przestrzennych są propozycje zmiany perspektywy ich postrzegania, na przykład w kategoriach relacji lub procesów [Callicott, 1999, s. 348].

W tym kontekście mnożą się kolejne problemy i niespójności, rzutując na inne powiązane zagadnienia. Na przykład, jeśli ekosystemy są rozpatrywane z poziomu czysto funkcjonalnego, to powiązania między nimi są arbitralne. Tym samym strefy przejściowe między ekosystemami (tzw. ekotony) również są jednostkami arbitralnymi [Shugart, 1990]. Problem z teorią ekotonów można sprowadzić, jak sugeruje Rober O’Neill, do następującej kwestii: założenia oraz abstrakcje dotyczące koncepcji ekosystemu ograniczają możliwości eksplanacyjne w odniesieniu do innych koncepcji, takich jak ekoton [O’Neill, 2001, s. 3278]<sup>15</sup>.

Poza zmianą perspektywy proponowane są też rozwiązania zmierzające w kierunku ustanowienia tzw. nowej teorii ekosystemu. Tego ambitnego zadania podjęli się wybitni ekolodzy: Bernard C. Patten, Sven E. Jørgensen oraz Milan Straškraba [1992]. Propozycja nowej ekologii systemów opiera się na teorii aktora-sieci. Problem granic ekosystemu został rozwiązany przez wprowadzenie homomorfizmu [Schizas, Stamou, 2010]. Autorzy zacierają dualizm jednostka versus system poprzez wprowadzenie unifikacyjnej jednostki, tzw. eko-systemu, stosowanej na każdym poziomie organizacyjnym. Organizmy, populacje i systemy są postrzegane współmiernie, zakładana jest korespondencja między nimi. Jednocześnie, przesuważąc punkt ciężkości dyskusji z jednostek na relacje, jednostki są definiowane w terminach relacjonistycznych, a nie esencjalistycznych. Rozwiązanie problemu granic polega na tym, że kryterium przestrzenne

<sup>15</sup> Więcej na temat problemów z określeniem ekotonu w zależności od przyjętej definicji ekosystemu, zob. O’Neill, 2001.

przestaje być relewantne; innej klasyfikacji ontologicznej podlega komórka, organizm etc., denotowane jako pewnego rodzaju system. Nie są to już dyskretne obiekty, które można poddać analizie niezależnej od ich środowiska [Jørgensen i in., 1992, s. 5]. Ze względu na nieseparowalność jednostek od ich środowiska, nie są to kategorie odnoszące się do jednostek topograficznych czy zależnych od zmysłowego poznania [Schizas, Stamou, 2010, s. 1632]. Procedura wytyczania zakresu ekosystemu podlega analizie procesu, zawierającej dokładny opis relacji konstytuującej daną całość. Kolejnym krokiem pozwalającym na przekroczenie problemu granic jest zastosowanie teorii zbiorów rozmytych (*fuzzy set theory*). Zgodnie z nią przynależność elementu do zbioru, czyli do ekosystemu, jest kwestią stopnia. Tego rodzaju charakterystyka pozwoliłaby zagwarantować zdefiniowanie jednostki ekosystemowej bez jednoznacznego określenia granic geograficznych [Schizas, Stamou, 2010, s. 1634]. Nadal jednak istotną trudnością pozostaje dowód empiryczny, ze względu na znaczną ilość kompleksowych danych, które są niezbędne do testowania hipotez systemowych. Stosowane zazwyczaj do tego celu modele nie uwzględniają odpowiedniej ilości danych. Dodatkową trudnością jest kwestia wysokiego poziomu niepewności w przypadku modelowania matematycznego struktur wysoce złożonych, takich jak ekosystem [Müller, 1997, s. 156].

Problem wyznaczania i określania jednostki ekosystemowej pokazuje – jak zauważył J. Baird Callicott – że naukowcy „pozwalają determinować ontologię ekosystemu przez ekologiczną epistemologię”, choć wszyscy oni dążą do osiągnięcia rygoru definicyjnego [Callicott, 1999, s. 348]. Niemniej jednak problem granic topograficznych pozostaje nadal aktualny, zarówno z powodów praktycznych, jak i politycznych. Z praktycznego punktu widzenia propozycje odwołujące się do zależności od skali procesów ekologicznych są wtedy bardziej operacyjne. Procesy zachodzą na określonej skali temporalnej i przestrzennej. Wybór granic ma znaczenie dla konceptualizacji zarówno ekosystemu, jak i zakresu oraz zasadności problemów badawczych w odniesieniu do niego. Z perspektywy polityki i zarządzania każda próba konkretyzacji i specyfikacji problemu politycznego wymaga określenia (często intuicyjnego) granic ekologicznych [Lackey, 2001, s. 4–5].

Próby określenia i doprecyzowywania kryteriów wyznaczających ekosystemy oraz badań nad nimi są zatem nadal bardzo aktualne, a ta jednostka teoretyczna została z sukcesem wchłonięta w podstawy całkiem nowo konstytuujących się dyscyplin, takich jak na przykład ekonomia środowiskowa, ekonomia ekologiczna czy ekonomia zasobów, wraz z pojęciem świadczeń ekosystemowych na czele. Pomimo wątpliwości co do ontologicznego statusu ekosystemów koncepcja ta reprezentuje pewien sposób organizowania złożonych idei na temat natury i jej organizacji. Dotychczas nie ma wobec tego ujęcia dobrej alternatywy ujmującej jednolicie złożone aspekty środowiskowe. Gene E. Likens wskazuje, że podejście ekosystemowe jest i będzie decydujące, aczkolwiek pełen jego potencjał może zostać osiągnięty tylko poprzez interdyscyplinarny rozwój tej inherentnie pluralistycznej teorii [zob. więcej Likens, 1992].

### **Stabilność a dwa paradygmaty ekologii**

Model systemu naturalnego jako całości zmierzającej do osiągnięcia dojrzałego stanu zrównowżenia, stabilności i integralności jest najstarszym modelem w ekologii [Hettinger, Throop, 1999; Krebs, 2001; Solomon i in., 2000]. Terminy 'równowaga' i 'stabilność' mają wiele znaczeń, wśród których najważniejsze są cztery interpretacje [Hettinger, Throop, 1999, s. 162]. Równowaga oznacza, że system pod wpływem oddziaływania różnych czynników wykazuje stałość i uporządkowanie; może być zarówno statyczna (na przykład stała liczba drzew danego gatunku w dojrzałym ekosystemie leśnym), jak i dynamiczna (regularne oscylacje w systemie drapieżnik–ofiara). Z kolei stabilność ekosystemu można rozumieć jako (1) relatywną stałość struktury i funkcji względem upływu czasu, (2) odporność na zmiany, (3) tendencję powracania do stanu początkowego po wystąpieniu zakłócenia, oraz (4) dążenie systemu do pewnego punktu końcowego (punktu dojrzałości, stanu klimaksu), niezależnie od zróżnicowanych punktów startowych. Także pojęcie 'integralność' ma kilka znaczeń, dla których uchwycenia kluczowe jest założenie, że ekosystemem konstytuują zbiory gatunków. Poszczególne osobniki, jak i całe gatunki, funkcjonują w sposób skoordynowany, zapewniając wysoki stopień

integralności części systemu naturalnego [Hettinger, Throop, 1999, s. 163]. Z powyższych przesłanek wyłania się obraz ekosystemu w formie pewnego metawzoru, wedle którego można wyjaśnić – a nawet przewidzieć – zmiany i fluktuacje zachodzące w obrębie systemów naturalnych dążących do stanu klimaksowego. Istotnymi elementami tego klasycznego paradygmatu są koncepcje takie jak sukcesja i klimaks, modele równowagi (zakładające, że w zmiennościach systemu występują regularności), oraz założenie o istnieniu punktów równowagi [Hettinger, Throop, 1999, s. 162–163].

Istnieje wiele modeli teorii równowagi dotyczącej organizacji systemów naturalnych [por. Krebs, 2001]. W kontekście niniejszych rozważań istotne jest ich wspólne założenie, że „punkt równowagi jest stabilny” w ujęciu globalnym, rozumianym jako powrót do stanu sprzed znacznych zaburzeń [Krebs, 2001, s. 514–515]<sup>16</sup>. Przyjęcie założeń teorii równowagi ma doniosłe konsekwencje dla rozumienia organizacji i dynamiki ekosystemów, bowiem implikują one konserwatyzm biocenozy (brak tendencji do tracenia gatunków w czasie), jej odnawialność, a także niezależność od historii [Krebs, 2001, s. 515]. Problemem praktycznym modeli opartych na teorii równowagi jako stanu stabilności jest ich nieprzydatność do badań prowadzonych na niewielkim obszarze [Krebs, 2001, s. 523].

Współcześnie model stabilnego ekosystemu jest kwestionowany przez ekologów, ponieważ nie da się go utrzymać w kontekście teorii ewolucji czy też w świetle wyników badań innych nauk przyrodniczych, takich jak sedymentologia czy palinologia. Pokazują one, że w wyniku oddziaływania czynników naturalnych zmieniały się struktura, skład gatunkowy i warunki fizyko-chemiczne naturalnie wykształconych ekosystemów. Przemiana sposobu myślenia zaowocowała alternatywnym paradygmatem, nazywanym ekologią nierównowagi resp. niestabilności [Botkin, 1990; Hettinger, Throop, 1999; Krebs, 2001; Maurer, 1993; Pullin, 2005].

---

<sup>16</sup> Systemom naturalnym przypisuje się też tzw. stabilność lokalną, definiowaną jako powrót do stanu pierwotnego po wystąpieniu niewielkich zaburzeń. Pojęcie stabilności globalnej odnosi się do występowania poważnych zakłóceń, na które narażone są systemy naturalne. Ponieważ „globalna stabilność nie zawsze występuje”, powstaje otwarty problem wyznaczania granic zarówno globalnej, jak i lokalnej stabilności dla różnych ekosystemów [Krebs, 2001, s. 514].



W ramach tego paradygmatu *zasada równowagi* została zastąpiona przez *zasadę gradacji* [Soulé, Lease, 1995, s. 143], a metaforę harmonii natury zastąpiła metafora zmienności (*flux of nature*) [Maurer, 1993, s. 26].

W alternatywnych modelach nierównowagi wskazuje się na takie własności ekosystemu, jak: dynamika organizacji, występowanie zaburzeń i zakłóceń, chaotyczność, przypadkowość historyczna, przejściowość związków między organizmami oraz gatunkami. Ciągłość występowania zmian w funkcjonowaniu ekosystemów na wszystkich poziomach organizacyjnych sugeruje błędność założenia o zintegrowanych, trwających w czasie całościach. Dodatkowo, założenie to ma silne konotacje z anachroniczną metaforą organizmu [Hettinger, Throop, 1999, s. 162]. Podważane są też hipotezy o lokalnych systemach homeostatycznych. Jak podkreśla Michael E. Soulé, „współczesna myśl ekologiczna twierdzi, że natura na poziomie lokalnych zbiorowisk biotycznych nigdy nie była homeostatyczna. Dlatego każda poważna próba zdefiniowania stanu pierwotnego zbiorowości albo ekosystemu prowadzi do logicznej i naukowej gmatwaniny” [Soulé, Lease, 1995, s. 143].

W ramach paradygmatu nierównowagi uważa się, że systemy naturalne nie dążą do stanu klimaksowego ani do stanów stabilności. Zmiany klimatyczne nie wykazują przewidywalnych wzorów w dłuższej skali czasowej, natomiast w krótszej skali czasowej szereg czynników kluczowych w funkcjonowaniu systemów naturalnych wyklucza powstawanie powtarzalnych wzorów powrotu do tego samego stanu równowagi. Do tych czynników zalicza się: pożary, sztormy, powodzie, zmiany w chemicznej kompozycji gleby etc. [Hettinger, Throop, 1999, s. 163].

Z punktu widzenia ochrony środowiska i planów zarządzania zasobami naturalnymi jedną z najistotniejszych konsekwencji paradygmatu nierównowagi było podważenie długo podtrzymywanej hipotezy o ścisłej korelacji między wysoką różnorodnością biologiczną a stabilnością<sup>17</sup>. Hipoteza ta określana była przez Charlesa Krebsa jako jeden z „dogmatów” ekologii „uświęconego zasadą ochrony przyrody” [Krebs, 2001, s. 515].

<sup>17</sup> Pojęcie różnorodności biologicznej (bioróżnorodności) nastęrcza badaczom równie poważnych problemów definicyjnych, jak koncepcja ekosystemu [por. Sarkar, 2002]. Na potrzeby niniejszego tekstu odwołuję się pod tym pojęciem do zróżnicowania na poziomie gatunkowym.

W praktyce przeprowadzono niewiele eksperymentów (zarówno laboratoryjnych, jak i terenowych), testujących hipotezę „różnorodność – stabilność”. Te, które zostały wykonane, dowodzą braku korelacji między stabilnością a różnorodnością [Krebs, 2001, s. 516; May, 1973; Pimm, 1980; De Angelis, 1975]. Wiele danych empirycznych wskazuje, że to średni poziom zakłóceń w ekosystemie, a nie stabilność, przyczynia się do zwiększenia różnorodności<sup>18</sup>. Co więcej, ekosystemy, które rzeczywiście wykazują wysoki stopień stabilności, odznaczają się niskim stopniem różnorodności: kompozycja gatunkowa zazwyczaj jest uboga, ale za to stabilna [Hettinger, Throop, 1999]. Dowiedziono, że w ogólnych modelach matematycznych zwiększona złożoność powoduje zmniejszenie stabilności. Wyjaśnienia przypadków zaobserwowanej równowagi i stabilności systemu wskazują, że nie musi to być efekt matematycznie pojmowanych interakcji między gatunkami [Krebs, 2001, s. 516]. Mimo to hipoteza o związku między bioróżnorodnością a stabilnością ekosystemu nadal cieszy się mocną pozycją w ochronie środowiska [Lackey, 1995], a ekologia stabilności stanowi aspirację aktywnej ochrony środowiska [Hettinger, Throop, 1999; Maurer, 1993; Solomon i in., 2000].

Należy zauważyć, że w praktyce linia demarkacyjna między paradygmatem równowagi a nierównowagi jest rozmyta, a ich relacja bywa postrzegana na różne sposoby: od opozycji do komplementarności. Obydwa paradygmaty zdają się opisywać istotną charakterystykę systemów naturalnych i ich własności, w swojej niewspółmierności koncentrując się na innych aspektach i skalach odniesienia. Na przykład, wiele ekosystemów wykazuje obserwowalne różne stopnie stabilności i integralności, jak i powiązania przyczynowe między organizmami lub gatunkami w układzie naturalnym – choć ich wyjaśnienie z perspektywy paradygmatu sta-

<sup>18</sup> Pojęcie „zakłócenia” uwikłane jest w dyskusję na temat tego, jak należy traktować wpływ człowieka (czy antropopresja może być traktowana na równi z innymi czynnikami naturalnymi wywołującymi presję i stres środowiskowy, czy też jest ona kategoriałnie różna). Współcześnie wpływ człowieka na biosferę charakteryzuje się niespotykaną dotąd siłą i stopniem ingerencji, przekraczając możliwości buforowe systemów naturalnych, a synergiczne efekty różnych form antropopresji skutkują akceleracją dewastacji świata przyrodniczego. Stąd, w kontekście tezy o relacji między średnim poziomem zakłóceń a bioróżnorodnością, należałoby mówić przede wszystkim o zakłóceniach indukowanych czynnikami pozaludzkimi.

bilności jest niepełne lub błędne. Zjawiska te można wyjaśnić, odwołując się do pojęcia adaptacji do zmian warunków środowiskowych – która może zwiększyć odporność ekosystemu (czyli swoistą dynamiczną równowagę) [Hettinger, Throop, 1999, s. 164–165].

Jednym z interesujących zagadnień na styku obydwu paradygmatów jest pytanie o to, czy układy mogą znajdować się w różnych stanach stabilności (rozumianej jako trwania w czasie). Jeżeli hipoteza o wielu stanach stabilnych jest prawdziwa, to oznacza, że zmiany „które wydają się pochodną braku równowagi, mogą być efektem dwóch lub więcej stanów” równowagowych tego samego systemu [Krebs, 2001, s. 544]. Istnieją ekosystemy, które wykazują tę właśnie cechę. Przykładem jest rejon Serengeti-Mara w Afryce Wschodniej, gdzie – z punktu widzenia czynników wpływających na układy rośliny–roślinożercy – dla terenów zalesionych i trawiastych istnieje więcej niż jeden stan równowagi<sup>19</sup>. Innym przykładem są liczne obszary przekształcone przez człowieka (np. pastwiska), które mogą być mylone z systemami niestabilnymi. Niezwykle istotne jest zatem określenie, który model organizacyjny opisuje systemy naturalne [Krebs, 2001, s. 545–546]. Pytania o liczbę stanów stabilności, jak również o to, czy uzasadnione jest takie samo traktowanie stanów równowagi w różnych ekosystemach, do tej pory nie doczekały się jednoznacznych odpowiedzi. Stąd kwestie rozstrzygnięć przyjmowanych przez badaczy mają bardzo ważne konsekwencje dla ochrony przyrody i planowania przestrzennego [Krebs, 2001, s. 547].

Istnieje przesłanka praktyczna przemawiająca za mniej spolaryzowanym ujęciem paradygmatów równowagi i nierównowagi. Zwrócenie uwagi na ich obszar niewspółmierności ukazuje bowiem doniosłe konsekwencje etyczne i praktyczne każdego z nich.

Ekologia stabilności funduje paradygmat ochrony przyrody całości ekosystemowych bez znaczącego oddziaływania człowieka poprzez organizację rezerwatów [Pullin, 2005, s. 157]. Tak rozumiana ochrona dąży do

<sup>19</sup> W rejonie Serengeti od kilkudziesięciu lat zmniejsza się powierzchnia lasów na obszarach chronionych, co dzieje się za sprawą czynników takich jak coroczne pożary oraz zniszczenia dokonywane przez populację słoni. Nawet przy zniwelowaniu oddziaływania jednego z tych czynników lasy nie powrócą, natomiast zbiorowiska trawiaste utrzymają się. Stąd mówi się o istnieniu dwóch stanów równowagi dla tych obszarów.

ograniczenia stopnia ingerencji człowieka w środowisko. Natomiast w przypadku obszarów przyrodniczych zdegradowanych z powodu działalności człowieka wymagana jest ich restytucja (rozumiana jako przywrócenie stanu sprzed zaburzenia systemu naturalnego). Paradygmat ten wiąże się ze statycznym obrazem natury, przez co ekosystemy niewykazujące cech stabilności i integralności (np. systemy dynamicznie rozwijające się, wrażliwe na stres środowiskowy) mogą znaleźć się poza ochroną [Hettinger, Throop, 1999, s. 163].

Ekologia nierównowagi stanowi z kolei poważne wyzwanie dla tradycyjnej etyki ekocentrycznej. Po pierwsze, obawy rodzą zarówno postulaty ochrony stabilności, jak i integralności ekosystemów, podczas gdy takowe mogą wcale nie istnieć. Po drugie, istnieje możliwość interpretacji wybiórczych elementów ekologii niestabilności w kontekście miejsca człowieka w przyrodzie. Jeżeli uznać wpływ człowieka na biosferę za tożsamy z naturalnymi czynnikami pozaludzkimi, to w konsekwencji podważona zostałaby zasadność tezy o indukowaniu niestabilności kondycji biosfery przez człowieka [Hettinger, Throop, 1999, s. 162].

Paradygmat nierównowagi zaowocował przesunięciem punktu ciężkości w koncepcji ochrony w kierunku podejścia ujmującego dynamikę organizacji ekosystemów, wpływ człowieka i skalę regionalną [Pullin, 2005, s. 157]. Koncepcja zdrowia ekosystemów, jak niektórzy uważają, reprezentuje to konceptualne przesunięcie.

### **Integralność a zdrowie ekosystemów**

W teorii ekosystemu nie ma jednoznacznego rozróżnienia między pojęciami integralności i zdrowia ekosystemowego, określanymi często jako terminy parasolowe [Westra, 2005]. Ich zastosowanie oraz wskaźniki, które są brane pod uwagę przy określaniu stopni integralności i zdrowia, odwołują się do odmiennych koncepcji natury, konstytuując zasadniczą różnicę między integralnością a zdrowiem i wzbudzając wątpliwości w postulowaną ich komplementarność. Pojęcie integralności odnosi się najczęściej do ekosystemów naturalnych, rozumianych jako nieprzekształ-

cone przez człowieka. Natura pierwotna definiowana jest pojęciem dzikości (*wildness*) [Westra, 2005], co uwypukla opozycję między kulturą a naturą. Odpowiedzialność człowieka wobec przyrody wyraża się w pielęgnowaniu i podziwianiu jej wartości oraz piękna. Ochrona przyrody nawiązuje do formy zabiegów konserwatorskich *in situ*, polegających na tworzeniu rezerwatów przyrody i parków narodowych celem zachowania różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemów w warunkach naturalnych [Solomon i in., 2000, s. 1201]. Integralność ekologiczna jest zatem definiowana jako „warunki nienaruszone, w których ekosystemy wykazują niewielki wpływ człowieka lub też są tego wpływu zupełnie pozbawione” [Lackey, 2001, s. 348]. Za ekosystemy z wysokim stopniem integralności uznaje się te naturalne, pierwotne i nieskazitelne, często kwalifikowane jako warunek zerowy – stanowiący kryterium oceny, czyli stan idealny względem którego dokonuje się porównania [Lackey, 2001, s. 348]. Natomiast zdrowie ekosystemów opiera się na wizji natury podatnej na modyfikacje człowieka, reprezentowanej metaforą „zasobów naturalnych”. Odpowiedzialna postawa wobec przyrody wyraża się w racjonalnym i roztroprnym użytkowaniu jej zasobów. Zdrowie ekosystemów najczęściej odwołuje się do preferowanego stanu ekosystemów zmodyfikowanych działalnością człowieka [Lackey, 2001, s. 348], definiowanego jako „trwałość i stabilność”, odporność na stres środowiskowy oraz podtrzymałość organizacji wewnętrznej [Rapport, Costanza, McMichael, 1998, s. 397].

Ze względu na fakt wysokiego stopnia przekształcenia większości systemów naturalnych na całym globie koncepcja zdrowia ekosystemów odgrywa dziś szczególną rolę w celach zrównoważonego rozwoju i ochrony środowiska. Do lat 80. była raczej „szeroką aspiracją społeczną, aniżeli konkretnym celem polityki oraz zarządzania” [Rapport, 1995]. Stopniowo jednak, wraz z próbami dokładnego opisu i definicji, stała się jednym z kluczowych terminów wyznaczających dyskurs ochrony środowiska [Lackey, 2001, s. 438].

Pozytywna recepcja tego terminu wynika między innymi z faktu, iż jest to dość prosta, chwytliwa i intuicyjna metafora, odwołująca się do skojarzenia z pojęciem zdrowia ludzkiego. Ludzie mają zazwyczaj pewne wewnętrzne, intuicyjne zrozumienie tego pojęcia w odniesieniu do zdro-

wia osobistego [Ryder, 1990]. Rozciągając koncepcję zdrowia na ekosystem, można go sobie z łatwością wyobrazić jako jednostkę nieskażoną czy też nienadwyrężaną nadmiernie działaniami człowieka [Lackey, 2001, s. 437]. Zabieg ekstrapolacji pojęcia *zdrowia* budzi wątpliwości już w punkcie wyjścia, gdyż kategoria ta odnosi się do organizmów, co sugeruje obraz ekosystemu na wzór superorganizmu. Ta wstępna przesłanka każe zaklasyfikować koncepcję zdrowia ekosystemów jako metaforę [Callicott, 1999, s. 350]. Intuicyjna chwytliwość koncepcji zdrowia ekosystemów pociąga za sobą konieczność dokonania wielu (intuicyjnych) założeń w punkcie wyjścia, dotyczących tego, jaki miałby być stan początkowy oraz stan pożądaný, czyli zdrowy. Kalibracja preferowanej kondycji ekosystemu wiąże się z preferencją systemu niezakłóconego, jednak nie ma przesłanek czysto naukowych zmuszających do rozważenia jakiegokolwiek stanu ekologicznego jako tego preferowanego albo lepszego (czyli zdrowszego) [Lackey, 2001, s. 441], a zatem są to wybory wartościujące. Normatywny wymiar koncepcji zdrowia ekosystemów wyraża się w uwikłaniu w nią wartości etycznych. Ktoś musi zdecydować, jakie warunki systemu czy też jego funkcje są „dobre”. Ekosystemy nie mają preferencji odnośnie do swych stanów, a więc ich określenie przypada podmiotom wartościującym [Sagoff, 1995]. Stąd to, co uważane jest za ocenę naukową, jest w rzeczywistości przypisywaniem ekosystemom wartości moralnych [Lackey, 2001].

Problem metodologiczny z szacowaniem zdrowia oraz stopnia integralności i stabilności wiąże się z zagadnieniem klasyfikacji znacznego przekształcenia systemów naturalnych pod wpływem działalnoścí człowieka, zwłaszcza kiedy brane są pod uwagę relacje zachodzące w dłuższej perspektywie czasowej (takie jak na przykład wpływ plemion rdzennych na dany region) [Callicott, 1999, s. 362]<sup>20</sup>. Zasadniczą kwestią jest to, czy należy uwzględnić wpływ człowieka, czy też go zignorować. W przypad-

<sup>20</sup> W kontekście dyskusji nad społeczną konstrukcją pojęcia dzikości (*wilderness*) William Cronon wykazywał, że w tradycyjnym ujęciu pojęcie to całkowicie pomijało wpływ człowieka na kształtowanie się obszarów uznawanych za pierwotne, podczas gdy podlegały one przekształceniom pod wpływem aktywności człowieka już od setek lat [por. Cronon, 2003].

ku odpowiedzi pozytywnej rodzi się pytanie, w jaki sposób włączyć wpływ człowieka na kondycję ekosystemu. Jak dotąd ta klasa problemów cierpi na deficyt metod kompleksowych. Jak zauważają Paul Angermeier oraz James Karr, jeśli by włączyć wpływ plemion rdzennych przy określaniu wspólnot przejawiających integralność biologiczną, trzeba by potraktować ten czynnik jako element dzikiego życia (*wildlife*), a wpływ mierzyć wspólnie do wpływu innych rdzennych wszystkożerców [Angermeier, Karr, 1994]. Jednak takie rozwiązanie zakrawałoby na bardzo „złą naukę społeczną”, podczas gdy zignorowanie elementarnego wpływu czynnika ludzkiego na naturalne procesy w ramach systemów to „zła ekologia” [Callicott, 1999, s. 362]<sup>21</sup>. Problem integracji czynnika ludzkiego jest bardzo złożony i jak dotąd nie znalazł jednogłosego rozstrzygnięcia, gdyż wymaga ono koniecznie inter- oraz transdyscyplinarnych rozwiązań. Już w latach 80. ubiegłego stulecia Tom Fenchel wskazywał:

jeśli chodzi o aspekty stosowane, to wielu ekologów dotąd nie rozumiało, że o ile ekologia i zasady ekologiczne są niezbędne, o tyle same w sobie nie są wystarczające do zrozumienia relacji między społecznościami ludzkimi a naturą. Żeby zrozumieć tę relację, a tym bardziej jeśli ma się ona zmienić, niezbędne jest włączenie perspektyw kulturowych, społecznych i ekonomicznych. [Fenchel, 1987]

Wszystkie te przesłanki wskazują na istotny wymiar dyskusji wokół zdrowia, integralności i stabilności ekosystemów, który formowany jest nie tyle przez fakty empiryczne, ile raczej przez założenia dotyczące tego, co konstytuuje ekosystem naturalny, dzikie życie, naturalność, zdrowie etc. Kwestie te determinują treść omawianych koncepcji i są istotne w świetle postulatu o doniosłości koncepcji zdrowia ekosystemu jako

<sup>21</sup> Callicott stara się ominąć ten problem, wskazując, że koncepcje stabilności i integralności mają zastosowanie wyłącznie do ekosystemów nietkniętych ręką człowieka, czyli przyroda jest najlepiej chroniona w formie rezerwatów. [Callicott, 1999, s. 362–363]. Doświadczenie pokazuje jednak, że wykluczenie czynnika działalności człowieka, związanej na przykład z wypasem zwierząt hodowlanych, prowadzi do zaburzeń i zmiany struktury chronionego systemu naturalnego (polskim przykładem jest zmiana walorów siedliska cennych gatunków ptaków na Wyspie Sobieszowskiej po utworzeniu rezerwatu Ptasi Raj, któremu towarzyszył zakaz wypasu bydła).



wyznacznika kierunku rozwoju nowej nauki (*new integrative science*), powstałej na styku nauk ekologicznych, społecznych i ekonomicznych, jako że „ocena zdrowia ekosystemu w relacji do sfery ekonomicznej, społecznej i zdrowia ludzkiego wymaga zintegrowania ludzkich wartości z procesami biofizycznymi, integracji, której konwencjonalna nauka wyraźnie unikała” [Rapport i in., 1998, s. 397]. W rezultacie, przyjęcie koncepcji zdrowia ekosystemu w polityce publicznej ma poważne i daleko sięgające konsekwencje [Lackey, 2001, s. 437].

Jednym z przedmiotów dyskusji toczącej się wokół omawianych koncepcji normatywnych ekologii jest pytanie o to, czy są one użyteczne jako narzędzia heurystyczne. Nie ma zgody co do odpowiedzi na to pytanie. Krytycy uważają, że metafora zdrowia ekosystemu prowadzi do błędnego zrozumienia dynamiki funkcjonowania biosfery i wyrasta z wybranych wartości i sądów, a nie wynika z niezależnej rzeczywistości naukowej [Callicott, 1999; Lackey, 2001; Wicklum, Davies, 1995]. Natomiast obrońcy ich użyteczności wykazują, że choć panuje dziś zgoda co do tego, że są to „metafory” i „narzędzia komunikacji” na styku nauki i polityki, to jednak można je z sukcesem poddać eksploracji matematycznej oraz aplikacji na poziomie polityki publicznej [Winterhalder, Clewell, Aronson, 2004, s. 6]. Jednocześnie niejednoznaczność metafory zdrowia ekosystemu – wywołującej silne i pozytywne konotacje – sugeruje konieczność ścisłego zrozumienia, co dokładnie oznacza pojęcie zdrowia w kontekście konkretnego zastosowania, a także konieczność naświetlenia komponentu normatywnego (który nie wynika bezpośrednio ze samej metafory. Treść przypisana metaforze podlega dużej zmienności). Aby uniknąć nadinterpretacji powyższej konkluzji, trzeba zaznaczyć, że chodzi o rozpoznanie nasycenia wartościami z racji charakteru nauki stosowanej, a mianowicie realizacji wyznaczonych celów<sup>22</sup>. Nie sugeruje to w żaden sposób, że badacze kierują się myśleniem życzeniowym, ani radykalnego subiektywizmu wartości.

<sup>22</sup> Andrew S. Pullin, teoretyk ochrony środowiska rozumianej jako nauki stosowanej, pisał, że „każda z nauk stosowanych (m.in. medycyna) jest nauką opartą na wartościach. Każdy wyznaczony cel zawiera element wartości” [Pullin, 2005, s. 156].

## Podsumowanie i wnioski

Koncepcje normatywne ekologii stosowanej to narzędzia heurystyczne o wartości instrumentalnej [Bergandi, 1995; Schizas, Stamou, 2010] oraz o wartości aksjologicznej. Zawierają one komponent deskryptywny i preskryptywny. Ten pierwszy jest formą organizacji argumentacji o strukturze świata przyrodniczego, natomiast drugi gwarantuje im status koncepcji normatywnych. Powszechne uznanie tych koncepcji za obiektywne wyznaczniki działań praktycznych daje się uzasadnić w kategoriach nie tyle naukowych, co normatywnych [Callicott, 1999]. Zróżnicowane ujęcia zdrowia, stabilności i integralności ekosystemów nie są tylko „subtelnyymi wariacjami semantycznymi na temat akceptowanych konotacji słów zdrowie oraz integralność” [Wicklum, Davies, 1995, s. 999]. W świetle przedstawionych kontrowersji dotyczących wartości i treści filozoficznych uwikłanych w te pojęcia wynika, że relacja między znaczeniem biologicznym a pozabiologicznym jest złożona i podlega wzajemnym uwarunkowaniom.

Metafory zdrowia, stabilności i integralności ekosystemów precyzują informację naukową przepływającą na styku nauki i polityki. Ze względu na brak alternatyw, które byłyby nieobciążone opisanymi problemami, pojęcia te są wyznacznikami kierunku działań ochronnych oraz polityki publicznej. Zamiast debatować nad ich odrzuceniem, bardziej pouczającym podejściem jest włączenie w obszar dyskusji gruntownego namysłu nad ich znaczeniem (czy raczej pluralizmem znaczeń) oraz rolą, jaką – włączone w politykę – powinny odgrywać [Westra, 2005, s. 575]. Tym samym wymiar normatywny oraz postulaty ugruntowania etyki środowiskowej na koncepcjach ekologii stosowanej należy rozumieć jako kwestię rozpoznania wartości uwikłanych w poznanie faktualne, świadomości ich szerszych konsekwencji praktycznych, zwielokrotnieniu momentu decyzji etycznej w procesie produkcji wiedzy oraz namysłu nad postulowanymi kierunkami ich zastosowań.

Ekologia jest dyscypliną, w której ścierają się konkurujące paradygmaty naukowe, a jej szeroki zakres przedmiotowy (jako konsekwencja relacyjnego ujęcia świata przyrodniczego) doprowadził do wytworzenia się dużej ilości wąskich specjalizacji. W wyniku postępującej pluralizacji

teoretycznej i metodologicznej pojęcia stanowiące podstawowe jednostki teoretyczne, takie jak na przykład ekosystem czy bioróżnorodność, są przedmiotem nieustannych debat, a ich poszczególne propozycje charakteryzują się zróżnicowanym stopniem operacjonalizacji. Jeśli weźmie się pod uwagę także wpływ czynników pozanaukowych na proces produkcji wiedzy, pojawia się potrzeba uwzględnienia społecznych i kontekstualnych granic „prawdomówności” nauki oraz redefinicji pojęcia obiektywności i racjonalności nauki, jak również postulat wypracowania pluralizmu metodologicznego, który – w odróżnieniu od pluralizmu metod popadającego często w eklektyzm – sprostałby wyzwaniom interdyscyplinarności [Löwbrand, Öberg, 2005, s. 197]. Ze względu na fakt, że zarówno działania naukowe, jak i społeczne są ściśle ze sobą powiązane i wzajemnie przekształcają się, modelowanie relacji między nauką a polityką jest procesem inherentnie wielopłaszczyznowym. Stąd nie może być on ograniczony wyłącznie do analizy i przeformułowania relacji między tradycyjnie pojmowaną wiedzą naukową a przekonaniem na temat pożądanego kierunku działań społecznych i politycznych [Taylor, Buttel, 1992, s. 413].

Zapotrzebowaniu na rzetelną wiedzę naukową towarzyszy rozpoznanie, iż schemat relacji między nauką a decydentami i opinią publiczną wzmacnia założenie, że „nauka dostarcza pewności”; sugeruje, że przede wszystkim niewiedza jest źródłem nieadekwatnych postaw wobec środowiska przyrodniczego oraz niewłaściwych polityk środowiskowych. Konsekwencją jest założenie, że nauka stanowi remedium na złożone i kontrowersyjne kwestie uwikłane w problematykę środowiskową [Robertson, Hull, 2003, s. 399]. Na przykład wybitny ekonomista John Pezzey wyraża przekonanie, że rozwój etyki adresującej problem użytkowania środowiska przyrodniczego „ostatecznie będzie zależał bardziej od tego, w jaki sposób nowe informacje wpłyną na percepcję ludzi odnośnie zagrożenia ich środowiska lokalnego albo globalnego, aniżeli od abstrakcyjnych argumentów filozoficznych” [Pezzey, 2002]. Kwestia ta staje się mniej oczywista, gdy weźmie się pod uwagę, że postrzeganie zagrożenia i ryzyka środowiskowego różni się znacząco zarówno pomiędzy różnymi sektorami nauki i społeczeństwa, jak i wewnątrz nich. Na przykład, badania przeprowadzone przez socjologa Stephena Cotgrove nad postrzeganiem zanieczyszczenia środowiska i ryzyka środowiskowego wśród ekologów

oraz przedstawiciele biznesu (industrialistów) wykazały znaczący rozdźwięk w postrzeganiu poziomu ryzyka między obydwoma grupami. Ekolodzy dostrzegali znacznie większy jego poziom i zagrożenie ekologiczne aniżeli grupa industrialistów. Interesującym okazał się jednak fakt, że druga grupa nie zdawała się postrzegać znaczącego ryzyka nie z powodu niewiedzy czy słabej motywacji wobec podejmowania działań prośrodowiskowych, ale ze względu na postawienie problemu w innych kontekstach [Cotgrove, 1982]. Zanieczyszczenie środowiska i ryzyko ekologiczne nie są ujmowane *stricte* jako fakty empiryczne, gdyż predykcja wystąpienia zanieczyszczenia włącza w sferę rozważań zagadnienia takie jak jakość życia i, co za tym idzie, pytanie o to, co konstytuuje dobre życie (Evernden, 1992, s. 4).

Pomimo wskazanych przesłanek przez co najmniej dwie ostatnie dekady dyskurs publiczny, toczący się wokół kwestii środowiskowych, pozostaje w dużej części „uparcie nieświadomy” zagadnień, uzgodnień oraz inspiracji podejmowanych w ramach socjologii wiedzy oraz filozofii i metodologii nauk [Sarewitz, 2004, s. 386]<sup>23</sup>. Wszelkie propozycje dotyczące problemów wyłaniających się na styku nauki i polityki wymagają wypełnienia przepaści, jaka istnieje między badaczami nauk przyrodniczych a reprezentantami humanistycznych i filozoficznych studiów nad nauką. W praktyce naukowej ekologii w dużym stopniu dominuje realistyczne podejście do uprawiania nauki<sup>24</sup>, a uwagi odnoszące się do elementów pozapoznawczych czy konstruktywistycznych są bardziej traktowane jako zarzut przeciw obiektywności informacji naukowej. Stąd wyraza potrzeba interdyscyplinarnego dialogu, którego celem jest „osiągnięcie większego epistemologicznego oraz inter-paradygmatycznego zrozumie-

<sup>23</sup> Przesłanka ta stała się przyczynkiem do uzasadniania postulatów konieczności inter- oraz transdyscyplinarności, poprzez włączenie nauk społecznych i humanistycznych [zob. np. Kastenhofer, Wilfing, 2011].

<sup>24</sup> Do takiej konkluzji prowadzą na przykład analizy koncepcji i modeli mających za zadanie hierarchizację, strukturyzację i komunikację „adekwatnych badań o stanie środowiska” (do których zaliczyć można na przykład model DPSIR – ang. *Driving Forces, Pressures, State, Impacts and Response*). Por. Svarstad, Petersen, Rothman, Siepel, Wätzold, 2008. Kwestia ta dotyczy też innych dyscyplin, na co wskazują analizy instytucjonalne oraz polityczno-ekonomiczne dominujących modeli ekonomicznych kształtujących sposób zarządzania zasobami środowiskowymi [Söderbaum, 2008].

nia”, jako niezbędnego elementu refleksyjnej praktyki badawczej [Löfbrand, Öberg, 2005, s. 197].

Pytania o rolę i status ekologii stosowanej na jej styku z polityką oraz wpływu ekologii na relacje społeczne i ekonomiczne mogą być też sformułowane w kategorii obiektywności wiedzy. Analiza dyskusji podejmowanych w literaturze przedmiotu wskazuje na transformację znaczenia i sensu pojęcia obiektywności, które można przedstawić roboczo w formie czterech strategii: (i) odrzucenie roszczenia nauki do obiektywizmu, (ii) oczyszczenie z dodatkowych (pozanaukowych) elementów w celu podtrzymania pozytywistycznej ortodoksji, (iii) próba osiągnięcia intersubiektywnego porozumienia w środowisku naukowym, oraz (iv) wydobycie komponentów pozanaukowych zawartych w treściach informacji naukowej w kontekście wzajemnych relacji między nauką a polityką. Ostatnia strategia, będąca nadal bardziej postulatem teoretycznym aniżeli realizowanym paradygmatem procesu produkcji wiedzy, jest warunkiem wstępnym postulatów demokratyzacji nauki<sup>25</sup> i kształtowania tzw. nauki publicznej, której celem jest budowa wspólnej platformy między pluralistycznymi, często konkurującymi wartościami środowiskowymi [por. Robertson, Hull, 2003]. Strategia ta jest zgodna z propozycją rozumienia obiektywizmu naukowego zaproponowanego przez Richarda Rudera z 1953 roku, w kontekście rozpoznania, że „odmowa zwrócenia uwagi na decyzje wartościujące, które muszą zostać podjęte [...] jest niczym pozostawienie istotnego aspektu metodologii naukowej zasadniczo poza kontrolą” [Rudner, 1953, s. 6]. Z tej perspektywy obiektywizm nie polega na neutralności wobec wartości<sup>26</sup> – co jest zadaniem niewykonalnym – lecz raczej na dokładnym zdaniu sprawy z tego, jakie sądy o wartościach są i mogą być czynione, a także „jakie decyzje wartościujące winny być podjęte” [Rudner, 1953, s. 6]. Jest to równoznaczne z przyjęciem, że jaka-

<sup>25</sup> Zagadnienie demokratyzacji nauki, będące jeszcze ciągle w załączku, towarzyszy często rozważaniom dotyczącym pluralizmu teoretycznego i metodologicznego nauk stosowanych, oraz analizom nauk na styku z polityką i społeczeństwem. Więcej informacji na ten temat można znaleźć w pracach: Espinoza, 2012; Söderbaum, 2008; Kitcher, 2001; Robertson, Hull, 2003.

<sup>26</sup> Neutralność wobec wartości implikuje ostrą demarkację między nauką a polityką oraz liniowy model rozumienia roli nauki (wyrażane w języku angielskim potocznym określeniem *get-the-facts-then-act*).

kolwiek alternatywa dla modelu liniowego musi wyjść od założenia zwiększonej odpowiedzialności społeczności naukowców w zakresie znaczenia rezultatów nauki dla polityki [Pielke, 2004, s. 406]. Ekologia stosowana, tworzona na styku nauki i polityki, stoi zatem przed wyzwaniem równie ważnym jak polityka w obliczu problemów środowiskowych. Wyzwanie to generuje nowe obszary tematyczne, na przykład takie jak potrzeba wypracowania nowego modelu roli nauk stosowanych powstających na styku nauki i polityki. Rozpoznanie to nie podważa doniosłości wkładu ekologii stosowanej w praktyce rozwiązywania problemów środowiskowych, wskazuje natomiast na interesujący i potencjalnie wartościowy kierunek rozważań.

### Bibliografia

- Angermeier P.L., Karr J. R., (1994), „Biological Integrity Versus Biological Diversity as Policy Directives: Protecting Biotic Resources”, *BioScience*, 44(10), s. 690–697.
- Bergandi D., (1995), „»Reductionist Holism«: an Oxymoron or a Philosophical Chimera of E. P. Odum's System Ecology?”, *Ludus Vitalis*, 3, s. 145–180.
- Botkin D.B., (1990), *Discordant Harmonies. A New Ecology for the Twenty-First Century*. New York, Oxford, Oxford University Press.
- Brennan A., (1988), *Thinking About Nature. An Investigation of Nature, Value and Ecology*, Athens, The University of Georgia Press.
- Callicott J.B., (1999), *Beyond the Land Ethics. More Essays in Environmental Philosophy*. New York, State University of New York Press.
- Callicott J.B., Crowder L.B., Mumford K., (1999), „Current Normative Concepts in Conservation”, *Conservation Biology*, (13), s. 2–35.
- Clements F.E., (1916), *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*. Washington, DC, Carnegie Institute Publication.
- Cotgrove S., (1982), *Catastrophe or Cornucopia*, Chichester, John Wiley and Sons Ltd.
- Cronon W., (2003), „The Riddle of the Apostle Islands: How Do You Manage a Wilderness Full of Human Stories”, *Orion*, (May/June), s. 36–42.
- De Angelis D.L., (1975), „Stability and Connectance in Food Web Models”, *Ecology*, 56, s. 238–243.
- Demeritt D., (1991), „Construction of Global Warming and Politics of Science”, *Annals of the Association of American Geographers*, 91(2), s. 307–337.

- Espinoza F., (2012), *The Nature of Science. Integrating Historical, Philosophical, and Sociological Perspectives*, Lanham, Boulder, New York, Toronto, Plymouth, UK, Rowman & Littlefield Publishers.
- Evernden N., (1992), *The Social Creation of Nature*, Baltimore-London, The John Hopkins University Press.
- Evernden N., (1999), *The Natural Alien. Humankind and Environment*, 2 wyd., Toronto-Buffalo-London, University of Toronto Press.
- Fenchel T., (1987), *Ecology – Potential and limitations*, Oldendorf, Luhe, Ecology Institute.
- Funtowicz S., Strand R., (2007), „Models of Science and Policy”, [w:] *Biosafety First: Holistic Approaches to Risk and Uncertainty in Genetic Engineering and Genetically Modified Organisms*, [eds.] T. Traavik, Lim Li Ching, Trondheim, Tapir Academic Press, s. 263–278.
- Funtowicz S., Strand R., (2011), „Change and Commitment: Beyond Risk and Responsibility”, *Journal of Risk Research*, 14(8), s. 1–9.
- Hay P., (2008), *Main Currents in Western Environmental Thought*, Bloomington-Indianapolis, Indiana University Press.
- Hettinger N., Throop W., (1999), „Refocusing Ecocentrism: De-emphasizing Stability and Defending Wildness”, *Environmental Ethics*, 21, s. 3–21.
- Jasanoff S., (1990), *Fifth Branch: Science Advisers as Policymakers*, Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.
- Jax K., (1998), „Holocene and Ecosystem – on the Origin and Historical Consequences of Two Concepts”, *Journal of the History of Biology*, 31(1), s. 113–142.
- Jordan C.F., (1981), „Do Ecosystems Exist?”, *American Naturalist*, 118, s. 284–287.
- Jørgensen S.E., Patten B.C., Straskraba M., (1992), „Ecosystems Emerging: Toward an Ecology of Complex Systems In a Complex Future”, *Ecological Modelling*, 62, s. 1–28.
- Kastenhofer K., Wilfing H., (2011), „Sustaining Sustainability Science: the Role of Established Inter-Disciplines”, *Ecological Economics*, 70, s. 835–843.
- Kiepas A., (1996), „Ryzyko ekologiczne – wyzwanie dla nauki i techniki”, [w:] *Ekonomia, ekologia, etyka*, [red.] W. Tyburski, Toruń, Instytut Filozofii UMK, s. 25–37.
- Kiepas A., (2006), „Etyka jako czynnik ekorozwoju w nauce i technice”, *Problemy Ekorozwoju*, 1(2), s. 77–86.
- Kitcher P., (2001), *Science, Truth, and Democracy*. Oxford, New York, Oxford University Press.
- Krakowiak J.L., Dołęga, J.M. [red.], (1999), *Hipoteza ekologii uniwersalistycznej*. Warszawa, Centrum Uniwersalizmu przy Uniwersytecie Warszawskim, Polska Federacja Życia.
- Krebs C.J., (2001), *Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności*. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Kwa C., (2002), „Romantic and Baroque Conceptions of Complex Wholes in the Sciences”, [w:] *Complexities: Social Studies of Knowledge Practices*, [red.] J. Law, A. Mol, Durham, Duke University Press, s. 23–52.



- Lackey R.T., (1995), „Ecosystem Health, Biological Diversity, and Sustainable Development: Research that Makes A Difference”, *Renewable Resources Journal*, 13(2), s. 8–13.
- Lackey R.T., (2001), „Values, Policy, and Ecosystem Health”, *BioScience*, 51(6), s. 437–443.
- Leopold A., (2004), *Zapiski z Piaszczystej Krainy (A Sand Country Almanac)*, Bystra k. Bielska Białej, Stowarzyszenie Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot.
- Likens G.E., (1992), *The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse*, Oldendorf & Luhe, Ecology Institute.
- Lomborg B., (2001), *The Skeptical Environmentalist: Measuring the State of the Real World*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lövbrand E., Öberg G., (2005), „Comment on «How Science Makes Environmental Controversies Worse» by Daniel Sarewitz, *Environmental Science and Policy*, 7, 385–403 and «When Scientists politicize science: making sense of the controversy over The Skeptical Environmentalist» by Roger A. Pielke Jr., *Environmental Science and Policy*, 7, 405–417”, *Environmental Science, Policy*, 8, s. 195–197.
- Łastowski K., (1999), „Ekologia a filozofia. Od ekologii jako nauki biologicznej do ekologii jako wiedzy humanistycznej”, [w:] *Wprowadzenie do filozoficznych problemów ekologii*, [red.] A. Papuziński, Bydgoszcz, Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Bydgoszczy, s. 11–53.
- Maurer B., (1993), „Biological Diversity, Ecological Integrity, and Neotropical Migrants: New Perspectives for Wildlife Management”, [w:] *Status and management of neotropical migrant birds*, [red.] D.M. Finch, P. Stengel, Fort Collins, CO, USDA Forest Service Gen. Tech. Report RM 229, Forest and Range Experiment Station, s. 24–31.
- Maxim, L., Van der Sluijs, J.P. (2011), „Quality in Environmental Science for Policy: Assessing Uncertainty as a Component of Policy Analysis”, *Environmental Science, Policy*, 14, s. 482–492.
- May R., (1973), *Stability and Complexity in Model Environments*. Princeton, NJ, Princeton University Press.
- Müller F., (1997), „State-of-the-art in Ecosystem Theory”, *Ecological Modelling*, 100, s. 135–161.
- Odum E.P., (1983), *Basic Ecology*, Philadelphia, Saunders.
- Odum H., (1983), *Systems Ecology: an Introduction*, New York, Wiley-Interscience.
- O’Neill R.V., (2001), „Is It The Time To Bury The Ecosystem Concept? (With Full Military Honours, Of Course!)”, *Ecology*, 82(12), s. 3275–3284.
- Papuziński A., (1996), „Metafizyczne dziedzictwo nauki jako problem filozofii ekologii”, [w:] *Ekofilozofia i Bioetyka. Materiały VI Polskiego Zjazdu Filozoficznego w Toruniu 5–9 września 1995 r. Sekcja Bioetyki i Ekofilozofii 6–8 września 1995 r.*, [red.] W. Tyburski, Toruń, Top Kurier, s. 29–42.
- Peterson del Mar D., (2010), *Ekologia*. Poznań, Zysk i S-ka.
- Pezzey J., (2002), „Sustainability: An Interdisciplinary Guide”, [w:] *The Economics of Sustainability*, [red.] J.C.V. Pezzey, M.A. Toman, Dartmouth, Agathe, s. 103–144.

- Pielke R.A.J., (2004), „When Scientists Politicize Science: Making Sense of Controversy over the Skeptical Environmentalist”, *Environmental Science, Policy*, 7, s. 405–417.
- Pielke R.A., (2007), *The Honest Broker. Making Sense of Science in Policy and Politics*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Pimm S.L., (1980), „Food Web Design and the Effect of Species Deletion”, *Oikos*, 35, s. 139–149.
- Pullin A.S., (2005), *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Proctor J.D., (2009), „Environment after Nature: Time for a New Vision”, [w:] *Envisioning Nature, Science, and Religion*, [red.] J. Proctor, West Conshohocken, Templeton Press, s. 293–311.
- Rapport D.J., Costanza R., McMichael A.J., (1998), „Assessing Ecosystem Health”, *Tree*, 13(10), s. 397–402.
- Rapport D. J., (1995), „Ecosystem Health: Exploring the territory”, *Ecosystem Health*, 1, s. 5–13.
- Robertson D.P., Hull R.B., (2003), „Public Ecology: an Environmental Science and Policy for Global Society”, *Environmental Science, Policy*, 6, s. 399–410.
- Rolston III H., (1989), *Philosophy Gone Wild. Environmental Ethics*, Buffalo-New York, Prometheus Books.
- Rudner R., (1953), „The Scientist Qua Scientist Makes Value Judgments”, *Philosophy of Science*, 20 (1), s. 1–6.
- Ryder R.A., (1990), „Ecosystem Health. A Human Perception: Definition, Detection, and the Dichotomous Key”, *Journal of Great Lakes Research*, 16, s. 619–624.
- Sagoff M., (1995), „The value of integrity”, [w:] *Perspectives on Ecological Integrity*, [red.] L. Westra, J. Lemons, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, s. 162–176.
- Sarewitz D., (2004), „How Science Makes Environmental Controversies Worse”, *Environmental Science, Policy*, 7, s. 385–403.
- Sarkar S., (2002), „Defining 'Biodiversity'; Assessing Biodiversity”, *The Monist*, 85(1), s. 131–155.
- Schizas D., Stamou G., (2007), „What Ecosystems Really Are – Physicochemical or Biological Entities?”, *Ecological Modelling*, 200, s. 178–182.
- Schizas D., Stamou G., (2010), „Beyond Identity Crisis: The Challenge of Recontextualizing Ecosystem Delimitation”, *Ecological Modelling*, 221, s. 1630–1635.
- Shugart H.H., (1990), „Ecological Models and the Ecotone”, [w:] *Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, [red.] R.J. Naiman, H. Decamps, Paris, UNESCO, s. 23–36.
- Söderbaum P., (2008), *Understanding Sustainability Economics. Towards Pluralism in Economics*, London, Sterling, VA, Earthscan.
- Solomon E.P., Berg, L.R., Martin, D.W., Ville, C.A., (2000), *Biologia*, Warszawa, MULTICO.
- Soulé M.E., Lease, G. [red.], (1995), *Reinventing Nature? Responses to Postmodern Deconstruction*, Washington, D.C., Covelo, California, Island Press.

- Svarstad H., Petersen L.K., Rothman D., Siepel H., Watzold F., (2008), „Discursive Biases Of The Environmental Research Framework DPSIR”, *Land Use Policy*, 25, s. 116–125.
- Tansley A.G., (1935), „The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms”, *Ecology*, 16, s. 284–307.
- Taylor P.J., Buttel F.H., (1992), „How Do We Know We Have Global Environmental Problems? Science and the Globalization of Environmental Discourse”, *Geoforum*, 23(3), s. 405–416.
- Van der Sluijs J., (2006), „Uncertainty, Assumptions, and Value Commitments in the Knowledge-Base Of Complex Environmental Problems”, [w:] *Interfaces between Science and Society*, [red.] Á. Guimarães Pereira, S. Guedes Vaz, S. Tognetti, Green Leaf Publishing, s. 67–84.
- Westra L. (1998), „The Ethics of Integrity”, *The Land Ethic: Meeting Human Needs for the Land and Its Resources*, Bethesda, MD, Society of American Foresters, s. 31–44.
- Wicklum D., Davies, R., (1995), „Ecosystem Health and Integrity?”, *Canadian Journal of Botany*, 73(7), s. 997–1000.
- Winterhalder K., Clewell A.F., & Aronson J., (2004), „Values and Science in Ecological Restoration – A Response to Davis and Slobodkin”, *Restoration Ecology*, 12(1), s. 4–7.

### **Normative and Methodological Aspects of Applied Ecology in the Science-Policy Interface**

**ABSTRACT.** The urgency of environmental protection generates a growing demand for scientific information. The science-policy interface raises new challenges for the conventional model of the role of science. Consequently, the methodological status of some ecological concepts is under transformation. The normative characteristics of these concepts entail serious practical consequences, raising doubts about their possible misuse to legitimize political interests. This paper analyzes the above problem in relation to the concepts of ecosystem health, ecological stability, and integrity. The aim is to illuminate value-based components and investigate the relationship between the scientific and extrascientific components of these concepts.

**KEY WORDS:** applied ecology, science-policy interface, ecosystem health, ecosystem integrity, ecological integrity.

Małgorzata Dereniowska, Instytut Filozofii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, ul. Szamarzewskiego 89C, 60–568 Poznań, [deren@amu.edu.pl](mailto:deren@amu.edu.pl)