

Modelowanie wybranych aspektów funkcjonowania geosystemów

Modeling of the selected aspects of geosystems functioning

Jerzy Lechnio

Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego
ul. Krakowskie Przedmieście 26/28, 00-927 Warszawa
email: jrlechni@uw.edu.pl

Abstract: Landscape functioning evaluation is usually accomplished only with establishment of harmful effect of different anthropogenic factors. This common conviction has great influence on methods used in landscape assessment as well as on nature of founded conclusions. Statistical relationships among controlled data or information received from different sort of indicators are prevailing. More sophisticated methods, among them models, usually are used to establish connection between force of anthropogenic factors (drivers) and reaction of landscape systems. Meanwhile, understanding how geosystems operate and what management tools are really needed for optimal landscape functioning call for more accurate and quantitatively methods. More over these methods should take into account all elements and processes interrelated with landscape, irrespectively from its source and nature.

In literature we can find landscape system models witch refer to known rules of thermodynamics. Many of them are the examples of original solutions witch try to implement the achievements of environmental sciences on the ground of thermodynamics. These kinds of landscape explanation are complex but detailed environmental system description raises prognostic purposes of elaborated method.

This paper summarizes, in the framework of network landscape analysis, a set of analyses of matter flow and storage through terrestrial systems. Landscape system – the set of units, delimited in classical way by intersection of lithology, morphology and land use, is examined from point of influence of anthropogenic and natural factors and processes on its functioning. The degrees of functional changes are evaluated through comparing model findings obtained for real and simulated conditions.

Key words: landscape system, hierarchical model of landscape, geoecosystem functioning, geoecological prognoses

Słowa kluczowe: system krajobrazowy, model hierarchiczny krajobrazu, funkcjonowanie geoekosystemu, prognozowanie geoekologiczne

Wprowadzenie

W literaturze spotykane są liczne przykłady prezentujące różne sposoby podejścia do oceny systemów krajobrazowych. Mimo walorów poznawczych i użytkarnych nie są one pozbawione mankamentów. Dotyczy to szczególnie przypadków, kiedy proces oceny krajobrazu polega na prostej analizie współzależności

danych pomiarowych lub wyników analiz i obserwacji, opracowaniu wskaźników i metryk, albo jakościowej i arbitralnej ocenie jednostek przestrzennych. Uzyskiwane w ten sposób wyniki opisują konkretne obiekty lub całą badaną zbiorowość, mają charakter statyczny, a przez to posiadają ograniczone walory diagnostyczne i prognostyczne.

Ocena i prognozowanie krajobrazu powinny odwoływać się do znanych praw przyrodniczych oraz uwzględniać czynniki antropogeniczne, w zakresie pozwalającym na synchroniczną i wielowymiarową analizę funkcjonowania indywidualnych jednostek krajobrazowych i geoeosystemu jako całości.

Wydaje się, że wspomniany poziom adekwatności można osiągnąć, kiedy procesy i zjawiska odnoszące się do abiotycznych, biotycznych i antropogenicznych składowych systemów przyrodniczych są rozpatrywane jako zachowania uwarunkowane zespołem powiązań przyczynowo-skutkowych, ujmowanych w modelowaniu wg zasady: czynnik kierujący - oddziaływanie - stan - wpływ - reakcja. Co więcej, zależnie od skali przestrzennej i czasowej oraz charakteru oceny lub prognozy wymienione składowe powinny jednocześnie spełniać rolę czynników zależnych i kierujących. Jak się wydaje, tylko takie podejście zapewnia pożądaną elastyczność metody oraz pozwala na analizowanie oddziaływań w obrębie systemu krajobrazowego.

Zagadnienia oceny funkcjonowania ekosystemów, które spełniają powyższe warunki porusza m.in. Antrop (1998), Aoki (1998), Bendoricchio G, Jørgensen S.E. (1997), Costanza R., Maxwell T. (1994), Fath et al. (2001), Jørgensen et al. (1995), Jørgensen S.E., Fath (2004), Müller et al. (2000), Leibowitz et al. (2000), Thomas (2001), Tress et al. (2001), Ulanowicz et al. (2006), Wilhelm, Brüggemann (2000), Wagendorp et al. (2006), Wu (2002), a także wielu innych autorów.

Lektura przytoczonych opracowań skłania jednak do konkluzji, że obok kluczowej kwestii wyboru metody, istnieją jeszcze inne problemy wymagające szczególnej uwagi, a wśród nich takie, jak:

1. Sposób opisu hierarchicznych systemów przyrodniczych;
2. Modularność geoeosystemu a sposób opisu podsystemów i systemu krajobrazu;
3. Cykliczność i oscylacja a możliwość oceny stanu systemu krajobrazowego;
4. Bezwładność, odporność, ekwifinalność i elastyczność geoeosystemów a ich stabilność, integralność (zdrowie) i dojrzałość;
5. Mierzalność i sterowalność systemu krajobrazowego a poprawność merytoryczna, uniwersalność i stosowalność metody.

Wspomniane problemy są powodem, dla którego w niniejszym artykule w pierwszej kolejności omówiono wybrane zagadnienia odnoszące się do istoty dynamiki krajobrazu. Stanowią one tło dla prezentacji metody oceny funkcjonowania rzeczywistego systemu przyrodniczego, a następnie jej wykorzystania do symulacji stopnia wpływu czynników potencjalnie destabilizujących geoeosystem. Pozwoliło to na przetestowanie zastosowanego modelu oraz sformułowanie wniosków odnośnie poziomu reakcji analizowanego systemu krajobrazowego terenów położonych w strefie oddziaływania Płockiego Zespołu Miejsko-Przemysłowego (PZM-P) na działanie wybranych czynników antropogenicznych oraz naturalnych elementów i procesów, które w powszechnej opinii są kluczowe z punktu widzenia integralności geoeosystemów.

Krajobraz jako obiekt termodynamiczny

W naukach fizycznogeograficznych pojęcie krajobrazu odnosi się do przestrzennego i materialnego wymiaru rzeczywistości ziemskiej i oznacza kompleksowy system składający się z form, rzeźby i wód, roślinności i gleb, skał i atmosfery (Zonnenveld 1990 za Richling, Solon 1996). Jest też utożsamiany z częścią epigeosfery stanowiącą złożony przestrzennie geokompleks o swoistej strukturze i wewnętrznych powiązaniach (Kondracki, Richling 1983, Richling, Solon 1996).

W sensie materialnym krajobraz jest otwartym i złożonym systemem dynamicznym, charakteryzującym się specyficzną wymianą i przepływem materii, energii i informacji, czyli procesami decydującymi o jego rozwoju i transformacji. Czynniki strukturalne i funkcjonalne są ze sobą powiązane, a stąd zmiana stanu dowolnego komponentu lub procesu wywołuje reakcję w innych składowych systemach (Chapin et al. 1996, Müller et al. 2000, Thomas 2001, Usher 2001, Wu et al., 2002).

Parafrazując powyższe definicje, krajobraz można utożsamiać z zamkniętą przestrzennie jednostką o określonej strukturze (kompozycji i układzie) komponentów i elementów, charakteryzującą się specyficznym funkcjonowaniem wewnętrznym i systemem powiązań zewnętrznych (Lechnio, Richling 2005, Richling, Lechnio 2005).

Zakładając aksjomatyczne podejście do przytoczonych definicji, pierwszorzędno znaczenia nabiera rozstrzygnięcie kwestii praktycznych możliwości opisu ekosystemów na gruncie termodynamiki (zasad zachowania energii i entropii).

Jak stwierdzono, jednostki krajobrazowe nie są układami odosobnionymi, które charakteryzuje stała ilość energii, dlatego też ich przemiany nie mogą być traktowane jako procesy samorzutne, których efektem jest zmniejszenie wartości energii wysokoużytecznej (wzrost entropii). Te same warunki, które uniemożliwiają zachowanie termodynamicznej zasady degradacji energii sprawiają, że teoretycznie nie może być również zachowana zasada kierunkowości przemian. Krajobraz nie jest obiektem adiabatycznie izolowanym, a zatem przebieg reakcji o charakterze nieodwracalnym nie musi prowadzić do wzrostu entropii. W takiej sytuacji degradacja energii układu nie oznacza wzrostu jego uporządkowania. Prawdziwość tych stwierdzeń oznaczałaby jednak, że systemy przyrodnicze nie rządzą się żadnymi regułami i są układami chaotycznymi.

Z teorii i praktyki wiadomo, że rozwój ekosystemów zależy od szeregu czynników, które tłumaczą skomplikowaną naturę funkcjonowania geoeosystemu, a jednocześnie ukazują przyczyny, dla których nie jest możliwy konwencjonalny sposób objaśniania ich dynamiki. Schneider i Kay (1994) zaliczają do tych uwarunkowań: przechwytywanie exergii i przepływ energii, obieg materii i energii, respirację i transpirację, biomasę oraz typ organizmów. W ujęciu termodynamiki uwarunkowania owe można wyrazić przy pomocy kilku reguł. Na potrzeby modelowania określane są one mianem funkcji sterujących i obejmują takie zasady funkcjonowania ekosystemów, jak (Bendricchio, Jørgensen 1997, Fath et al. 2001, Wilhelm, Brüggemann 2000):

1. Maksymalizacja pochłaniania energii przez system (Odum i Pinkerton 1955),
2. Maksymalizacja akumulacji energii użytecznej - exergii (Jørgensen, Mejer 1979, Jørgensen et al. 1995),
3. Efektywność zużywania energii słonecznej i jej proporcja do towarzyszących form energii w ogólnym bilansie ekosystemu (emergy, empower - Odum 1988),
4. Wzrost sprawności powiązań w obrębie systemu (zasada ascendencji - Ulanowicz 1986),
5. Zdolność ekosystemu do rozpraszania (zużywania) energii użytecznej (Schneider, Kay 1994),
6. Maksymalizacja obiegu (przepływu) energii (Fath et al. 2001)
7. Maksymalizacja czasu przepływu energii przez system (Fath et al. 2001)
8. Minimalizacja udziału specyficznych form wymiany energii (Choi et al. 1999)
9. Minimalizacja udziału towarzyszących form energii do energii użytecznej (empower/exergy - Bastianoni, Marchettini 1997).

Co ważne, w praktyce wymienione reguły rządzące rozwojem ekosystemów mogą być objaśniane za pośrednictwem proporcji przepływu, akumulacji i eksportu energii lub materii, bądź poprzez ocenę średniego poziomu informacji. W takim ujęciu szeroko rozumiana efektywność funkcjonowania geoeosystemu jest rozważana w kontekście jego dojrzałości rozumianej jako zdolność do wytworzenia złożonych i hierarchicznych układów strukturalnych i funkcjonalnych (Turner et al. 1993). Cechy te zapewniają bowiem wysoką skuteczność przechwytywania, akumulacji, degradacji oraz przepływu

energii (Schneider, Kay 1994, Wagendorp et al., 2006). Zatem takie atrybuty systemu krajobrazowego, jak bezwładność, odporność, ekwifinalność i elastyczność pozostają w prostej relacji ze stabilnością, integralnością bądź jego zdrowiem (Patten 2006). Są ponadto przejawem zdolności systemu do samoregulacji (Jørgensen et al. 1998, Perry 1995).

Odrębnym problemem, na który należy w tym miejscu zwrócić uwagę są zagadnienia mierzalności i sterowalności geosystemu. Cechy te decydują o możliwości opisu badanych układów. Z teorii systemów wiadomo, że układ nie może być sterowany jeśli jego funkcjonowanie zawiera składowe nie pozostają w jakimkolwiek związku z możliwymi do ustalenia parametrami wejścia. Z kolei układ nie jest mierzalny, kiedy istnieją takie czynniki wewnętrzne, które nie przekładają się na możliwe do skontrolowania sygnały wyjścia. Pierwsza z wymienionych cech odpowiada możliwości ustalenia stanu systemu w przyszłości, zaś druga pozwala na oszacowanie wpływu uwarunkowań historycznych na obecny stan systemu (Patten 2006).

Oczywiście stwierdzenia powyższe nie rozstrzygają problemu możliwości opisu dynamiki geosystemu ze względu na tempo przebiegu procesów i zjawisk oraz możliwy horyzont czasowy ich kontroli. Niewątpliwie jest to jedno z obiektywnych ograniczeń badania dynamiki systemów przyrodniczych, które wymusza konieczność optymalizacji metod z punktu widzenia możliwej lub koniecznej parametryzacji oraz kontroli procesów i zjawisk będących przejawem dynamiki krajobrazu.

Dynamika geosystemu w ujęciu modelu przepływu

Jak wcześniej stwierdzono, ocena dynamiki krajobrazu na gruncie termodynamiki jest możliwa m.in. poprzez określenie składowych obiegu materii (energii). W zestawieniu z cytowanymi definicjami oraz regułami oznacza to, że funkcjonowanie poszczególnych jednostek krajobrazowych musi być rozpatrywane jako efekt:

- zewnętrznych oddziaływań bezpośrednich i pośrednich pochodzących z sieci powiązanych jednostek systemu krajobrazowego,
- wpływu autonomicznych czynników egzogenicznych,
- procesów wewnętrznych, których przebieg zależy od kompozycji i układu cech strukturalnych, charakteru i powiązania działających podsystemów, a także siły oddziaływania lokalnych czynników zakłócających i spowodowanej nimi reakcji, w tym procesów samoregulacji.

Z punktu widzenia dalszego postępowania istotny jest fakt, iż w przypadku systemów otwartych procesy samoregulacji można traktować relatywnie, ponieważ ich dynamika nie obejmuje wyłącznie wewnętrznych interakcji, lecz również modyfikującą rolę czynników zewnętrznych, które wzmacniają i stabilizują uporządkowanie funkcjonalne ekosystemu (wyłączając czynniki o charakterze katastrofalnym). Z tego powodu w przypadku systemów zrównoważonych podstawowe znaczenie odgrywają relacje pionowe w obrębie hierarchicznego systemu krajobrazu oraz oddziaływania na granicy jednostek (Perry 1995). To z kolei pozwala na założenie, że rzeczywisty, nieliniowy przebieg procesów transportu substancji na granicy jednostek można wyrazić przy pomocy równań liniowych odpowiadających warunkom stanu równowagi dynamicznej geosystemów (Fath et al. 1999, Patten et al. 1995).

W takim ujęciu przepływ substancji poprzez krajobraz jest rozpatrywany jako wynik skumulowanego oddziaływania czynników i procesów decydujących o proporcji zasilania (dostawy, importu), akumulacji i depozycji oraz odpływu (eksportu) materii. Ocena dynamiki obiegu polega w tym przypadku na śledzeniu propagacji impulsów sterujących w obrębie geosystemu i nawiązuje przestrzenie do przyjętego podziału krajobrazu na jednostki. Skala czasowa wnioskowania odpowiada zaś okresowi powrotu kontrolowanej funkcji systemu (związanej z przepływem materii) do stanu pożądanego. Z kolei

dla ustalonego przedziału czasowego postępowanie takie daje sposobność ustalenia fluktuacji bądź tendencji rozwoju geoeosystemów (Abbruzzese et al. 1997, Leibowitz et al., 2000).

Powyższe widzenia sprawiają, że dowolna substancja, która pozwala na ocenę i prognozowanie chwilowych, progowych lub docelowych stanów systemu, istotnych z punktu widzenia sprawowanych lub badanych funkcji, może być medium kontrolującym funkcjonowanie geoeosystemu (np. stężenie substancji toksycznych lub składników odżywczych, poziom akumulacji osadów, nagromadzenie substancji próchnicznej, przyrost biomasy, itp.).

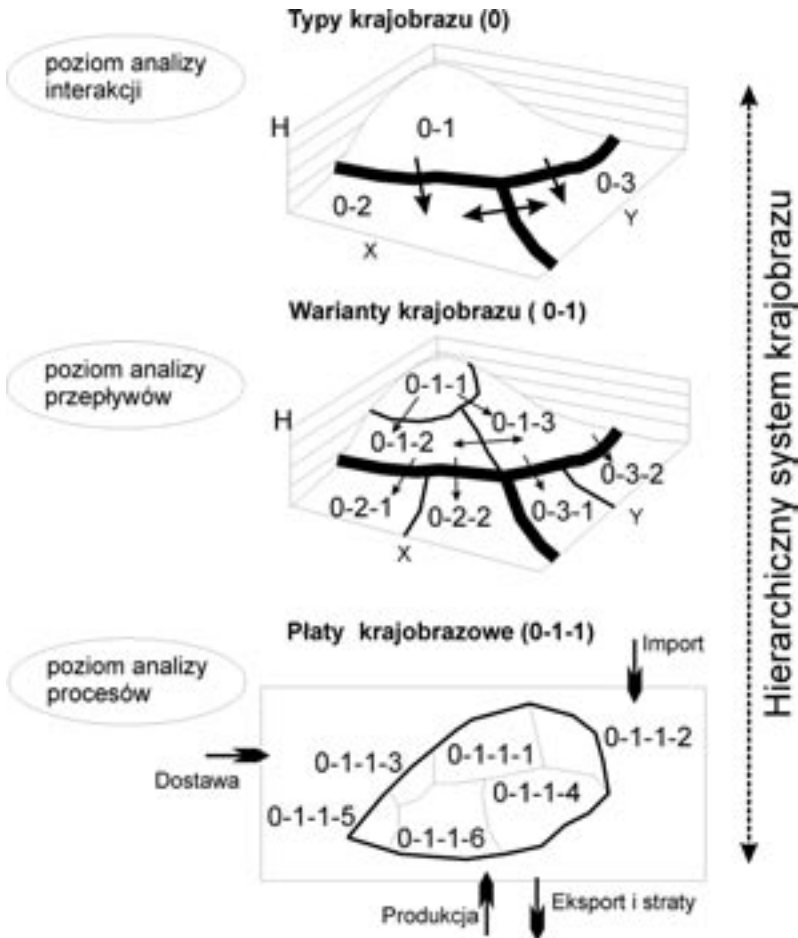
Ze względu na konieczność uwzględnienia pionowych i poziomych powiązań w krajobrazie przyjęty sposób delimitacji jednostek stanowiących podstawowy poziom analizy przepływu substancji musi pozwalać na śledzenie takich relacji. Stąd wymagana jest wielopoziomowa dyskretyzacja przestrzeni, a poszczególne jednostki charakteryzowane za pośrednictwem ustalonego położenia w sieci systemu krajobrazowego muszą być traktowane jako obiekty otwarte powiązane przepływami z systemami sąsiednimi. W takim ujęciu czynnikiem decydującym o kierunku przemieszczania materii w systemie krajobrazu jest chociażby potencjał grawitacyjny (energia potencjalna) wyrażany za pomocą średniej wysokości bezwzględnej w obrębie indywidualnej jednostki (ryc. 1).

W związku z przyjętą konwencją systemu krajobrazowego oraz założeniami teorii przepływu (Fath et al. 1999, Leibowitz et al. 2000, Patten 2006, Lechnio, Richling 2005), w warunkach ustalonego stanu równowagi dynamicznej, poszczególne składowe obiegu materii można powiązać funkcjonalnie za pośrednictwem ogólnego równania postaci:

$$P_j = \frac{D_j + \sum_{i=1}^n (\Delta H_{i,j} L_{i,j} Q_i) P_i + W_j}{S_j + \sum_{k=1}^n (\Delta H_{j,k} L_{j,k} Q_k)} \quad (1)$$

Użyte w równaniu indeksy i, j, k oznaczają jednostki kolejnych poziomów $1..n$ (np. 0-1-1, 0-1-2, 0-2-1, itd. – ryc. 1), zaś symbole D, E, P, S, W określają odpowiednio wielkość dostawy egzogenicznej, eksportu i importu (w zależności od znaku), oraz zapas, stratę i produkcję substancji. Jak nadmieniano, intensywność przepływu w systemie krajobrazu powiązana jest z rozkładem potencjału grawitacyjnego (H) oraz szerokością strefy kontaktu sąsiadujących jednostek (L) i wielkością infiltracji efektywnej (Q).

Przyjęty sposób postępowania w pierwszej kolejności pozwala na ocenę dynamiki przepływu pomiędzy jednostkami krajobrazowymi poprzez wyliczenie wielkość eksportu substancji z jednostki poziomu wyższego (np. 0-1-1) i odpływu do jednostki(ek) poziomu niższego $n-1$ (np. 0-2-1, ryc. 1). To z kolei umożliwia dekompozycję sieci krajobrazowej z punktu widzenia prędkości obiegu i stopnia oddziaływania substancji pochodzącej z transferu poprzez kolejne poziomy systemu krajobrazowego. Transfer substancji jest w tym przypadku wypadkową importu z jednostek wyższego poziomu i wielkość eksportu do jednostek poziomu niższego.



Ryc. 1. Schemat systemu krajobrazowego
Ryc. 1. The scheme of landscape system

Założenie stałej dostawy i produkcji w jednostkach, dla których ustalana jest wielkość transferu (0-1-2), pozwala w dalszej kolejności na wyliczenie oddziaływania zróżnicowanej dostawy w obrębie jednostek poziomu wyższego (0-1-1) na zmianę eksportu do jednostek poziomu niższego (0-2-1). Proces ten można opisać przy pomocy równania:

$$\Delta E_{i,k} = \sum_i \left(\frac{K_{i,k} \sum_j K_{i,j} + \sum_j K_{i,j} \Delta D_{i,j}}{S_i + \sum_j K_{i,j}} \right) \quad (2)$$

gdzie: $\Delta E_{i,k}$ – zmiana eksportu substancji z jednostki (0-1-2) do jednostki (0-2-1), ΔD_i - zmiana poziomu dostawy egzogenicznej do powierzchni jednostki (0-1-1),
K – współczynnik transferu (np. z jednostki 0-1-1 do 0-2-1, ryc. 1):

$$K_{i,j} = (H_i - H_j) L_{i,j} Q_i = \Delta H_{i,j} L_{i,j} Q_i \quad (3)$$

W takich warunkach poziom akumulacji substancji w krajobrazie, utożsamiany z potencjałem jednostki, można wyrazić poprzez porównanie wartości charakteryzujących kolejne okresy bilansowe (tzn. t oraz $t+\Delta t$). Parametrem różnicującym jest w tym przypadku czas zatrzymywania (T_p - wzór 4) lub tempo wymiany substancji ($\Delta P(i, \Delta t)$ - wzór 5), odnoszone do zapasu substancji (wzór 1) w obrębie poszczególnych jednostek, przy tym:

$$T_p = \frac{P_i}{\sum_{k=1}^n (\Delta H_{i,k} L_{i,k} Q_k) P_j + P_i S_j} = \frac{1}{\sum_{k=1}^n (\Delta H_{i,k} L_{i,k} Q_k) + S_j} \quad (4)$$

$$\Delta P_{(i, \Delta t)} = \frac{P_{(i, t+\Delta t)} - P_{(i, t)}}{\Delta t} \quad (5)$$

gdzie: $\Delta P(i, \Delta t)$ – wskaźnik zmiany potencjału (-) dla jednostki o numerze (i) w okresie Δt , $P(i, t)$ – potencjał na początku okresu bilansowego, $P(i, t+\Delta t)$ – potencjał na koniec okresu bilansowego, pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Efektywności wykorzystania substancji przez ekosystem można przy tym wyrażać za pośrednictwem proporcji dopływu i odpływu substancji:

$$\frac{dF_j}{dt} = E_{j,k} - E_{i,j} \quad (6)$$

gdzie: F_j – przepływ substancji przez jednostkę (0-1-2), $E_{j,k}$ – eksport do jednostek niższego poziomu (0-2-1), $E_{i,j}$ – import substancji z jednostki wyższego poziomu (0-1-1).

Obliczone wartości zapasu substancji dla poszczególnych jednostek i okresów bilansowych pozwalają ponadto na analizowanie dynamiki ich potencjału, którą można odnosić do bezwładności lub ekwipotencjalności systemu, a więc traktować w kategoriach zdolności buforowych lub inaczej potencjału buforowego jednostek krajobrazowych. W tym przypadku konieczne jest wykorzystanie założenia sformułowanego przez Jørgensena et al. (1977), co pozwala na wyliczenie względnej zmiany potencjału buforowego dowolnej jednostki w założonym okresie bilansowym Δt z wzoru:

$$\Delta PB_{(i, \Delta t)} = \frac{PB_{(i, t+\Delta t)}}{PB_{(i, t)}} \quad (7)$$

gdzie: $\Delta PB(i, \Delta t)$ – względna zmiana potencjału buforowego jednostki w okresie Δt , pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Postępowanie takie umożliwia wyłonienie obszarów charakteryzujących się względną równowagą systemu krajobrazowego lub stałą wartością zapasu substancji (wartość $\Delta PB(i, \Delta t) = 1$), krajobrazów podlegających degradacji z powodu zmniejszania potencjału buforowego – zapasu substancji ($\Delta PB(i, \Delta t) < 1$), albo też terenów z odnotowanym wzrostem zapasu energii użytecznej ($\Delta PB(i, \Delta t) > 1$), co sprzyja ewolucji krajobrazu.

Powyższy sposób postępowania umożliwia zatem ilościową ocenę różnorodnych aspektów dynamiki funkcjonowania systemu krajobrazowego jako całości oraz roli poszczególnych jednostek w analizowanym układzie funkcjonalnym. Co ważne, poszczególne etapy prezentowanej metody nawiązują bezpośrednio do wcześniej wymienionych reguł określających funkcjonowanie otwartych systemów przyrodniczych.

Symulacja funkcjonowania krajobrazu w strefie oddziaływania PZM-P

Obiekt modelowania to teren o powierzchni 3600 km² położony w strefie oddziaływania Płockiego Zespołu Miejsko-Przemysłowego (PZM-P). Wspomniany obszar charakteryzuje stosunkowo duże zróżnicowanie morfologiczne oraz litologiczne, co wynika z jego usytuowania w strefie przejściowej pomiędzy terenami staro- i młodoglacjalnymi (Lechnio 2005a, Richling A., Malinowska E., Lechnio J., 2005). Dominują tu uprawy (blisko 85% powierzchni), w tym głównie rośliny zbożowe i okopowe. Na powierzchni leśnej przypada mniej niż 15% terenu, zaś na łąki i pastwiska niecałe 13 % (Lechnio 2005b). Sprawia to, że stosunkowo niewielki procent analizowanego obszaru cechuje względna stałość układu płatów pokrycia w kolejnych sezonach, pomimo tego, że zachowany jest ich układ przestrzenny.

Istotne znaczenie ma fakt, że teren badań leży w zasięgu oddziaływania zakładów rafineryjnych i petrochemicznych w Płocku, co wpływa na poziom zagrożenia dostawą metali ciężkich i makroelementów oraz imisją substancji gazowych (Lechnio 2005d, Malinowska, Lechnio 2005).

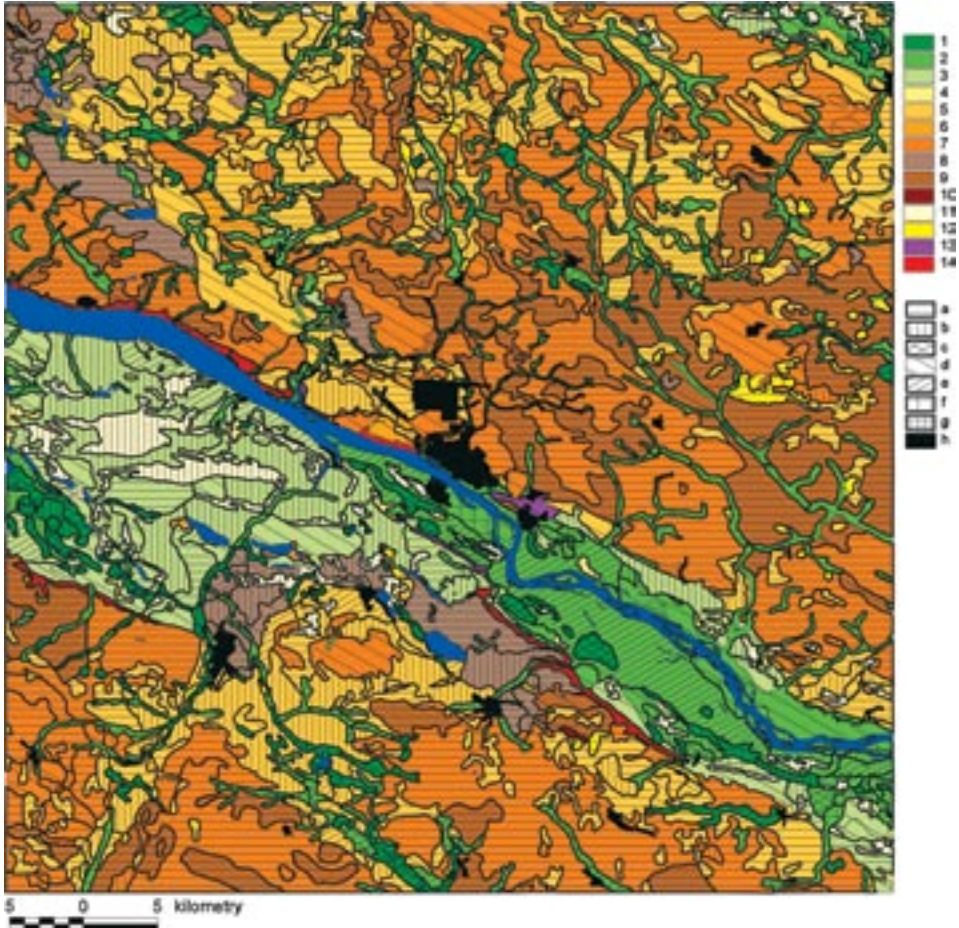
Na potrzeby modelowania możliwe było zatem przyjęcie założenia, iż przepływ kationów zasadowych miarodajnie opisuje oddziaływanie w systemie krajobrazu. Decyduje bowiem o zasobności i żyzności środowiska i określa zdolności buforowe geokosystemów na oddziaływanie zanieczyszczeń.

W nawiązaniu do wcześniejszych ustaleń, krajobraz traktowany był jako system złożony z typów, wariantów i płatów mozaiki krajobrazowej. Dwa pierwsze poziomy odpowiadały tradycyjnie wyróżnianym jednostkom typologicznym, wydzielanym na podstawie cech odnoszących się do litologii i rzeźby oraz użytkowania terenu (Lechnio 2005a, ryc. 2).

Płaty krajobrazowe uwzględniały zaś indywidualny charakter pokrycia w obrębie wyróżnionych wariantów, które identyfikowano na drodze analizy zdjęć satelitarnych korespondujących z terminami pomiarów i wykonywanej na ich podstawie parametryzacji modelu (Lechnio 2005b).

Modelowanie służące ocenie dynamiki rzeczywistego systemu krajobrazowego i symulację działania geokosystemu w warunkach pozorowanych zmian cech strukturalnych i funkcjonalnych przeprowadzono w dwóch etapach. Pierwszy związany był z estymacją parametrów i wyliczeniem wartości informujących o dynamice przepływu substancji w warunkach odpowiadających comiesięcznym pomiarom geochemicznym prowadzonym w obrębie uprzednio wyznaczonych poligonów badawczych, średnim dobowym wartościom parametrów meteorologicznych (z lat 2001-2004), a także obserwacjom alertowym z lat 1990-2004. Pozwoliło to na określenie dynamiki krajobrazu na przestrzeni 15 lat (Lechnio 2005a, 2005b, 2005c i 2005d, Malinowska, Lechnio 2005, Lechnio, Richling 2005).

Uzyskane wyniki modelowania wykazały, że potencjał terenu, rozumiany jako zapas dostępnej substancji (pula kationów zasadowych), ma ścisły związek z typem geokompleksu i użytkowaniem. Co istotne, najwyższy potencjał i względnie duża jego stałość cechowały obszary autonomiczne. Niskie wartości potencjału charakteryzowały zaś krajobrazy podporządkowane w zasięgu mało zasobnych utworów piaszczystych w obrębie dolin i tarasów Wisły. Z kolei największe zróżnicowanie poziomu zasobności i skala jej zmian w czasie występowały wśród obszarów tranzytowych, przy czym w dużym stopniu zależały one od udziału trwałych form użytkowania (lasów i łąk), wielkości poszczególnych jednostek krajobrazowych, ich dystansu od terenów autonomicznych oraz położenia w sekwencyjnie traktowanym układzie jednostek tranzytowych. Podstawowe znaczenie odgrywało również tempo lokalnej migracji wodnej na granicy sąsiadujących jednostek (Lechnio, Richling 2005).



Ryc. 2. Typy krajobrazu i warianty użytkowania terenu w rejonie PZM-P

Typy krajobrazu: 1- równiny w dnach dolin i obniżen z torfami i namułami organicznymi, 2 - równiny w dnach dolin i obniżen z aluwiami piaszczystymi, 3 - równinne wyższe poziomy tarasów z piaskami wodnolodowcowymi i lodowcowymi, 4 - równinne wyższe poziomy tarasów z piaskami eolicznymi, 5 - równinne powierzchnie wysoczyznowe z piaskami wodnolodowcowymi i lodowcowymi. 6 - równinne powierzchnie wysoczyznowe z glinami, 7 - równinne powierzchnie wysoczyznowe z iłami i mulkami, 8 - faliste i pagórkowate powierzchnie wysoczyznowe z piaskami wodnolodowcowymi i lodowcowymi, 9 - faliste i pagórkowate powierzchnie wysoczyznowe z glinami, 10 - faliste i pagórkowate powierzchnie wysoczyznowe z iłami i mulkami, 11 - wzgórza i pagórki eoliczne, 12 - wzgórza i pagórki piaszczysto-żwirowe, 13 - zbocza strome piaszczysto-żwirowe, 14 - zbocza strome gliniasto-ilaste,

Warianty użytkowania: a- rolniczy, b - leśny, c- łąkowy, d - rolniczo-leśny, e - rolniczo-łąkowy, f - leśno-łąkowy, g - nieużytki.

Types of landscape: 1 - flats in valleys and depressions (peats and organic sediments), 2 - flats in valleys (alluvial sands), 3 - upper levels of flat terraces (alluvio-glacial and glacial sands), 4 - upper levels of flat terraces (eolian sands), 5 - flat uplands (alluvio-glacial and glacial sands), 6 - flat uplands (clay), 7 - flat uplands (sludge and slits), 8 - rolling and hilly uplands (alluvio-glacial and glacial sands), 9 - rolling and hilly uplands (clay), 10 - rolling and hilly upland (sludge and slits), 11 - dunes, 12 - hills (sands and gravels), 13 - steep slopes (sands and gravels), 14 - steep slopes (clays and slits)

Variants of land use: a-agricultural, b- forest, c- meadows, d- arable lands and forests, e- arable lands and meadows, f - meadows and forest, g - waste lands

Powyższe spostrzeżenia były inspiracją do wykonania analizy odpowiadającej drugiemu, zasadniczemu etapowi opracowania. Polegał on na przeprowadzeniu symulacji wpływu wybranych czynników i procesów na charakter i tempo potencjalnych zmian krajobrazu.

W tym przypadku chodziło przede wszystkim o przetestowanie modelu pod kątem możliwości jego wykorzystania do wyceny skutków różnorodnych scenariuszy rozwoju i gospodarowania. Istotne było również rozstrzygnięcie czy zastosowane rozwiązanie jest odpowiednio precyzyjne i pozwala na unaocznienie interakcji wywołanych przez czynniki lokalne, bądź pozornie nieinwazyjne i typowe praktyki gospodarcze, lub też przyczyny naturalne o charakterze geostroficznym i obszarowym.

W konsekwencji wyselekcjonowano pięć czynników z grupy cech strukturalnych i procesów, które uprzednio wykazywały duży związek ze stabilnością systemu krajobrazowego. Docelowa lista elementów wykorzystanych do symulacji funkcjonowania krajobrazu i ich postać przedstawiała się następująco:

1. dostawa kationów zasadowych w okresie rozpatrywanego 15-lecia ma stały poziom odpowiadający stanowi z początku lat 90-siątych ubiegłego wieku (tj. około jedną czwartą wyższa niż na początku XXI w.), niezależnie od zmian stężenia pozostałych zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w okresie analizowanego 15-lecia oraz zmian warunków hydrometeorologicznych,

2. skład gatunkowy lasów dostosowany do typu siedliska a grunty V i VI klasy bonitacyjnej (głównie gleby rdzawe i płowe wytworzone na piaskach luźnych i ubogich piaskach fluwioglacjalnych) zostają wyłączone z produkcji rolnej i zalesione (ogółem 377 z 1373 jednostek typu wariantu krajobrazu uległoby przebudowie struktury użytkowania),

3. wysokość opadów atmosferycznych w okresie 1990-2004 utrzymuje się na poziomie zbliżonym do wartości minimalnych z wielolecia (ok. 430 mm rok⁻¹),

4. wysokość opadów atmosferycznych w okresie 1990-2004 jest zbliżona do wartości maksymalnych z wielolecia (ok. 670 mm rok⁻¹),

5. poziom nawożenia pól uprawnych związkami K i Mg jest dostosowany do typu i zasobności gleby oraz rodzaju upraw, a wapnowanie jest na poziomie 0,5 kwasowości hydrolitycznej (zakładany poziom nawożenia większy niż stosowano w latach 90-siątych XX wieku zaś dawki wapna wyższe od 5-10 razy od stosowanych – Lechnio 2005d).

Proponowane czynniki objęły więc uwarunkowania naturalne, jak i zależne od stopnia rozwoju przemysłu oraz poziomu imisji, a także związane z intensywnością i typem użytkowania terenu. Co istotne, przyjęte założenia brzegowe dla parametrów podlegających symulacji sprawiały, że odpowiadający im scenariusz funkcjonowania był realny z punktu widzenia możliwości jego realizacji lub pojawienia się jako zjawisko naturalne i niezależne od uwarunkowań lokalnych. Poza tym czynniki dobrano w ten sposób, że teoretycznie powinny one powodować wzrost potencjału analizowanego terenu, z wyjątkiem przypadku odpowiadającego maksymalnemu poziomowi opadów, któremu nie towarzyszył proporcjonalny wzrost mokrej dostawy kationów zasadowych.

Z powodów oczywistych oddziaływanie poszczególnych uwarunkowań na potencjał krajobrazu i dynamikę przepływu badanych substancji było analizowane indywidualnie.

W tym miejscu należy zwrócić uwagę, że modyfikacja analizowanych komponentów miała wpływ na pozostałe składowe obiegu, ponieważ warunkowała wyniki uzyskiwane z submodeli opisujących poszczególne fazy i procesy przepływu. Częstkowe modele matematyczno-fizyczne i regresyjne uwzględniają bowiem cechy morfologiczne i litologiczne terenu, kompozycję, układ, rodzaj, skład i wiek pokrycia, zmienność warunków hydrometeorologicznych, intensywność oddziaływań antropogenicznych (nawożenie, imisja zanieczyszczeń), czy też dynamikę procesów wietrzenia, zmienność szorstkości aerodynamicznej w czasie (sezonowa i długookresowa), poziom bioakumulacji i wiele innych cech strukturalnych, procesów i parametrów.

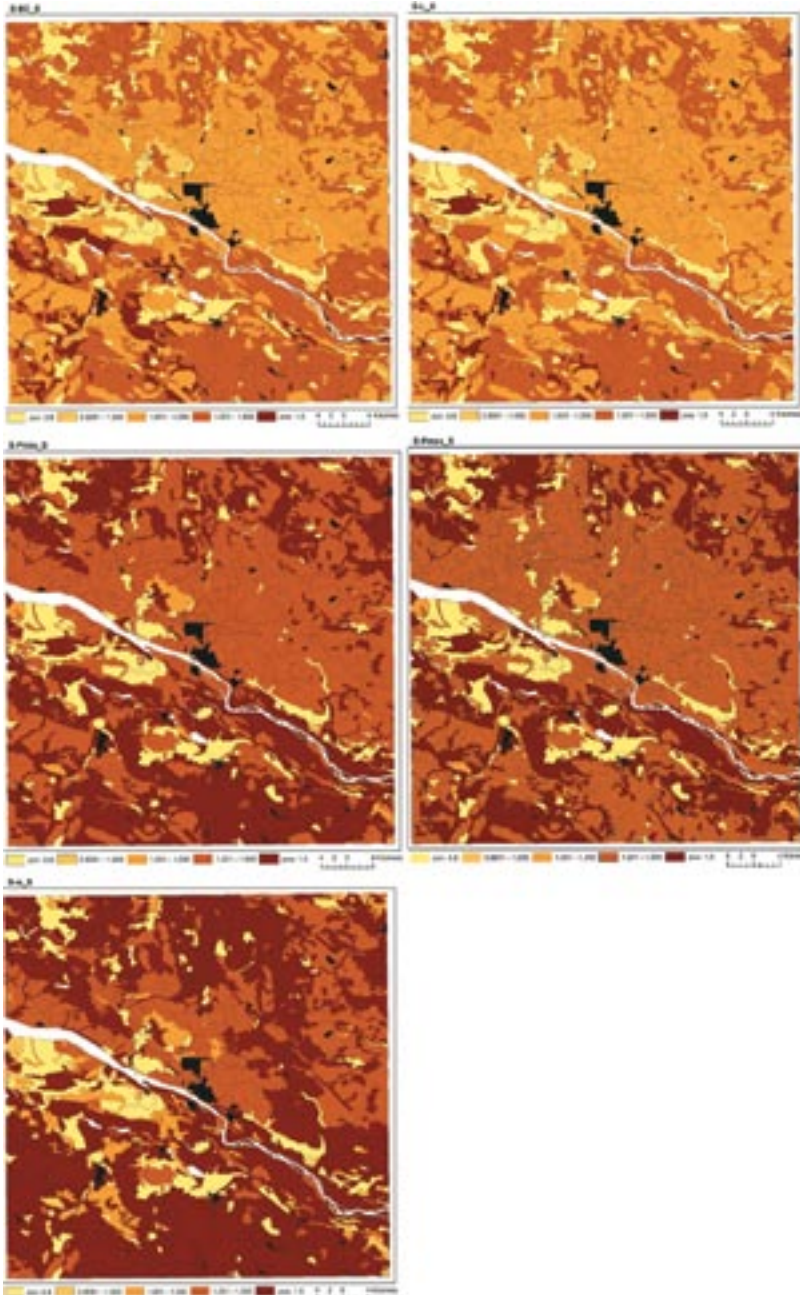
Uzyskane wyniki symulacji obrazują mapy rozkładu względnej zmiany zapasu substancji (potencjału), potencjału buforowego oraz tempa przepływu substancji (ryc. 3, 4 i 5). Przyjęty sposób prezentacji

rezultatów w postaci proporcji wartości otrzymanych dla zakładanej modyfikacji czynników sterujących oraz warunków rzeczywistych miał na celu ułatwienie oceny stopnia oddziaływania symulowanej zmiany na funkcjonowanie systemu krajobrazowego jako całości oraz poszczególnych jednostek sieci krajobrazu.

Już pobieżna analiza rezultatów wykazuje, że najwyższą czułość na modyfikację oddziaływań endo- i egzogenicznych ujawnia wskaźnik względnej zmiany poziomu akumulacji substancji. W zestawieniu z wcześniejszymi wnioskami można stwierdzić, że ekosystemy badanego terenu prezentują stan równowagi chwiejnej, zależnej w równym stopniu od czynników naturalnych i oddziaływań antropogenicznych. Podstawowe znaczenie odgrywają cechy i procesy decydujące o tempie przemieszczania substancji (eksport i straty) oraz wielkości puli pierwiastków. W drugim przypadku, praktyki agrochemiczne mają zdecydowanie większe znaczenie niż dostawa atmosferyczna kationów zasadowych. Wzrost udziału powierzchni leśnych i dostosowanie składu gatunkowego do siedliska powoduje podwyższenie potencjału obszarów, gdzie dokonywana jest zmiana struktury użytkowania. Potencjał tych terenów rośnie dlatego, że w ich obrębie wzrastają zdolności akumulacji pierwiastków i maleją straty substancji odpowiadające głównie bioakumulacji. Zjawisko to nie przekłada się zatem w zauważalny sposób na stan krajobrazów położonych na kierunku transferu pierwiastków.

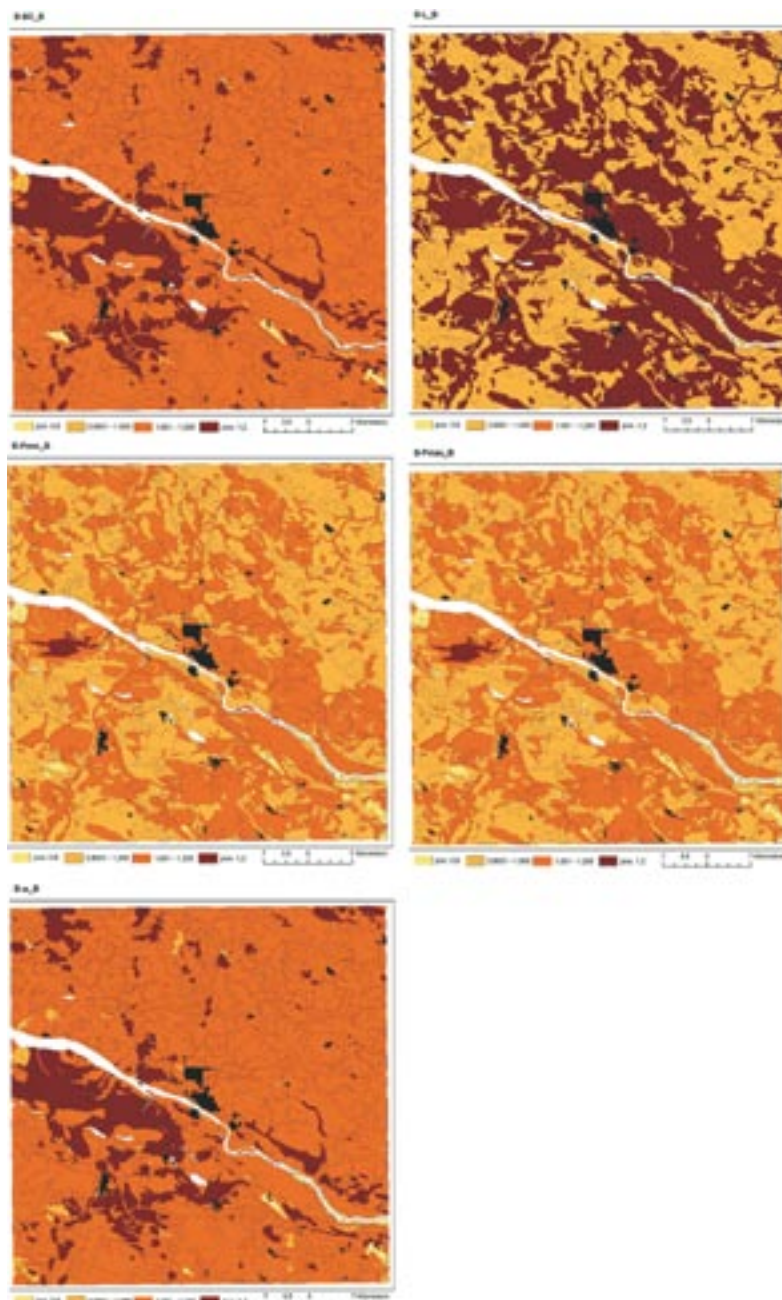
O ile powyższe uwagi dotyczą przede wszystkim krajobrazów wysoczyznowych, w tym stref krajobrazów autonomicznych, to w zasięgu terenów podporządkowanych decydujące znaczenie odgrywa tempo przepływu.

Zestawienie obrazów dla prawej i lewobrzeżnej części dorzecza Wisły uwidacznia wpływ stopnia fragmentacji krajobrazu na przebieg dystrybucji substancji. Większe zróżnicowanie typologiczne i rozdrobnienie krajobrazu powoduje skrócenie dróg migracji a rozczłonkowanie strukturalne wpływa na przyspieszenie tempa obiegu. W warunkach rozbudowanej sieci krajobrazów dolinnych skutkuje to wzrostem ich potencjału, o ile cechy strukturalne i funkcjonalne zapewniają odpowiednie warunki do absorbowania substancji. Taki stan rzeczy tłumaczy dlaczego krajobrazy dolinne są podatne na szybką modyfikację.



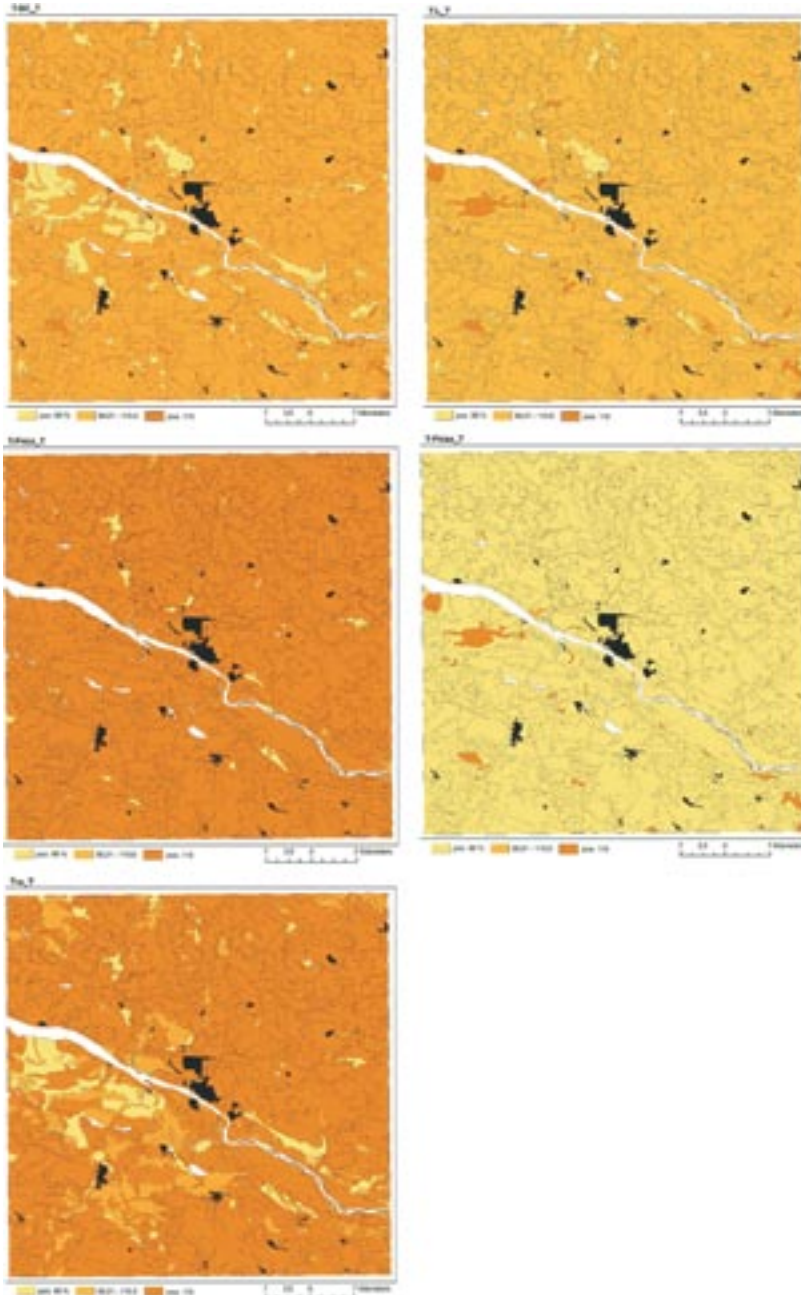
Ryc. 3. Wskaźnik zmiany poziomu akumulacji kationów zasadowych w systemie krajobrazu (kolejność poszczególnych map odpowiada porządkowi wypunktowania w tekście czynników poddanych symulacji). Wartości wskaźnika zestawiono w pięciu kategoriach: pon. 0.8, 0.8-1.0, 1.0-1.2, 1.2-1.5, pow. 1.5

Fig. 3. Indicator of base cation accumulation level alteration in landscape system (order of maps correspond to sequence of factors enumerated in text). The values of indicator are set in five categories: less then 0.8, 0.8-1.0, 1.0-1.2, 1.2-1.6, above 1.6



Ryc. 4. Wskaźnik zmiany potencjału buforowego (kolejność map jak wyżej). Wartości wskaźnika zestawiono w czterech kategoriach: pon. 0.8, 0.8-1.0, 1.0-1.2, pow. 1.2

Fig. 4. Indicator of buffering potential alteration (order of maps as above). The values of indicator are set in four categories: less then 0.8, 0.8-1.0, 1.0-1.2, above 1.2



Ryc. 5. Wskaźnik zmiany czasu przepływu substancji (kolejność map jak wyżej). Wartości zestawiono w trzech kategoriach: pon. 90, 90-110 i pow. 110%

Fig. 5. Indicator of throughflow time alteration (order of maps as above)

Uwagę zwraca również fakt, że wzrost lesistości nie rekompensuje efektów wywołanych zmianą stosunków wodnych i dostosowaniem nawożenia do użytkowania terenu. Jednocześnie zastanawia koincydencja symulacji dla skrajnych wartości opadów. Co prawda w przypadku opadów minimalnych zauważalny jest większy zasięg wzrostu potencjału obszarów wysoczyznowych, co można tłumaczyć spadkiem tempa migracji, to jednocześnie wyodrębniają się strefy krawędziowe w zasięgu tarasów Wisły oraz równinne sandrowe poziomy wysoczyznowe. Dowodzi to, że czynniki decydujące o wielkości dostawy i importu w strefach krajobrazów tranzytowych są w funkcjonalnej równowadze z procesami określającymi tempo ich przemieszczania w obrębie sieci krajobrazu.

Charakter wyżej opisanych zależności potwierdzają wyniki symulacji potencjału buforowego. Reakcja systemu krajobrazowego na zwiększony poziom dostawy atmosferycznej kationów zasadowych oraz wyższą dostawę agrochemiczną jest oczywista. Zastanawia tylko fakt spadku potencjału w kilku jednostkach krajobrazowych w zasięgu tarasów i równin z piasków wodnolodowcowych o mieszanym, rolniczo leśnym typie użytkowania. Być może w tym przypadku znacząca jest proporcja głównych kierunków użytkowania oraz położenie w strefie krawędziowej wysoczyzny, w otoczeniu terenów o wyższym udziale lasów, co wpływa na tempo transferu i akumulacji substancji, ale jednocześnie określa poziom akumulacji i strat w zasięgu wspomnianych jednostek krajobrazowych.

W omawianym przypadku uwagę zwraca również stopień podobieństwa wyników symulacji odpowiadających modyfikacji struktury użytkowania oraz warunków hydrometeorologicznych (ryc. 4). Ujawniają one lokalizację i typ krajobrazów istotnych z punktu widzenia stabilności całego systemu. Po pierwsze uwidacznia się sieć jednostek w położeniu wysoczyznowym, obejmujących krajobrazy równinne i pagórkowate z glinami oraz piaskami gliniastymi na płytko występujących utworach gliniastych, które spełniają funkcję zasobową. Uwolnione w tych strefach kationy zasadowe są następnie przekazywane w kierunku dolin i zagłębień bezodpływowych. Dlatego też zmiana warunków użytkowania w strefie krajobrazów w położeniu tranzytowym sprzyja rozprzestrzenieniu stref buforowych, a rola tych ostatnich jest proporcjonalna do stopnia, w jakim są one w stanie akumulować bądź opóźniać transfer kationów.

Analogiczny mechanizm funkcjonowania obserwowany jest również w zasięgu zagłębień i równin w położeniu dolinowym, przy czym funkcję buforową spełniają tutaj krajobrazy, które z racji cech i położenia w sieci systemu krajobrazowego wykazują naturalną zdolność do spontanicznego przyrostu biomasy.

Powyższe spostrzeżenia znajdują potwierdzenie w wynikach oceny wpływu poszczególnych czynników i procesów na modyfikację czasu transferu substancji w systemie krajobrazu (ryc. 5). Wartości wskaźnika czasu transferu substancji dla skrajnych warunków zasilania opadowego w zestawieniu z wynikami pozostałych prognoz zdają się potwierdzać, że podstawowe znaczenie odgrywa tempo transferu. Tym samym równoznaczny jest wniosek, że zdolności do gromadzenia i spowalniania obiegu kationów wewnątrz poszczególnych jednostek krajobrazowych lub też wzrost puli pierwiastków wywołują podobne skutki, a wysokość opadów wpływa na przyspieszenie tempa wymiany substancji w systemie krajobrazu. Oczywiście mechanizm taki nie jest obserwowany w zasięgu obszarów, które są w stanie zminimalizować skutki większego zasilania opadowego na drodze ewapotranspiracji (quasinaturalne powierzchnie leśne o wysokim poziomie ewapotranspiracji).

Ostatnie spostrzeżenie potwierdza aksjomatyczną zasadę, że stopień dojrzałości systemu krajobrazowego decyduje o jego zdolnościach buforowych i stabilności.

Dyskusja i wnioski

Istotną cechą prezentowanej metody jest fakt, że nawiązuje ona do aktualnych osiągnięć w dziedzinie teorii krajobrazu. Uzyskane wyniki mogą być interpretowane na gruncie reguł tłumaczących

funkcjonowanie systemów przyrodniczych zarówno w kategoriach typu i siły oddziaływania, ale również jako efekt powiązań występujących w sieci systemu krajobrazu.

Charakter modelu sprawia, że może on być stosowany do oceny wpływu różnych czynników naturalnych i antropogenicznych na system krajobrazu oraz tworzących ten system pojedynczych jednostek. Jednocześnie całościowe podejście do analizy oddziaływań umożliwia kwantyfikację wpływu poszczególnych jednostek na stabilność, własności buforowe lub funkcje krajobrazu.

Modularność i elastyczność metody, odnosząca się zarówno do struktury, jak i stopnia szczegółowości opisu poszczególnych procesów i komponentów, tłumaczy skomplikowaną kompozycję funkcjonalną krajobrazu w sposób nawiązujący do sformułowanych wyżej ustaleń formalnych. Możliwość wielowątkowej diagnozy systemów przyrodniczych i powiązanych z ich stanem czynników pozwala na precyzyjną, ilościową wycenę skutków wyselekcjonowanych uwarunkowań. Sprawia to, że model można stosować zarówno do weryfikacji zagadnień teoretycznych, jak i wyceny skutków określonych przedsięwzięć i praktyk gospodarczych.

Cechy zastosowanej metody badawczej znajdują potwierdzenie w rezultatach przeprowadzonej symulacji. Mimo, iż jej celem było przetestowanie wpływu hipotetycznych modyfikacji strukturalnych i funkcjonalnych krajobrazu, to uzyskane wyniki wskazują, że możliwe jest powiązanie wysublimowanych czynników i procesów z funkcjami i procesami. W tym sensie model umożliwia wysoki stopień sterowalności mierzalności systemu krajobrazowego.

Literatura

- Abbruzzese B., Leibowitz S.G., 1997: A synoptic approach for assessing cumulative impacts to wetlands. *Environmental Management* 21, pp. 457–475.
- Antrop M., 1998. Landscape change: plan or chaos? *Landscape and Urban Planning* 41.
- Aoki I., 1998. Entropy and exergy in the development of living systems: a case study of lake-ecosystems. *J. Phys. Soc. Japan* 67, 2132-2139.
- Bastianoni S., Marchettini N., 1997. Emery/exergy ratio as a measure of the level of organization of systems. *Ecol. Model.* 99, 33-40.
- Bendoricchio G, Jørgensen S.E., 1997. Exergy as a goal function of ecosystem dynamic. *Ecological Modelling* 102, p. 5-15.
- Chapin F. S., Torn M. S., Tateno M., 1996. Principles of ecosystem sustainability. *American Naturalist* 148.
- Choi J. S., Mazumder A., Hansell R. I. C., 1999. Measuring perturbation in a complicated, thermodynamic world. *Ecol. Model.* 117, 143-158.
- Costanza R., Maxwell T., 1994. Resolution and predictability: an approach to the scaling problem. *Landscape Ecology* 9 (1), 47–57.
- Fath B.D., Patten B.C., 1999: Review of the foundations of network environ analysis. *Ecosystems* 2, 167–179.
- Fath B. D., Patten B. C., Choi J. S., 2001. Complementarity of ecological goal functions. *Journal of Theoretical Biology* 208.
- Jørgensen S.E., Mejer H.F., 1977: Ecological buffer capacity. *Ecological Modelling* 3, pp. 39–61.
- Jørgensen S. E., Mejer H. F., 1979. A holistic approach to ecological modelling. *Ecological Modelling* 7, 169-189.
- Jørgensen S.E., Nielsen S. N., Mejer H. F., 1995. Emery, environ, exergy and ecological modeling. *Ecological Modelling* 77.

- Jørgensen S.E., Mejer H., Nielsen S.N., 1998. Ecosystem as self-organizing critical systems. *Ecological Modelling* 111.
- Jørgensen S.E., Fath B. D., 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1, p. 267–280.
- Kondracki J., Richling A., 1983. Próba uporządkowania terminologii w zakresie geografii fizycznej kompleksowej. *Przegląd Geograficzny* 55 (1).
- Lechnio J., 2005a. Jednostki krajobrazowe jako pola podstawowe oceny zagrożenia środowiska przyrodniczego depozycją substancji zakwaszających. [W:] Strzyż M. (red.). *Perspektywy rozwoju regionu w świetle badań krajobrazowych. Prob. Ekol. Kraj.*, t. XII.
- Lechnio J., 2005b. Użytkowanie terenu w strefie oddziaływania PZM-P w okresie 1987-1999. [W:] Richling A., Lechnio J., (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW. Warszawa*, p. 89-95
- Lechnio J., 2005c. Hydrologiczne warunki obiegu substancji w obrębie wariantów krajobrazu. [W:] Richling A., Lechnio J. (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW, Warszawa.*
- Lechnio J., 2005d. Wybrane aspekty funkcjonowania biogeochemicznego krajobrazu na przykładzie obiegu związków siarki. [W:] Richling A., Lechnio J. (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW, Warszawa.*
- Lechnio J., Richling A., 2005. Model funkcjonowania krajobrazu – ocena dynamiki z zastosowaniem analizy potencjału. [W:] Richling A., Lechnio J., (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW. Warszawa*, 257-271.
- Leibowitz S. G., Loehle C., Li Bai-Lian, Preston E. M., 2000. Modeling landscape functions and effects: a network approach. *Ecological Modelling* 132, p. 77–94
- Malinowska E., Lechnio J., 2005d. Wykorzystanie metod biomonitoringu do oceny dostawy atmosferycznej wybranych metali w rejonie PZM-P. [W:] Richling A., Lechnio J. (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW, Warszawa.*
- Müller F., Hoffmann-Kroll R., Wiggering H., 2000. Indicating ecosystem integrity — theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* 130
- Odum H. T., Pinkerton R. C., 1955. Time's speed regulator: the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. *Amer. Sci.* 43, p. 331-343.
- Odum H. T., 1988. Self-organization, transformity, and information. *Science* 242, 1132-1139.
- Patten B. C., Higashi M., 1995: First passage flows in ecological networks: measurement by input-output flow analysis. *Ecological Modelling* 79, 67-74.
- Patten B. C., 2006. Network perspectives on ecological indicators and actuators: Enfolding, observability, and controllability. *Ecological Indicators* 6, 6–23.
- Perry D. A., 1995. Self-organizing systems across scales. *TREE* 10 (6), 241-244.
- Richling A., Lechnio J., 2005. Koncepcja krajobrazu – operatory i indykatory ewolucji systemów krajobrazowych. [W:] Richling A., Lechnio J., (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW. Warszawa*, 11-27.
- Richling A., Malinowska E., Lechnio J., 2005. Typologia i regionalizacja krajobrazu terenów w strefie oddziaływania Płockiego Zespołu Miejsko-Przemysłowego. [W:] Richling A., Lechnio J., (red). *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych. WGiSR UW. Warszawa*, 29-54.
- Richling A., Solon J., 1996. *Ekologia krajobrazu.* PWN. Warszawa.
- Schneider E. D., Kay, J. J., 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Modeling* 19, 25-48.
- Thomas M.F., 2001. *Landscape Sensitivity in Time and Space – An Introduction.* Catena 42.
- Tress B., Tress G., 2001. Capitalising of multiplicity: a transdisciplinary systems approach to landscape research. *Landscape and Urban Planning* 57, 143–157.

- Turner M. G., Romme W. H., Gardner R. H., O'Neill R. V., Kratz T. K., 1993. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* 8.
- Ulanowicz R. E., 1986. *Growth and Development, Ecosystems Phenomenology*. New York: Springer-Verlag.
- Ulanowicz R. E., Jørgensen S. E., Fath B. D., 2006. Exergy, information and aggradation: An ecosystems reconciliation. *Ecological Modelling* 198, 520-528.
- Usher M. B., 2001. Landscape sensitivity: from theory to practice. *Catena* 42.
- Wagendorp T., Gulinck H., Coppin P., Muys B., 2006. Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy* 31, 112-125.
- Wilhelm T., Brüggemann R., 2000. Goal functions for the development of natural systems. *Ecological Modelling* 132, 231-246.
- Wu J., David J. L., 2002: A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling* 153, 7-26.