

**Andrzej Nienartowicz, Miłosz Deptuła, Dariusz Kamiński, Lucjan Rutkowski,
Mieczysław Kunz**

ZASTOSOWANIE TECHNOLOGII GIS W ENERGETYCE EKOLOGICZNEJ

1. Wstęp

Technologia GIS jest ważnym narzędziem badawczym współczesnej ekologii. Metody analizy przestrzennej są szczególnie często stosowane przy gromadzeniu i przetwarzaniu danych na temat struktury i funkcjonowania układów ekologicznych badanych w dużej skali przestrzennej, tj. krajobrazów i regionów. Na wyższych poziomach organizacji ekologicznej technologia GIS stosowana jest w badaniach wszystkich najważniejszych problemów współczesnej ekologii, którymi, według m. in. ASE (American Association of Ecology) są: różnorodność biologiczna, zmiany globalne oraz trwałe i zrównoważony rozwój.

Celem badań z zakresu trwałego i zrównoważonego rozwoju jest m.in. opracowanie metod monitorowania stopnia racjonalności ekologicznej w działalności gospodarczej człowieka. Ostatnio spore nadzieje na znalezienie obiektywnych metod dla sporządzania takich ocen wiąże się z kierunkiem badań środowiskowych, jaki stanowi intensywnie rozwijana od czasów realizacji Międzynarodowego Programu Biologicznego (International Biological Program – IBP), tj. od 1964 roku, energetyka ekologiczna. Wynika to z faktu, że energia jest „siłą napędową” wszystkich sfer środowiska naturalnego człowieka, którymi są biosfera, socjosfera oraz technosfera. Z tego względu energia wyrażana w jednostkach fizycznych pełnić może rolę wspólnego mianownika i uniwersalnego „języka” w ekologicznych analizach systemowych.

W ciągu kilkudziesięciu lat rozwoju, przyspieszonego takim wydarzeniami polityczno-gospodarczymi i zjawiskami przyrodniczymi jak kryzys energetyczny z lat siedemdziesiątych XX wieku, czy wzrastające w ostatnich latach zmiany globalne klimatu, energetyka ekologiczna wypracowała wiele metod i zaproponowała szereg indeksów umożliwiających dokonywanie ocen stopnia wdrożenia zasad zrównoważonego rozwoju do gospodarki. Niniejsza praca prezentuje kilka z nich, zwłaszcza te, które były stosowane do monitorowania zasad ekorozwoju w systemach ekologiczno-społeczno-ekonomicznych funkcjonujących w regionie Borów Tucholskich.

2. Metody energetyki ekologicznej

2.1 Interakcje człowiek-przyroda a struktura krajobrazu

Struktura i funkcjonowanie krajobrazu jest wynikiem interakcji pomiędzy społeczeństwem ludzkim a przyrodą. Wielkość każdego z tych podsystemów i intensywność ich funkcjonowania można scharakteryzować przez zużycie energii kulturowej oraz wykorzystanie energii słonecznej w procesie fotosyntezy. Te dwa strumienie energii, określane przez Margalefa (1977) jako metabolizm kulturowy i metabolizm biologiczny,

są niekiedy wymieniane jako cechy, które mogą być uwzględniane przy opracowaniu systemu klasyfikacji krajobrazów. Jednak konkretne wielkości metabolizmu dla poszczególnych typów i form krajobrazu są rzadko podawane. Przykładem kojarzenia typów fizjocenoz z poziomem wykorzystania w nich energii słonecznej przez roślinność i wielkością zużycia energii kulturowej jest system klasyfikacji krajobrazów zaproponowany przez Naveha (1978). Ogólne trendy zmian wykorzystania energii słonecznej przez roślinność i wielkości metabolizmu kulturowego w całym spektrum typów krajobrazu, uporządkowanych według wzrastającej roli podsystemu społeczno-ekonomicznego, podał zaś Michalik (1974).

Z punktu widzenia termodynamiki nierównowagowej pomiędzy podsystemem przyrody a społeczeństwem występują tzw. przepływy sprzężone. Są to dwa strumienie energii, których przepływ odbywa się w przeciwnych kierunkach. Pierwszy z nich to wydatek energetyczny ponoszony przez populację człowieka na pozyskanie energii z przyrody, a konkretniej z ekosystemów krajobrazu, zaś drugi to wywołany tym nakładem dopływ energii do społeczeństwa, stanowiący część tzw. usług ekosystemowych. Schemat tych oddziaływań i przepływów, a także dopływów energii z otoczenia, w tym energii promieniowania słonecznego i energii kulturowej, przedstawia rysunek 1.

Podstawowym źródłem informacji o różnorodności krajobrazu może być zdjęcie satelitarne i wygenerowana na jego podstawie mapa zmienności przestrzennej znormalizowanego różnicowego wskaźnika wegetacji (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI). Jest on obliczany na podstawie następującego wzoru:

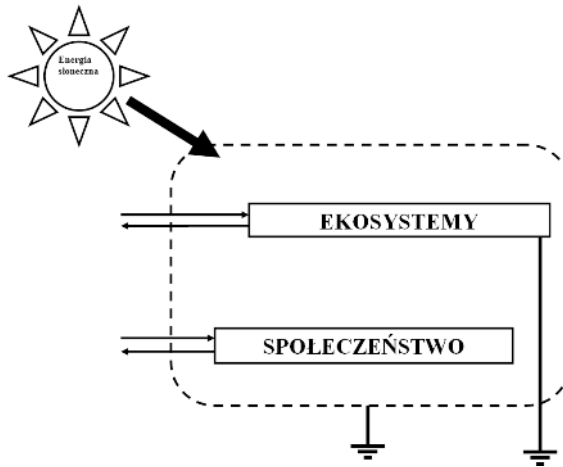
$$NDVI = [IR - RED] / [IR + RED],$$

gdzie RED IR w odniesieniu do skanera satelity Thematic Mapper TM oznaczają odpowiedź spektralną badanej powierzchni uzyskaną w kanale 3 (RED, 630-690 nm) i kanale 4 (IR, 760-900 nm) przy rozdzielczości terenowej pikseli 30 m..

Badania zróżnicowania przestrzennego NDVI oraz różnorodność krajobrazu w regionie Borów Tucholskich i w ich bezpośrednim sąsiedztwie badaliśmy w oparciu o zdjęcie satelitarne ETM+ z maja 2003 r. Na bazie mapy NDVI wygenerowanej programem Idrisi Kilimanjaro określana była różnorodność, fragmentacja i wymiar fraktalny w obrębie 36 gmin oraz w mniejszej skali przestrzennej, w 24 sołectwach gminy i miasta Brusy. Granice poszczególnych poligonów badawczych wyznaczono w oparciu o dane zgromadzone w systemie GIS zarządzanym programem ESRI ArcView 9.3. Średnie wartości wskaźników charakteryzujących powierzchnie badawcze obliczono wyznaczając w obrębie każdej z nich okna obejmujące różną liczbę pikseli. W programie Idrisi można zastosować trzy wielkości okien: 3x3, 5x5 oraz 7x7 pikseli (Eastman, 2003).

W analizach prowadzonych zarówno na poziomie gmin jak i sołectw Borów Tucholskich obliczano zależność pomiędzy wskaźnikami struktury krajobrazu a zagęszczeniem populacji ludzkiej. We wcześniejszych badaniach stwierdzono bowiem, że występuje silna zależność liniowa pomiędzy zagęszczeniem a zużyciem energii kulturowej (Nienartowicz i Domin, 2007).

Przykładowo dla zależności wskaźnika różnorodności krajobrazu, obliczonego wzorem Shannona: $H = - \sum p_i \ln p_i$ (gdzie $p_i = n_i / N$ oznacza udział i – tej klasy pikseli



Rys. 1. Oddziaływania pomiędzy społeczeństwem a przyrodą prowadzące do wytworzenia specyficznej struktury krajobrazu.

($i = 1, 2, 3, \dots, s$), n_i – liczbę pikseli danej kategorii, N – całkowitą liczbę pikseli, zaś s – liczbę kategorii pikseli w oknie (zastosowano rozmiar $5 \times 5 = 25$ pikseli) a zagęszczeniem populacji ludzkiej wyrażonym w skali logarytmicznej uzyskano następujące równanie: $y = -0,0468x^2 + 0,309X + 1,4873$. Współczynnik dopasowania wyniósł $R^2 = 0,6883$. Stwierdzono, że najniższe wartości H uzyskują gminy w których największą powierzchnię zajmują lasy. Gminy w których znaczną rolę odgrywa produkcja rolnicza charakteryzują się wartościami H znacznie wyższymi. Najwyższą różnorodność osiągają gminy miejsko-wiejskie, gdzie większą rolę odgrywają tereny zabudowane.

Podobnie kształtowały się zależności pomiędzy różnorodnością a zagęszczeniem populacji ludzkiej w sołectwach gminy Brusy, a także relacje pomiędzy zagęszczeniem populacji a pozostałymi parametrami określającymi strukturę krajobrazu, tj. wskaźnikami fragmentacji i wymiarem fraktalnym.

2.2 Wyparcie i zagarnięcie biomasy roślinnej a różnorodność gatunkowa krajobrazu

Oprócz składu gatunkowego i relacji ilościowych pomiędzy gatunkami, elementem struktury fitocenoz, wpływającym na sposób ich funkcjonowania, jest wielkość biomasy roślinnej, która wytwarza się w wyniku procesu określanego jako produkcja pierwotna. Wpływ człowieka na wielkość produkcji pierwotnej, a zwłaszcza na stan biomasy roślinnej zakumulowanej w krajobrazie, następuje głównie w wyniku dwóch procesów – wyparcia roślinności, co wynika z zastępowania roślin przez elementy infrastruktury technicznej i społecznej, jak budowa osiedli czy miast oraz dróg łączących te jednostki osadnicze, oraz w wyniku zmiany technologii produkcji roślinnej i corocznego pozyskiwania plonu, tj. żywności, paszy dla zwierząt hodowlanych, opału, drewna budulcowego, etc. W ekologii różnicę pomiędzy potencjalną i aktualną produkcją pierwotną oraz pozyskany w danym roku plon określa się jako wskaźnik zagarnięcia produkcji pierwotnej netto,

czyli HANPP. Termin ten wprowadzili Vitousek i in. (1986) a następnie rozwinął Helmut Haberl, który wraz ze współpracownikami dokonał oceny tego parametru dla całego obszaru współczesnej Austrii (Haberl i Geissler 2000; Haberl i in. 2001, 2002, 2007, 2008; Weisz i in.. 2001; Erb i in. 2007). Ocenili oni, że współcześnie w skali globalnej wskaźnik ten sięga 22-39%, a przy obecnym tempie rozwoju gospodarczego około roku 2030 przekroczy on 50%.

Objektami naszych badań wielkości „wyparcia i zagarnięcia” biomasy roślinnej był obszar Parku Narodowego Bory Tucholskie oraz teren całego Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Przystępując do analiz założyliśmy, że oba te obszary o wysokim statusie ochrony przyrody stanowić mogą punkt odniesienia dla oceny stopnia naturalności innych systemów ekologiczno-społeczno-ekonomicznych, w których intensywność oddziaływania człowieka na przyrodę jest zdecydowanie większa. Takimi bardziej przekształconymi obszarami były tereny, które w przeszłości (XV–XVIII w.) wchodziły w skład dwóch odmiennych pod względem użytkowania i pokrycia terenu jednostek gospodarczych starostwa tucholskiego, tj. klucza zaborskiego (leśnego) i klucza tucholskiego (polnego). Jako obiekt najsilniej zdominowany przez populację człowieka w tych porównaniach było miasto Tuchola.

Analiza stanu biomasy i jej ubytku obliczonego względem stanu potencjalnego była wykonana w technologii GIS z wykorzystaniem programu ArcView firmy ESRI. Głównym źródłem informacji o pokryciu terenu badań roślinnością w przeszłości była mapa Schröttera-Engelhardta z końca XVIII wieku (Zaborski 1935). Przy określaniu granic i szacowaniu powierzchni kluczy starostwa tucholskiego korzystano z map Biskupa i Tomczaka (1955), Mikulskiego (1994) i Dygdały (2005). W analizach stanów współczesnych pokrycia terenu korzystano z map topograficznych, leśnych map gospodarczych i glebowo-siedliskowych. Przy szacowaniu zasobów potencjalnych biomasy korzystano z mapy roślinności potencjalnej Polski opracowanej przez Matuszkiewicza i in. (1995). Dawne i współczesne stany biomasy roślinnej szacowano na podstawie szeregu współczynników i wskaźników ekologicznych uzyskanych w wyniku badań własnych prowadzonych od niemal czterdziestu lat na obszarze Borów Tucholskich oraz danych wielu autorów prowadzących badania na terenie Polski i Europy w ramach Międzynarodowego Programu Biologicznego (Lieth 1975; Whittaker 1975) i późniejszych programów badawczych. Szczegóły dotyczące zastosowanej metodyki zawiera opracowanie Jarzębskiego i in. (2010).

W analizach pięciu wymienionych systemów, w tym dwóch spośród nich w dwu odległych latach (tj. klucz zaborski i klucz tucholski wg stanu powierzchniowego lasów i zbiorowisk nieleśnych z 1796 i 2008 r.), stwierdzono, że na terenie Parku Narodowego „Bory Tucholskie” występuje 526 191,14 t suchej nadziemnej biomasy roślinnej. Około 92,22% biomasy całkowitej stanowi biomasa roślinna ekosystemów leśnych. Na tak znaczny udział biomasy leśnej zapewne wpływa fakt, że lasy wschód od jeziora Charzykowskiego, gdzie zlokalizowany jest park narodowy, lasy zajmują znaczną powierzchnię (Rys. 2).



LEGENDA

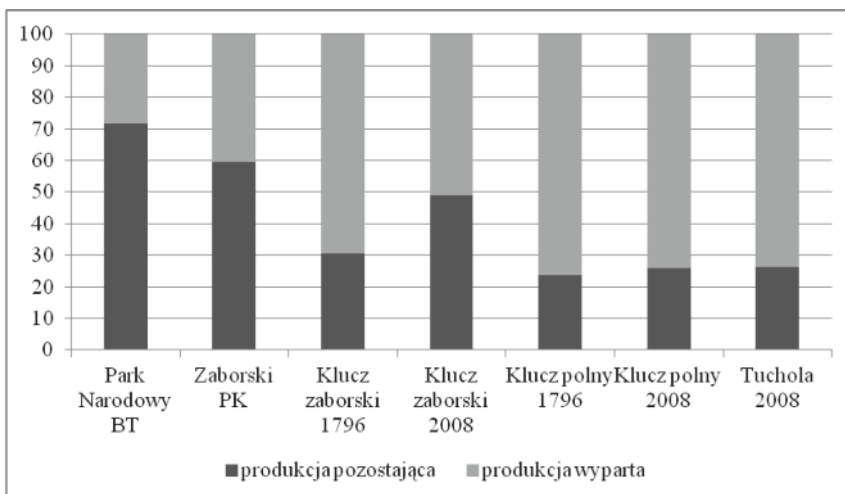
■ lasy ■ łąki, pola, osady □ wody

Rys. 2. Pokrycie i użytkowanie terenu na obszarze Parku Narodowego „Bory Tucholskie” i Zaborskiego Parku Krajobrazowego.

W przeliczeniu na jednostkę powierzchni w całym Parku Narodowym „Bory Tucholskie” występuje 114,07 t/ha biomasy roślinnej a na jego powierzchni leśnej 136,82t/ha.

Biomasę potencjalną na obszarze parku narodowego oceniono na 735 296,84 t. Biomasa rzeczywista stanowi więc 71,56% biomasy potencjalnej, zaś ubytek biomasy spowodowany gospodarczą działalnością człowieka sięga 28,44% (Rys. 3).

Na terenie Zaborskiego Parku Krajobrazowego stan nadziemnej biomasy roślinnej wynosi 3 171 511,2 t. Podobnie jak w Parku Narodowym „Bory Tucholskie” również



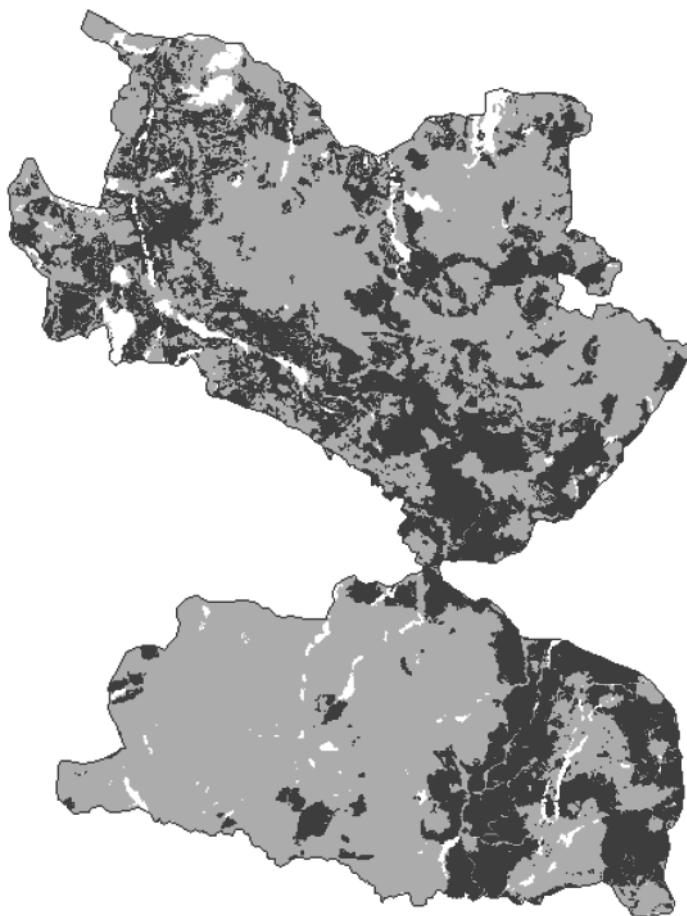
Rys. 3. Wielkość „wyparcia i zagarnięcia” biomasy roślinnej w dawnych i współczesnych systemach ekologicznych z regionu Bory Tucholskie.

w otaczającym go parku krajobrazowym znaczną powierzchnię zajmują lasy. Z tego względu aż 96,82% biomasy całkowitej zakumulowanej na obszarze Zaborskiego Parku Krajobrazowego stanowi biomasa roślinna ekosystemów leśnych. W przeliczeniu na jednostkę powierzchni całkowita biomasa roślinna wynosi 93,21 t/ha. W przypadku lasów na jednostkę powierzchni przypada 130,42 t/ha.

Potencjalną biomasa roślinną Zaborskiego Parku Krajobrazowego oceniono na 5 323 158,21 t, co daje 156,44 t/ha. Różnica pomiędzy biomasa potencjalną a rzeczywistą dla całego obszaru parku krajobrazowego wynosi 2 151 646,94 t, natomiast w przeliczeniu na jednostkę powierzchni 63,24 t/ha. Biomasa rzeczywista stanowi tu 59,58% biomasy potencjalnej, zaś ubytek biomasy wywołany procesami gospodarczymi wynosi 40,42% (Rys. 3).

Ze struktury pokrycia terenu starostwa tucholskiego wynika, że więcej lasów występowało w kluczu zaborskim niż w kluczu tucholskim (polnym). W kluczu zaborskim lasy były też bardziej równomiernie rozmieszczone niż w kluczu tucholskim (Rys. 4). Ponadto w kluczu tym współcześnie występuje znacznie więcej lasów niż w 1796 roku. W kluczu tucholskim przyrost powierzchni leśnej po 212 latach był niewielki (Nienartowicz i in., 2008).

Uwzględniając strukturę pokrycia terenu oraz stosując wskaźniki stanu biomasy na jednostkę powierzchni poszczególnych kategorii pokrycia stwierdzono, że aktualnie na terenie klucza zaborskiego występuje 8 294 018,77 t a na terenie klucza tucholskiego 3 332 512,23 t nadziemnej biomasy roślinnej. W 1796 roku stan biomasy na terenie tych jednostek administracyjno-gospodarczych wynosił odpowiednio 5 300 848,43 t oraz 3 013 157,70 t. Porównując stany biomasy w badanych okresach stwierdzono, że wzrost biomasy pomiędzy 1796 a 2008 rokiem wyniósł w kluczu zaborskim 2 993 170,34 t a w kluczu tucholskim 319 354,53 t. Po przeliczeniu na jednostkę powierzchni stan



LEGENDA

■ lasy ■ łąki, pola, osady □ wody

Rys. 4. Pokrycia i użytkowanie terenu w kluczu zaborskim i kluczu polnym starostwa tucholskiego w końcu XVIII wieku.

biomasy w 2008 r. w kluczu zaborskim i kluczu tucholskim wynosił odpowiednio 82,36 t/ha oraz 45,68 t/ha. W 1796 roku stan ten wynosił 52,64 t/ha w kluczu zaborskim i 41,30 t/ha w kluczu tucholskim.

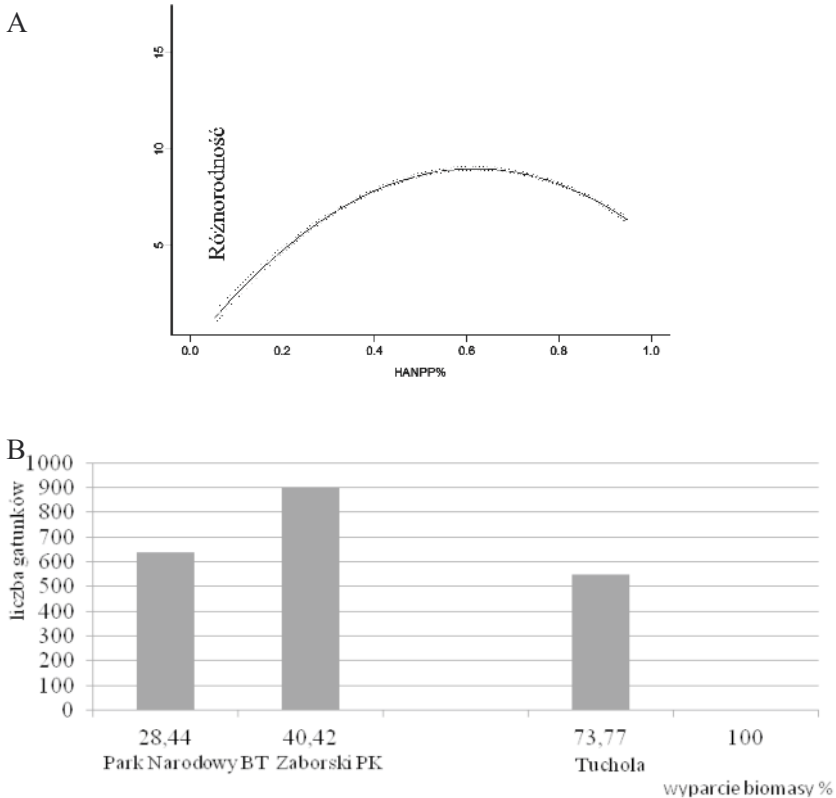
Potencjalną biomasę nadziemną w kluczu zaborskim w 2008 r. oceniono na 17 232 279,12 t, czyli 171,11 t/ha. W kluczu polnym biomasę potencjalną w 2008 r. oszacowano na 12 802 387,20 t, co w przeliczeniu na jednostkę powierzchni dało wartość 175,49 t/ha. Ubytek biomasy roślinnej, liczony względem stanu potencjalnego, wyniósł w kluczu zaborskim 69,32% w 1796 roku i 51,87% w 2008 roku. W przypadku klucza tucholskiego ubytek biomasy w latach 1796 i 2008 wyniósł odpowiednio 76,47% i 73,97%.

Żebrowska (2010) dla miasta Tuchola uzyskała bardzo zbliżone wyniki do stwierdzonych dla stanu współczesnego obszaru zawartego w granicach dawnego klucza polnego.

Ubytek biomasy roślinnej w stosunku do potencjału wyniósł tu 73,77% a stan rzeczywisty biomasy roślinnej osiągnął poziom 45,97 t/ha, zaś potencjalny około 175,26 t s.m./ha.

Stopień wyparcia i zagarnięcia biomasy roślinnej wpływa znacząco na różnorodność krajobrazu i jego bogactwo gatunkowe. Haberl i in. (2007) stwierdzili, że kierunek zmian różnorodności krajobrazu mierzony liczbą kategorii pokrycia terenu, przy wzroście wartości HANPP przebiegają jak na rysunku 5A. Największa różnorodność krajobrazu występuje przy średnich wartościach tego parametru. Natomiast zarówno przy małym i dużym wyparciu biomasy roślinnej różnorodność krajobrazu jest mniejsza.

Podobny kierunek zmian wystąpił w badaniach zależności pomiędzy wyparciem biomasy a bogactwem gatunkowym (Rys. 5B). W trzech systemach wzrastających wartościach wyparcia biomasy roślinnej, tj. w Parku Narodowym „Bory Tucholskie”, Zaborskim Parku Krajobrazowym i mieście Tuchola, liczba gatunków roślin naczyniowych wynosiła odpowiednio 640, 903 i 550 (wg danych Matuszkiewicza i Rutkowskiego 2003; Rutkowskiego 2012 oraz informacji zawartych w „Atlasie Roślin Naczyniowych Polski” ATPOL).



Rys. 5. Zależność pomiędzy wartością wskaźnika HANPP a różnorodnością krajobrazu (A, wg Haberla i in. 2007) oraz liczbą gatunków roślin naczyniowych (B).

2.3 Kapitał biofizyczny i koszt negentropijny

Ilość energii słonecznej jaka dostaje się do biosfery poprzez procesy fotosyntezy i produkcji pierwotnej może być miarą stopnia „naturalności” ekosystemu, a także charakteryzować stopień jego wykorzystania przez człowieka. Sposób wykorzystania ekosystemu i krajobrazu może być zgodny z zasadami trwałego i zrównoważonego rozwoju lub może nie wykazywać takiej zgodności. Według Giampietro i Pimentela (1991) oraz Giampietro i in. (1992) oceny takie w odniesieniu do energii promieniowania słonecznego przeprowadza się w oparciu o dwa parametry: kapitał biofizyczny i koszt negentropijny. Obie wielkości można obliczyć na podstawie zgromadzonych w systemach informacji geograficznej danych o strukturze pokrycia i użytkowania terenu oraz pierwotnej i stanie biomasy w poszczególnych poligonach generowanych map numerycznych.

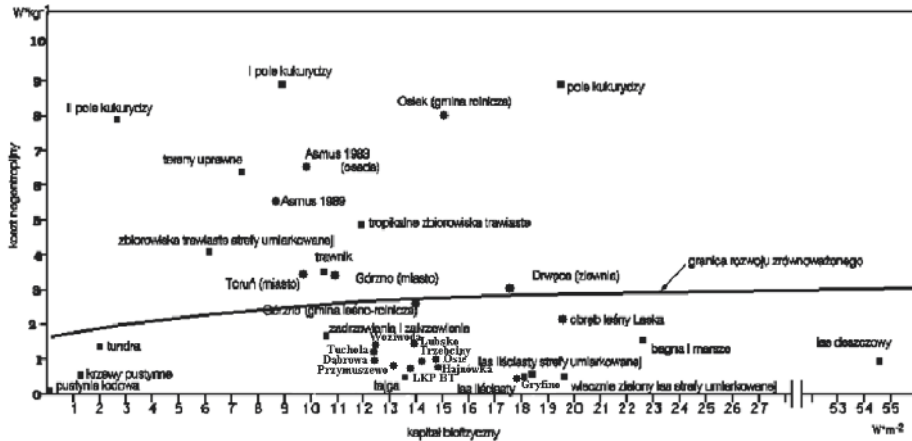
Kapitał biofizyczny (BC) według wyżej wymienionych autorów oznacza ilość energii słonecznej wykorzystanej przez roślinność ekosystemu na produkcję pierwotną brutto (GPP), oraz na tzw. aktywny przepływ wody (PAWF – Plant Active Water Flow) w roślinach przypadającą na jednostkę powierzchni zbiorowiska roślinnego, tj. na m². Ten ostatni parametr, czyli wielkość PAWF, obejmuje energię (promieniowanie słoneczne zmieniane na ciepło na powierzchni czynnej i energię metaboliczną) zużyta przez roślinność na procesy transpiracji i przepływu wody w roślinie. Wartości tych dwóch strumieni energii są skorelowane dodatnio z wielkością produkcji pierwotnej. Giampietro i Pimentel (1991) oraz Giampietro i in. (1992) przyjmują, że dla wytworzenia 1 J GPP niezbędny nakład PAWF wynosi około 11,1 J. Kapitał biofizyczny wyraża się w watach, przy czym $1 W = 1 J/sec$.

Koszt negentropijny (NC) wg tych samych źródeł to wartość kapitału biofizycznego przypadająca na 1 kg biomasy roślinnej. Wyraża się go w W/kg suchej biomasy roślinnej. Słowo negentropia oznacza tu strumień energii niezbędnej roślinom na podtrzymanie ich funkcji życiowych w danej chwili oraz na dalszy wzrost i rozwój. Giampietro i Pimentel (l.c.) obliczyli, że kapitał biofizyczny (podobnie jak wielkość biomasy roślinnej przypadająca na m² powierzchni gleby) w ekosystemach o charakterze naturalnym są bardzo zmienne, natomiast wielkość kosztu negentropijnego w takich systemach ekologicznych jest wielkością stałą. Parametry te charakteryzują tempo produkcji pierwotnej i stopień wypełnienia przestrzeni biomasa roślinną.

Nienartowicz i Barcikowski (1996) dokonali oceny stopnia zrównoważenia ekologicznego upraw sosnowych różnego wieku w obrębie leśnym Laska Nadleśnictwa Przymuszewo. Stwierdzili oni, że koszt kilkuletnich upraw i kilkunastoletnich tyczkowiń sosnowych, odtwarzanych na zrębach zupełnych przekraczają graniczne wartości ok. 2 W/kg, co oznacza, że były one użytkowane niezgodnie z zasadami ekorozwoju. Starsze drzewostany, w których zakumulowana jest już znaczna biomasa roślinna, osiągają niższe wartości i na diagramach są one zlokalizowane poniżej linii granicznej zrównoważonego rozwoju. Z tej obserwacji wynika, że dzisiejsze uprawy leśne, odtworzone zazwyczaj na powierzchniach zrębowych, na których zazwyczaj pozostawiane są kępy starych drzew (przestoje) odznaczają się niższymi wartościami kosztu

negentropijnego od upraw odtwarzanych na czystych zrębach. Świadczy to o większym zrównoważeniu współczesnych technologii odtwarzania lasu.

O zrównoważeniu współczesnej polskiej gospodarki leśnej świadczą też niskie wartości kosztu negentropijnego nadleśnictw, zwłaszcza funkcjonujących w ramach tzw. leśnych kompleksów promocyjnych. Według Nienartowicza (2002) i Rykowskiego (2005) ich wskaźniki NC, obliczone z wykorzystaniem systemów informacji przestrzennej, utrzymują się w zakresie od 0,77 do 1,47, tzn. nie wychodzą poza granicę zrównoważonego rozwoju (Rys. 6).



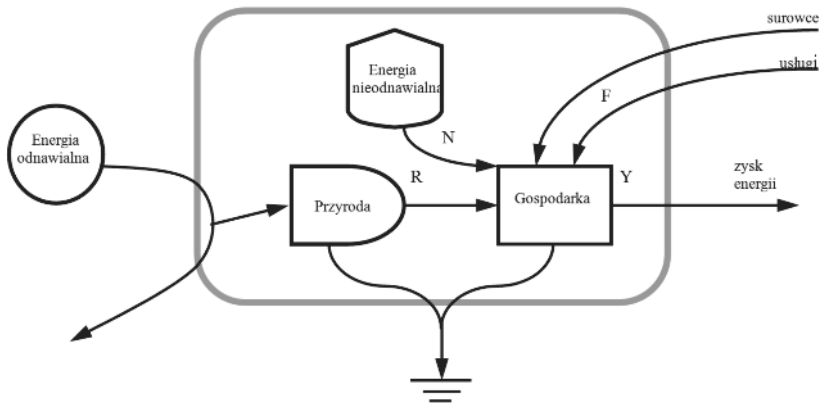
Rys. 6. Porównanie kosztu negentropijnego systemów przyrodniczych i ekologiczno-społeczno-ekonomicznych z Borów Tucholskich i innych regionów

2.4 Synteza energetyczna i obliczanie energetycznego wskaźnika zrównoważonego rozwoju

W tej analizie wszystkie nośniki i strumienie energii ocenia się w stosunku do najpierwotniejszej formy energii, tj. promieniowania słonecznego. Energia słoneczna wchodząca do systemu ekologicznego w występujących po sobie przemianach podlega drugiemu prawu termodynamiki, tak, że w kolejnych ogniwach łańcucha przepływu występują coraz mniejsze jej strumienie. Natomiast w przeliczeniu na 1J wtórnych (tj. położonych dalej od źródła, czyli Słońca) przetworników lub nośników, ładunek energii słonecznej wchodzącej do ogniw tego samego łańcucha przemian, lecz bliższych źródła jest wielokrotnie wyższy od jedności. Ta porcja energii słonecznej podlegająca kolejnym przemianom została nazwana przez Oduma (1983, 1988, 1996) energią (ang. *emergy*, skrót od *embodied solar energy*). Jest ona mierzona w emdżulach (emJ) lub jednostkach określanych jako sej (solar energy joule). Z kolei stosunek pierwotnej energii słonecznej, zużytej na wytworzenie wtórnego nośnika, do energii zawartej w tym nośniku nosi nazwę transformowości (ang. *transformity*, od *transformed to higher quality*). Informuje on jak dalece energia słoneczna uległa transformacji i na ile stopień przetworzenia energii słonecznej rośnie wraz z każdą przemianą. Wyraża się go w emdżulach energii słonecznej na dżul nośnika, czyli emJ/J lub sej/J. Energia nośników o dużej emergii charakteryzuje się wysoką "jakością" (Odum 1988).

Energię oblicza się zarówno w łańcuchach troficznych, jak i w obrębie podsystemów technicznych. W przypadku analizowania techno-socjofery pozwala ona ocenić, jak dalece nośniki, którymi posługuje się gospodarka danego obszaru, odległe są od energii słonecznej. Po jej obliczeniu można porównać stopień degradacji energii przy różnych sposobach gospodarowania. Z dwóch typów gospodarki o identycznym zużyciu energii bezpośredniej do większego wzrostu entropii przyczynia się ta, której emergia jest wyższa (Żylicz, 1989). Z drugiej jednak strony pomiar emergii w dużym systemie ekologicznym pozwala określić stopień wykorzystania energii słonecznej przez ekosystemy naturalne i modyfikowane przez człowieka, czyli ocenić racjonalność ekologiczną zmian zaistniałych pod wpływem czynników naturalnych, bądź antropogenicznych.

Efektem badań prowadzonych przez zwolenników szkoły H.T. Oduma są wskaźniki ekorozwoju, które zaproponowali Brown i Ugliati (1997) oraz Ugliati i Brown (1998) z Uniwersytetów Stanu Floryda i Uniwersytetu w Siennie we Włoszech. Sposób analizowania układów ekologicznych dużej skali według ich metody przedstawia Rys. 7. W analizie uwzględnia się trzy podstawowe strumienie energii. Pierwszy to energia nieodnawialna (N) pozyskana ze źródeł miejscowych. Są to wykorzystane zasoby takich nośników energii węgiel, ropa naftowa, torf, a także osady organiczne ze zbiorników wodnych. Drugi strumień to energia odnawialna (R) pozyskiwana przez miejscowe struktury ekologiczne ze strumieni energii wywołujących globalny obieg materii. W strumieniu energii odnawialnej mieszczą się energia słoneczna wykorzystana w procesach produkcji pierwotnej i używana na ewapotranspirację, energia opadów atmosferycznych, wiatru, fal i pływów morskich, a także siły wywołujące przepływ wód rzecznych. Strumienie te podtrzymują funkcjonowanie struktur przyrodniczych oraz są wykorzystywane w urządzeniach technicznych (baterie słoneczne, wiatraki, turbiny wodne, etc.). Dla wszystkich możliwych strumieni i nośników energii odnawialnej i nieodnawialnej wyznacza się ekwiwalent energii słonecznej niezbędnej do ich wytworzenia. Przeliczenia wykonuje się na podstawie wskaźników emergii przypadającej na jednostkę nośnika (sej/J). Znaczna część energii zawarta w strumieniach N i R jest, zgodnie z drugim prawem termodynamiki, rozpraszana w postaci ciepła. Część



Rys. 7. Podsystemy i przepływy energii uwzględniane przy obliczaniu wskaźnika ESI.

nierozproszoną Ugliati i Brown (1998) określają jako zysk emergii, zaś Qin i in. (2000) jako całkowity dopływ emergii do systemu.

Trzecim strumieniem energii jest import emergii do systemu w postaci surowców i usług (F). Ten strumień emergii wyraża się pośrednio w jednostkach monetarnych (US \$) przez podanie ich wartości rynkowej oraz wyrażenie ich wartości emergetycznej przy zastosowaniu współczynników tzw. monergii, czyli ilości sej przypadających na 1 dolara. Współczynniki takie podaje Odum (1996) dla szeregu krajów, w tym również dla Polski. Powstały one poprzez podzielenie oszacowanych na poziomie całego kraju nakładów (zużycia) emergii na funkcjonowanie struktur przyrodniczych i podsystemu produkcyjno-kulturowego przez wartość dochodu narodowego brutto wyrażonego w dolarach USA.

Obliczenie wskaźników ekorozwoju realizuje się etapami poprzez obliczenie jeszcze innych wskaźników emergetycznych. Te pośrednie wskaźniki to:

całkowity dopływ (plon) emergii	$I = Y = R + N + F$
praca środowiska	$E = R + N$
współczynnik zainwestowania	$IR = F/E$
współczynnik wkładu środowiskowego	$ELR = (F + N)/R$
współczynnik zysku środowiskowego	$EYR = (R + N + F)/F = Y/F$

W końcowym etapie analizy oblicza się wskaźnik trwałego i zrównoważonego rozwoju (ESI) według następującego wzoru: $ESI = EYR/ELR$.

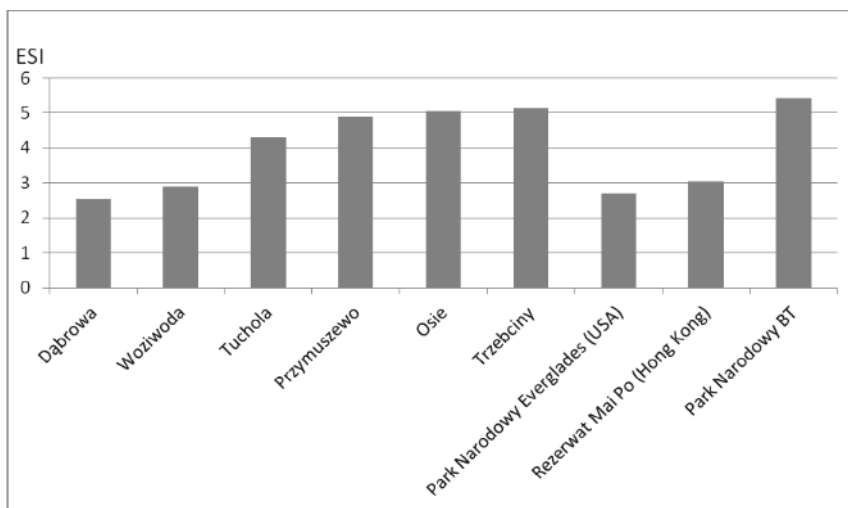
Opisaną metodę obaj autorzy zastosowali do zaprezentowania zmian zrównoważenia ekologicznego rolnictwa USA na przestrzeni prawie 50 lat oraz do oceny stopnia ekorozwoju całej gospodarki kilku krajów. W przypadku analizy rolnictwa USA wskaźnik ESI w 1945 r. autorzy ocenili na 1,12. W 1994 obniżył się do 0,34. Gospodarka Tajwanu w 1960 roku została oceniona na $ESI = 5,0$. Po 30 latach wskaźnik jej ekorozwoju obniżył się do wartości zaledwie 0,15.

Metodę, którą zaproponowali Ugliati i Brown (1998) porównano też stopień ekorozwoju na obszarach chronionych. Rezerwat Mai Po w Hong Kongu, obejmujący lasy namorzynowe, na podstawie bilansu emergii uzyskał następujące wartości wskaźników: $EYR = 3,10$; $ELR = 1,03$; $ESI = 3,01$ (Qin i in., 2000). Wskaźniki Parku Narodowego Everglades w USA były niższe i wynosiły: $EYR = 2,22$; $ELR = 0,82$; $ESI = 2,71$ (Gundersson, 1989; Qin i in., 2000). W kontekście bilansu emergii dokonano też oceny niektórych form działalności rezerwatu Mai Po, m.in. jego działalności edukacyjnej. Całkowitą funkcję edukacyjną tego obiektu przyrodniczego oceniono na $125,65 \times 10^{17}$ sej/rok, w tym wiedza zatrudnionych tu ludzi wynosiła $99,26 \times 10^{17}$ sej/rok, tj. około 80%.

Nasze obliczenia (Viglia i in., 2009) wykazały, że wartość wskaźnika ESI Parku Narodowego „Bory Tucholskie”, wynosząca 5,43, jest dwukrotnie wyższa od podawanej dla amerykańskiego obiektu przyrodniczego Everglades na Florydzie (Rys. 8).

Niższe wartości ESI od 5,43 uzyskują natomiast wszystkie nadleśnictwa tworzące Leśny Kompleks Promocyjny „Bory Tucholskie”, a także Nadleśnictwo Przymuszewo, funkcjonujące w regionie Bory Tucholskie poza LKP. Wartość niektórych z tych jednostek gospodarczych jest nieznacznie niższa (nadleśnictwa Trzebciny i Osie). Innych nadleśnictw (Woziwoda, Dąbrowa) są około dwa razy niższe. Najniższą wartość wśród

porównywanych obiektów uzyskało Nadleśnictwo Dąbrowa odznaczające się najwyższym stopniem wyposażenia technicznego i mechanizacji prac leśnych.



Rys. 8. Porównanie wskaźnika ESI systemów przyrodniczych i ekologiczno-społeczno-ekonomicznych z Borów Tucholskich i innych regionów.

3. Dyskusja i wnioski

Analizy energetyczne wykonane z użyciem technologii GIS pozwalają ocenić racjonalność działań człowieka w ekosystemie, krajobrazie i regionie. Zaprezentowane wyniki wskazują, że region Bory Tucholskie odznacza się wysokim stopniem zrównoważenia gospodarki, zwłaszcza jej najważniejszego sektora, jakim jest leśnictwo.

W trakcie przetwarzania danych i wykonywania obliczeń wskaźników pozwalających ocenić stopień wdrożenia zasad zrównoważonego rozwoju do gospodarki, określane są wartości innych parametrów, które mogą być wykorzystane do oceny stanu badanych systemów zarządzanych przez człowieka. Przykładem może być ocena wartości nierynkowych podsystemów przyrodniczych dokonywana na podstawie tzw. monenergii, tj. wartości energetycznej jednostki monetarnej (złoty, euro, inna waluta) szacowanej na podstawie aktualnej ceny paliw (jednostki energetycznej nośników, czyli 1 dzuła) oraz ich transformowości. Na podstawie szacowania względnego dopływu energii do poszczególnych ekosystemów oszacować można natomiast tzw. wskaźnik intensywności rozwoju krajobrazu (*Landscape Development Intensity index*, LDI) wg metody, którą zaproponowali Brown i Vivas (2005).

Innym przykładem może być ocena zasobów węgla organicznego w biomasie roślinnej, której stany są podstawą do ocen wskaźników HANPP i NC. Ocena ilości węgla zakumulowanego w biomasie roślinnej może być wskaźnikiem efektywności działań zmierzających do przeciwdziałania lub łagodzenia tzw. efektu szklarniowego.

Przeprowadzone badania wykazały, że dla dokonania oceny stanu systemu w oparciu o wskaźniki energetyczne niezbędna jest spora liczba różnorodnych danych, które pozyskiwane są z map topograficznych i gospodarczych oraz komputerowych banków

informacji. Stąd wniosek, że systemy informacji przestrzennej powinny być ciągle tworzone i doskonalone a zbiory danych stale uzupełniane i powiększane.

Bibliografia

- Biskup M., Tomczak A., 1955. Mapy województwa pomorskiego w drugiej połowie XVI w., I. Rozmieszczenie własności ziemskiej, II. Sieć parafialna. *Roczniki Towarzystwa Naukowego w Toruniu*. 58, 1953 (1): 1–180.
- Brown M.T., Ulgiati S., 1997. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* 9: 51–69.
- Brown M.T., Vivas B.M., 2005. Landscape Development Intensity Index. *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 289–309.
- Dygdała J., 2005. Lustracja województw Prus Królewskich 1765, t. I: *Województwo pomorskie*, cz. 3: Powiaty świecki, tucholski i człuchowski. TNT Fontes 94, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Eastman J.R., 2003. IDRISI Kilimanjaro. *Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester, MA, USA.
- Erb K.-H., Krausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzer Ch., Gingrich S., Lucht W., Fischer-Kowalski M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *The National Academy of Sciences of the USA* 104(31): 12942–12947.
- Giampietro M., Cerretelli G., Pimentel D., 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: Human return and sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38: 219–244.
- Giampietro M., Pimentel D., 1991. Energy efficiency: Assessing the interaction between humans and their environment. *Ecological Economics* 4: 117–144.
- Gunderson L., 1989. *Emergy Analysis of Everglades National Park in 1989*. Center for Wetlands, University of Florida, Gainesville, FL.
- Haberl H., K-H. Erb, F. Krausmann, 2008. Human Appropriation of net primary production (HANPP). Institute of Social Ecology, Kalgenfurt University Vienna, Austria. Retrieved from: *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics* <http://www.ecoeco.org/publica/encyc.htm> at 15 December 2008.
- Haberl H., Erb K.-H., Krausmann F., Loibl W., Schulz N., Weisz H., 2001. Changes in ecosystem process induced by land use: Human appropriation of aboveground NPP and its influence on standing crop in Austria. *Global Biogeochemical Cycles* 15 (1): 929–942.
- Haberl H., Erb K.-H., Plutzer Ch., Fischer-Kowalski M., Krausmann F., 2007. Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) as indicator for pressures on biodiversity. *Ecological Questions* 8: 25–36.
- Haberl H., Geissler S., 2000. Cascade utilization of biomass: Strategies for a more efficient use of a scarce resource. *Ecological Engineering* 16: 111–121.
- Haberl H., Krausmann F., Erb K.-H., Schulz N.B., Rojstaczer S., Sterling S.M., Moore N., 2002. Human Appropriation of Net Primary Production. *Science* 14 June 2002 (296): 1968–1969.
- Jarzębski M., Nienartowicz A., Deptuła M., Dubnicki J., Domin D.J., 2011. Past, current and potential resources of carbon and above-ground plant biomass on the landscape with heaths in some selected areas of the Tuchola Forest. *Ecological Questions* 13: 9–27.
- Lieth H., 1975. Primary productivity of the major vegetation units of the world. [in:] H. Lieth, R. H. Whittaker (eds), *Primary Productivity of Biosphere*. *Ecological Studies* 14, Springer – Verlag, New York: 203–231.

- Margalef R., 1977. *Ecologia*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Matuszkiewicz J.M., Rutkowski L., 2003. Przyroda Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Charakterystyka geobotaniczna. [w:] M. Przewoźniak (red.), *Zaborski Park Krajobrazowy. Problemy trój ochrony i współlistnienia z Parkiem Narodowym „Bory Tucholskie”*. Materiały do monografii przyrodniczej regionu gdańskiego. Wydawnictwo „Marpress”, Gdańsk: 67–104.
- Matuszkiewicz W., Faliński J.B., Kostrowicki A.S., Matuszkiewicz J.M., Olaczek R., Wojterski T. (eds), 1995. *Potencjalna roślinność naturalna Polski, mapa przeglądowa 1:300 000*. Polska Akademia Nauk, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, Wojskowe Zakłady Kartograficzne, Warszawa.
- Michalik S., 1974. *Wyżyna Krakowsko-Wieluńska*. PW Wiedza Powszechna, Warszawa.
- Mikulski K., 1984. Osadnictwo wiejskie województwa pomorskiego od połowy XVI do końca XVII wieku. *Roczniki Towarzystwa Naukowego w Toruniu* 86 (2): 1–214.
- Naveh Z., 1978. The role of landscape ecology in development. *Environmental Conservation* 5: 57–63.
- Nienartowicz A., 1996. *Energetyka dużych systemów ekologicznych*. Wyd. UMK, Toruń.
- Nienartowicz A., 2002. *Energetyczny bilans zagospodarowania ekosystemów w różnych warunkach krajobrazowych na obszarze leśnych kompleksów promocyjnych: Ocena stopnia zrównoważenia gospodarki leśnej metodami energetyki ekologicznej*. Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Nienartowicz A., Barcikowski A., 1996. Wykorzystanie energii słonecznej przez fitocenozy leśne jako wskaźnik ich zrównoważenia ekologicznego. *Sylwan* CXL (1): 71–80.
- Nienartowicz A., Deptuła M., Domin D.J., 2008. Zmiany w przepływie energii przez wybrane jednostki gospodarcze w kluczu zaborskim od XIV do XVIII w. *Kwartalnik Historii Kultury Materialnej* 2008 (3-4): 375–395.
- Nienartowicz A., Domin D.J., 2007. Cultural energy consumption versus landscape structure. *Ecological Questions* 8: 9–24.
- Odum H.T., 1983. *Systems ecology*. Wiley, New York.
- Odum H.T., 1988. Self organization, transformity and information. *Science* 242: 1132–1139.
- Odum H.T., 1996. *Environmental accounting: Energy and environmental decision making*. John Wiley & Sons, New York.
- Qin P., Wong Y.S., Tam N.F.Y., 2000. Emery evaluation of Mai Po mangrove marshes. *Ecological Engineering* 16: 271–280.
- Rutkowski L., 2012. Inwentaryzacja roślin naczyniowych PNBT. [W:] J.M. Matuszkiewicz (red.), *Świat roślin i grzybów Parku Narodowego „Bory Tucholskie”*. Park Narodowy „Bory Tucholskie”, Charzykowy: 221–247.
- Rykowski K., 2005. *O gospodarce leśnej w leśnych kompleksach promocyjnych*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Ulgjati S., Brown M.T., 1998. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. *Ecological Modelling* 108: 23–36.
- Viglia S., Franzese P.P., Zucaro A., Nienartowicz A., Kunz M., 2011. *How and how much can forest ecosystems support a sustainable living in industrialized societies?* Parthenope University of Naples, Department of Environmental Sciences, Naples, Italy.
- Vitousek P.M., Ehrlich P.R., Erlich A.H., Matson P.A., 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36 (6): 368–373.
- Weisz H., Fischer-Kowalski M., Grünbühel C.M., Haberl H., Krausmann F., Winiwarter V., 2001. *Global Environmental Change and Historical Transitions*. *Innovation* 14 (2): 117–142.

- Whittaker R.H., 1975. *Communities and ecosystems*, 2nd edition. Macmillan, New York.
- Zaborski B., 1935. Kaszuby na przełomie XVIII i XIX wieku w świetle mapy Schröttera-Engelhardta z lat 1796–1802. *Wiadomości Służby Geograficznej* 18: 239–262.
- Żebrowska A.B., 2010. Produkcja i zużycie energii w powiecie tucholskim w 1960 i 2008 roku. *Praca magisterska* wykonana w Pracowni Modelowania Procesów Ekologicznych, Wydział BiNoZ, UMK, Toruń.
- Żylicz T., 1989. *Ekonomia wobec problemów środowiska przyrodniczego*. PWN, Warszawa.

Streszczenie

Praca przedstawia główne aspekty badań z zakresu energetyki ekologicznej, w których podstawowym narzędziami i metodami badawczymi była technologia GIS i teledetekcja satelitarna. Te aspekty badań to: 1 – oceny wielkości zasilania energetycznego systemu ekologiczno-społeczno-ekonomicznego energią kulturową oraz ocena całkowitego zużycia energii, również tej wytwarzanej i wykorzystywanej w badanym systemie przez lokalną społeczność ludzką, 2 – relacje pomiędzy wielkością „metabolizmu kulturowego” a strukturą przestrzenną (mozaikowością) krajobrazu, 3 – ocena wskaźnika zagarnięcia produkcji pierwotnej i wyparcia biomasy roślinnej (Human Appropriation of Net Primary Production, HANPP) w wyniku działalności gospodarczej miejscowej społeczności, 4 – ocena tzw. kapitału biofizycznego i kosztu negentropijnego na podstawie intensywności produkcji pierwotnej brutto, stanu biomasy roślinnej i aktywnego przepływu wody w roślinach, 5 – syntezy energetyczne dokonywane na poziomie krajobrazu bądź jego poszczególnych ekosystemów, które prowadzą do oceny emergentycznego wskaźnika zrównoważonego rozwoju (*Emergy Sustainability Index*, ESI) oraz wskaźnika rozwoju krajobrazu (*Landscape Development Intensity index*, LDI). W pracy przedstawiono wyniki analiz energetycznych przeprowadzonych według powyższych metod dla oceny racjonalności ekologicznej systemów o różnej dominacji człowieka z regionu Bory Tucholskie. Systemami tymi były obszary o wysokim statusie ochrony, jak Park Narodowy „Bory Tucholskie” i Zaborski Park Krajobrazowy, oraz jednostki gospodarcze i administracyjne, takie jak Nadleśnictwo Przymuszewo, obręb leśny Laska, gminy, sołectwa, osady śródleśne, a także pojedyncze uprawy rolne i leśne.

Słowa kluczowe: subwencja energetyczna, metabolizm kulturowy, wbudowana energia słoneczna, HANPP, stan biomasy roślinnej, kapitał biofizyczny, koszt negentropijny, emergentyczny wskaźnik zrównoważonego rozwoju, NDVI, teledetekcja satelitarna, różnorodność krajobrazu, Bory Tucholskie.

APPLICATION OF GIS TECHNOLOGY IN ECOLOGICAL ENERGETICS

Summary

The paper presents the main aspects of research in the field of ecological energetics, where GIS technology and satellite remote sensing are basic tools and research methods, i.e. 1 – assessment of the energy supply in the ecological-socio-economic system with the cultural energy and assessment of the total energy consumption, including the energy produced and used in the studied system by the local human community, 2 – relations between the size of “cultural metabolism” and spatial structure (heterogeneity)

of the landscape, 3 – assessment of the Human Appropriation of Net Primary Production and displacement of plant biomass as a result of local economic activity, 4 – assessment of the so-called biophysical capital and negentropic cost based on Gross Primary Production, Standing Plant Biomass, and Plant Active Water Flow, 5 – energy syntheses are performed at the landscape level or at the level of individual ecosystems, which lead to assessment of the Emergy Sustainability Index (ESI) and the Landscape Development Intensity index (LDI). The paper presents the results of energy analysis conducted according to the above methods in order to assess the ecological rationality of systems with varying dominance of man in the Tuchola Forest. Those systems are represented by areas of high conservation status, such as Tuchola Forest National Park and Zaborski Landscape Park, economic and administrative units, including the Forest Division of Przymuszewo, the forest district of Laska, rural and urban communes, rural administrative units referred to as “sołectwa”, forest villages, and agricultural and forest crops.

Key words: energy supply, cultural metabolism, embodied solar energy, HANPP, standing plant biomass, biophysical capital, negentropic cost, Emergy Sustainability Index, NDVI, Remote Sensing, landscape diversity, Tuchola Forest.

Andrzej Nienartowicz

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
anienart@umk.pl

Miłosz Deptuła

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
deptula@umk.pl

Dariusz Kamiński

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
daro@umk.pl

Lucjan Rutkowski

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
lrukow@umk.pl

Mieczysław Kunz

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu
Wydział Nauk o Ziemi
met@umk.pl