

Problemy odwzorowania struktury przestrzennej i funkcjonowania krajobrazów hydrogeniczych

Wstęp

Krajobrazy hydrogeniczne jako obiekt badań złożonych systemów przestrzennych

Krajobrazy hydrogeniczne to obszary których geneza, ewolucja i aktualne procesy kształtowania struktury, funkcji i fizjonomii związane są z dominującym wpływem czynników hydrologicznych. Zaliczamy do nich krajobrazy dolin, pradolin, równin torfowych i bagiennych oraz krajobrazy pojezierne. Złożoność struktury przestrzennej, różnorodność i kontrastowość siedlisk, duże bogactwo gatunkowe, kluczowe znaczenie dla funkcjonowania struktur o funkcji węzłów i korytarzy ekologicznych, cenione walory widokowe, wysoka dynamika przekształceń i podatność na degradację – to tylko niektóre cechy wpływające na atrakcyjność badawczą tych regionów (Dąbrowska – Prot, Hillbricht – Ilkowska 1992, Hillbricht – Ilkowska, Wiśniewski, red. 1994, 1996, Dąbrowska – Prot, Radwan, red. 1998, 1999, Zdanowski i in., red. 1999, Chmielewski 2001a).

Wybrane koncepcje i modele struktury i funkcjonowania krajobrazu

W zależności od większego, lub mniejszego eksponowania określonego zestawu cech przestrzeni przyrodniczej, opracowywane są różne koncepcje i modele struktury ekologicznej i funkcjonowania krajobrazu. Do najczęściej stosowanych w pracach z zakresu ekologii krajobrazu należą (Chmielewski 2004, uzupełnione):

1. koncepcja hierarchicznego systemu przyrodniczych jednostek przestrzennych,
2. model troficznego zróżnicowania krajobrazu,
3. model strefowo – pasmowo – węzłowy,
4. koncepcja sieci związków ekohydrologicznych,
5. modele relacji: zlewnia – ekosystem wodny,
6. koncepcja krajobrazowej sieci stref stykowych,
7. koncepcja river continuum.

Każdy z w/w sposobów odwzorowania przestrzeni przyrodniczej, może być zastosowany do analizy struktury i funkcjonowania krajobrazów hydrogeniczych.

Ad. 1.

Próby wyodrębniania w środowisku przyrodniczym różnego typu jednostek przestrzennych, odzwierciedlających naturalną strukturę krajobrazu, mają wieloletnią historię i wciąż są żywo dyskutowane (Richling, Solon 1996, Chmielewski 2001b). Odrębne systemy podziału przestrzeni krajobrazowej wypracowały między innymi: geografia fizyczna kompleksowa, fitosocjologia, ekologia ogólna, ekologia krajobrazu, architektura krajobrazu. Wspólną cechą każdego z tych systemów jest założenie, że agregacja zespołu podobnych do siebie jednostek niższego rzędu, tworzy jednostkę strukturalną wyższego rzędu, a ta z kolei staje się częścią następnego poziomu organizacji przestrzeni.

Synteza tych różnorodnych podejść pozwoliła na opracowanie metody wielokryteriowego wyodrębniania tzw. „podstawowych przyrodniczych jednostek przestrzennych” i systemowej organizacji ich zbioru (Chmielewski, Solon 1996, Chmielewski 2000, 2001b). Polega ona na kartograficznym nałożeniu na siebie przestrzennych zasięgów: form geomorfologicznych, krajobrazowych jednostek geochemicznych, zlewni cząstkowych, genetycznych typów i podtypów gleb, zbiorowisk roślinnych oraz płątów poszczególnych typów użytkowania terenu, a następnie na delimitacji podstawowych przyrodniczych jednostek przestrzennych (ppjp), o jak największym wewnętrznym podobieństwie wszystkich, lub zdecydowanej większości w/w komponentów. Na

podstawie podobieństwa cech oraz analizy związków funkcjonalno – przestrzennych zachodzących między sąsiadującymi ze sobą jednostkami podstawowymi, łączy się je w lokalne agregacje – fizjocenozy, te zaś są grupowane w krajobrazowe kompleksy fizjocenozy (zaprezentowany tu opis metody jest uproszczony. Pełną jej prezentację – wraz z przykładami kartograficznymi – przedstawiono w odrębnej publikacji (Chmielewski 2001b). Poszczególne ogniwa tak wyodrębnionego systemu jednostek, stają się następnie adresatami ustaleń zarówno planu ochrony przyrody, jak i planu zagospodarowania przestrzennego danego regionu (Chmielewski 2000, 2001b). Mimo interdyscyplinarności prezentowanego tu podejścia metodologicznego, należy zgodzić się w Richlingiem i Ostaszewską, iż nie ma uniwersalnej (dającej się zastosować w każdej sytuacji ekologicznej) podstawowej przyrodniczej jednostki przestrzennej. W zależności od cech lub procesów, które zamierzamy badać, a także w zależności od lokalnych uwarunkowań przyrodniczych i antropogenicznych, należy dokonać wyboru dyscypliny naukowej i preferowanego przez nią systemu podziału przestrzeni krajobrazowej na jednostki strukturalne różnej rangi (Richling, Ostaszewska 1993, Richling 1999).

W krajobrazach pojeziernych najczęściej stosowanymi jednostkami podziału przestrzeni są zlewnie powierzchniowe, a ostatnio także zlewnie wyznaczane na podstawie przebiegu zarówno powierzchniowego, jak i podziemnego działu wodnego.

Ad. 2.

Krajobrazowa mozaika przyrodniczych jednostek przestrzennych, rozmieszczonych na urzeźbionym podłożu, nie jest zbiorem izolowanych mikrostruktur, lecz cechuje ją występowanie gradientowej zmienności cech. Gradienty te wyznaczają główne kierunki związków funkcjonalno – przestrzennych między poszczególnymi jednostkami. Zasadnicze znaczenie odgrywają tu kierunki spływu wód oraz związane z nimi gradienty wilgotności i żyzności siedlisk.

Obszary o podobnych cechach siedliskowych i takim samym typie gospodarki materiałowej nazywamy ekotopami (Perelman 1971).

Przestrzenny układ ekotopów w krajobrazie uzależniony jest od przebiegu działów wodnych. Dział wodny jest otoczony ekotopem autonomicznym substratowo, którego ekosystemy są zasilane niemal wyłącznie przez energię słoneczną i opady atmosferyczne. Z kolei w ekotopach położonych na stokach, następuje spływ części substratów, wymywanych opadami i przemieszczanych ku centralnym obszarom zlewni. Na stokach mamy więc do czynienia z ekotopem tranzytowym, którego ekosystemy uzyskują z zewnątrz substraty wymywane z ekotopu autonomicznego i który również oddaje materię (zgodnie z gradientem spadku terenu) usytuowanemu poniżej – w centrum zlewni – ekotopowi akumulacyjnemu. Ekotop akumulacyjny zajmuje najniższą w danej jednostce krajobrazowej zlokalizowane obszary. Dotyczy to zarówno środowiska lądowego, jak i wodnego. Ujmując rzecz w dużym uproszczeniu, w środowisku lądowym można wyróżnić najuboższy troficznie ekotop autonomiczny, umiarkowanie żyzny ekotop tranzytowy i najżyźniejszy ekotop akumulacyjny, które w krajobrazie tworzą koncentryczne koła, elipsy, równoległe pasy, bądź bardziej rozwinięte układy o rozmytych, gradientowych granicach (Pawłowski, red. 1990). W środowisku wodnym z kolei nie ma w zasadzie ekotopu autonomicznego – występuje tu jedynie ekotop akumulacyjny profundalu oraz ekotop tranzytowy litoralu i pelagialu, przy czym pelagial jest najuboższy troficznie, litoral – pośredni, a profundal – najbardziej eutroficzny.

Kinetyka zróżnicowania troficznego krajobrazu jest uwarunkowana licznymi czynnikami, wśród których na czoło wysuwają się: charakter podłoża i rzeźba terenu, klimat (głównie wielkość opadów i temperatura), charakter pokrywy roślinnej oraz wielkość (przestrzenna rozciągłość) i kształt ekotopów.

W krajobrazowych stosunkach troficznych istotną rolę odgrywa także przeznaczanie ogólnej ilości wody docierającej do układu ekotopów, rozkładającej się na 4 składowe: parowanie, przesiąkanie w głąb profilu glebowego, odpływ powierzchniowy i odpływ podziemny. Ten rozdział wody jest dla każdej jednostki krajobrazowej inny w zależności od jej miejsca w fizjocenozie, rodzaju podłoża, typu pokrycia i sposobu użytkowania terenu. Nawet w obrębie jednej formacji roślinnej jednego ekotopu – np. płatu leśnego – rozkład ogólnej ilości wody na 4 w/w składowe zależy jest od typu lasu i kształtuje się odmiennie np. w zależności od zwarcia podszytu i runa (Pawłowski, red. 1990).

Jeżeli na ten – w przybliżeniu naturalny – rozkład trofii krajobrazu i na naturalną kinetykę jej przemian nałoży się działający z zewnątrz czynnik zmieniający charakterystykę przepływu strumienia materii, dochodzi (zwłaszcza przy przyspieszeniu procesów eutrofizacji np. wprowadzeniu do wody tlenków niemetali) do przekształcenia się składu gatunkowego biocenoz zgodnie z kierunkiem zmian trofii, co najczęściej przejawia się jako kompleks zmian charakterystycznych dla degradacji ekosystemów.

W środowisku wiąże się to często z zatruciem ekotopu akumulacyjnego m.in. poprzez produkowany tu z braku tlenu siarkowodor. W środowisku lądowym ekotop akumulacyjny – dysponując najkorzystniejszym w obrębie krajobrazu układem kompleksu sorpcyjnego gleby oraz zazwyczaj dużą biomasą – nawet przy znacznym zatruciu lub zanieczyszczeniu, może nie przejawiać jeszcze negatywnych reakcji, gdy w tym samym czasie – przy znacznie niższym stopniu skażenia – ekotop autonomiczny będzie już wykazywał wyraźne zakłócenia struktury i funkcji (Pawłowski, red. 1990).

Ad. 3.

Ekosystemy funkcjonujące w mozaice ekotopów z licznymi gradientami wilgotności i żywności siedlisk, tworzą złożony, krajobrazowy system ekologiczny, którego główne cechy funkcjonalno – przestrzenne można odwzorować w postaci modelu strefowo – pasmowo – węzłowego. To metodologiczne podejście do układów poliekosystemowych było już kilkakrotnie opisywane w literaturze i jest coraz powszechnie stosowane w praktyce planowania ochrony przyrody i kształtowania zagospodarowania przestrzennego (Chmielewski 1986, 1988, 1992, Richling, Solon 1996, Szulczewska, Kaftan, red. 1996).

Układy strefowe, to zespoły podobnych do siebie ekosystemów, powiązanych silnymi związkami funkcjonalno – przestrzennymi. Ich rozciągłość przestrzenna odpowiada zazwyczaj jednej fizjocenozie.

Układy pasmowe to trasy uprzywilejowanego przemieszczania się materii, energii i informacji w krajobrazie. Mogą one przebiegać wewnątrz określonej strefy i wówczas noszą nazwę ciągów ekologicznych, lub mogą łączyć ze sobą dwie podobne strefy, przekraczając strefę o odmiennym („obcym”) charakterze i wówczas określane są jako korytarze ekologiczne.

Węzły ekologiczne, to obszary o szczególnym bogactwie gatunkowym, a często także dużej różnorodności siedliskowej, małym stopniu antropogenicznego przekształcenia, dojrzałej strukturze ekosystemów. W zależności od charakteru terenu i skali opracowania, swym zasięgiem przestrzennym mogą obejmować jedną, kilka lub kilkanaście ppjp, a niekiedy nawet całą strefę ekologiczną. Węzły ekologiczne są zwykle rejonem zbiegania się, lub skrzyżowania ciągów lub korytarzy ekologicznych.

Szczegółowy opis opracowania modelu strefowo – pasmowo – węzłowego dla różnych krajobrazów, w tym także krajobrazów pojeziernych, znajduje się w odrębnych publikacjach (Chmielewski 1990, 2001b).

Ad. 4. Koncepcja sieci związków ekohydrologicznych

Związki hydrologiczne i geochemiczne eksponowane w modelach troficznego zróżnicowania krajobrazu, to dwa z wielu bardzo różnych związków funkcjonalno - przestrzennych charakteryzujących przestrzeń przyrodniczą. Zintegrowana analiza zależności występujących między abiotycznymi i biotycznymi komponentami krajobrazów analizowanych w ujęciu zlewniowym, jest podstawowym podejściem metodologicznym ekohydrologii (Zalewski 2000). Ta interdyscyplinarna nauka podkreśla między innymi, że zrównoważone zarządzanie zasobami ekosystemów wodnych zależy w dużej mierze od umiejętności utrzymania ewolucyjnie wykształconych procesów krążenia wody i biogenów oraz przepływu energii w zlewni, w warunkach gospodarczego użytkowania jej obszaru. Osiągnięcie tej umiejętności uwarunkowane jest głębokim zrozumieniem wzajemnych relacji wiążących procesy klimatyczne, hydrologiczne, geomorfologiczne i ekologiczne, zachodzące w zlewni w wymiarze przestrzennym i czasowym. Formułowany od końca XX w. paradygmat ekohydrologii opiera się na trzech głównych założeniach.

- integracji zlewni i jej zasobów biotycznych w spójny układ ekologiczny,
- istnieniu ewolucyjnie wykształconej odporności i oporności zlewniowego układu ekologicznego na stres,
- możliwości wykorzystania własności tego systemu do zrównoważonego i zarządzania zasobami przyrody zlewni, przez wykorzystywanie elementów biotycznych do kontroli procesów hydrologicznych i odwrotnie: przez wykorzystywanie hydrologii do regulowania procesów biologicznych (Zalewski i in. 1997).

Ad. 5.

Modelowanie relacji: zlewnia – ekosystem wodny jest od wielu dziesięcioleci przedmiotem zainteresowania hydrografów i hydrobiologów, a od lat 80 - tych XX w. – także ekologów krajobrazu. Badania w tej dziedzinie koncentrują się w szczególności na:

- modelowaniu obiegu wody i sporządzaniu hydrologicznego modelu relacji: zlewnia – rzeka, lub zlewnia - jezioro (Dynowska 1971, Ozga – Zielińska, Brzeziński 1994, Soczyńska, red., 1997, Paszczyk, Turczyński 2001),
- modelowaniu przemieszczania się materiału erozyjnego ze zlewni do rzek i jezior (Pickup i in. 1983, Nicholas, Walling 1995),
- modelowaniu przemieszczania się związków chemicznych ze zlewni do rzek i jezior (Vollenweider 1976, 1989, Uchmański, Szeligowicz 1988, Hillbricht – Ilkowska i in. 1995, Hakanson 1995, 1997, Weller i in. 1996),
- modelowaniu relacji zachodzących między różnymi geokompleksami w zlewni (Widacki 1989),
- ocenie odporności ekosystemów wodnych na wpływy czynników zewnętrznych (oddziaływania ze zlewni) (Bajkiewicz – Grabowska 1985, 1987, 1999, Kornijów 1996),
- poznaniu reakcji biocenoz jeziornych na zmiany zachodzące w użytkowaniu zlewni tych jezior (Pieczyńska 1993, Radwan, red. 1996, Chmielewski i in. 1997).

Różne ekosystemy wodne i torfowiskowe reagują na presje antropogeniczne w odmienny, indywidualny sposób, zależny m.in. od: wielkości ekosystemu, złożoności jego struktury, stopnia antropogenicznego przekształcenia siedlisk i biocenoz oraz systemu powiązań z ekosystemami otaczającymi. Biocenozy tych ekosystemów po przekroczeniu pewnego progu zmian warunków ekologicznych, w sposób istotny zmieniają swoją strukturę i funkcje.

Np. badania prowadzone na Pojezierzu Łęczyńsko – Włodawskim wskazały, iż w II połowie XX w., wraz z osuszeniem ponad 61% terenów podmokłych i uregulowaniem ponad 95% cieków regionu, zanikło 6 z 68 występujących tu jezior, a znaczna liczba pozostałych istotnie zmniejszyła swą powierzchnię (rys. 1).

Jednocześnie powierzchnia zbiorowisk roślinności torfowiskowej i turzycowiskowej zmniejszyła się o ponad 73% (Chmielewski 2001a). W obrębie pozostałych ekosystemów jeziornych dochodzi do:

- zmniejszenia się ogólnej różnorodności siedliskowej i gatunkowej ekosystemów,
- wzrostu powierzchni i biomasy makrofitów,
- zmian stosunków ilościowych bezkręgowców i kręgowców wodnych,
- zanikania gatunków charakterystycznych dla wód mezotroficznych i dystroficznych,
- ustępowania gatunków reliktowych, zwłaszcza borealnych,
- wzrostu udziału eutrofobiontów,

ekspansji grupy gatunków obcych (Radwan red. 1996, Radwan, Chmielewski 1997, Radwan i in. red. 2002) (rys. 2).

Ad. 6.

Osobną grupę modeli struktury ekologicznej krajobrazu stanowią odwzorowania sieci krajobrazowych stref stykowych, określanych czasem także jako „granice krajobrazowe” (Hansen, di Castri, red. 1992).

Strefy styku między różnymi formami pokrycia i użytkowania terenu mogą mieć bardzo różnorodny charakter i tworzyć sieci o mniejszej lub większej gęstości. Wskutek tego mogą w zróżnicowany sposób wpływać na warunki funkcjonowania przyrody w skali krajobrazu.

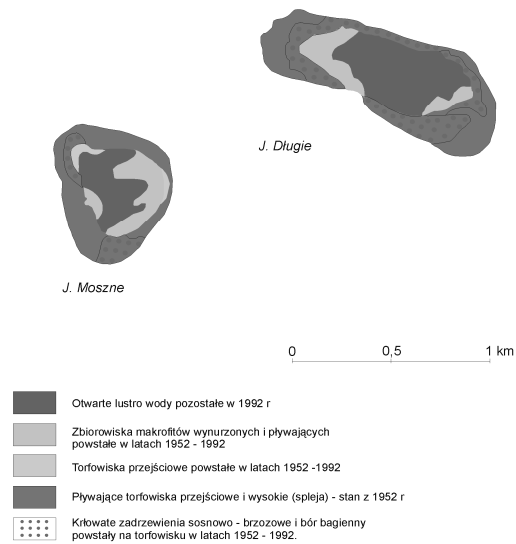
Naturalne strefy styku 2 sąsiadujących ze sobą ekosystemów określane są jako ekotony. Mogą one mieć charakter łagodnego, szerokiego, gradientowego przejścia z jednego ekosystemu do drugiego, bądź też mogą być wąskie, „wyostżone”, skokowe. Działalność człowieka wpływa na zmniejszenie udziału szerokich ekotonów w krajobrazie, na rzecz dominacji granic ostrych, prostoliniowych, często odgrywających rolę barier ekologicznych (Hansson i in., red. 1995, Chmielewski 2001a). W odwzorowaniach (modelach) sieci krajobrazowych stref stykowych uwzględniane są zazwyczaj następujące parametry:

- a) ogólna długość stref stykowych na badanym obszarze i gęstość ich sieci
- b) zróżnicowanie typologiczne styków (liczba typów, struktura dominacji)
- c) udział (%) stref stykowych o charakterze naturalnym (np. woda/torfowisko, torfowisko/las), półnaturalnym (np. las/pole, tofrowisko/łąka) i antropogenicznym (np. łąka/pole, pole/zabudowa, pole/droga)
- d) stopień wzajemnego powiązania stref naturalnych i półnaturalnych (liczba skrzyżowań oraz miejsc łączenia lub rozchodzenia się różnych stref stykowych w jednostce powierzchni terenu)
- e) udział stref o funkcji:
 - pasm bogatszych przyrodniczo od otoczenia (stref zasilania)
 - korytarzy ułatwiających migrację
 - barier półprzepuszczalnych
 - barier – stref śmierci (Löw 1985, Hansen, di Castri, red. 1992, Chmielewski, Maciąg – Zasadna 1998, Chmielewski i in. 2000, Chmielewski 2001a).

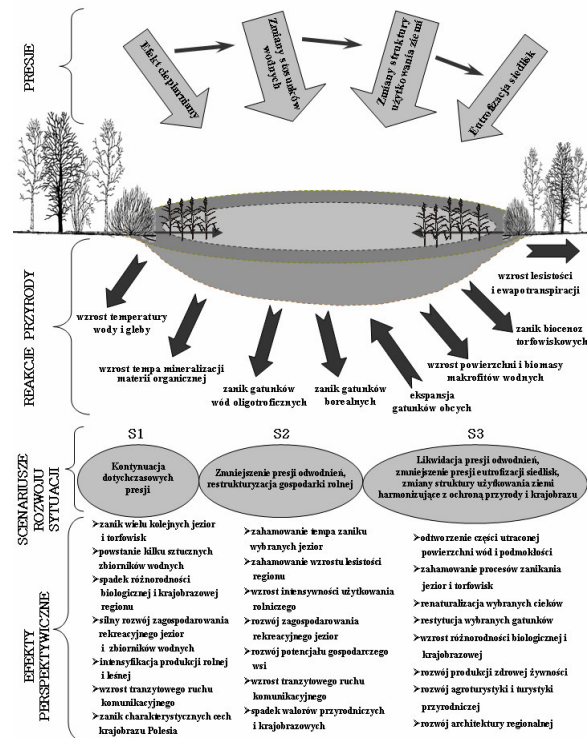
Ad. 7.

Koncepcja *river continuum*

Koncepcja ciągłości rzeki - *river continuum* (Vannote 1980) stała się ważnym krokiem do lepszego zrozumienia funkcjonowania ekosystemów wód płynących. Integruje ona parametry geomorfologiczne, jak również obserwowane i przewidywane biologiczne właściwości cieków. Pod względem geomorfologicznym rzeki są systemami otwartymi. Od źródeł do ujścia w sposób ciągły zmieniają się m.in. szerokość i głębokość koryta, prędkość prądu, ilość wody i temperatura. Na tle tych gradientów geomorfologicznych i fizyczno - chemicznych pewną ciągłość tworzy również biologiczna organizacja rzeki. Wzdłuż biegu rzeki zmienia się stosunek procesów syntezy do procesów respiracji. System rzeczny stanowi więc charakterystyczny gradient: od stanu w którym przepływ energii jest zdominowany przez aktywność heterotrofów, zmieniającą się w rytmie dobowym i sezonowym, poprzez system zdominowany przez aktywność autotrofów, aż do systemu mieszanego, na ogół nieznacznie zdominowanego przez aktywność heterotrofów. Obraz ten może być jednak zakłócany przez boczne dopływy (Vannote 1980).

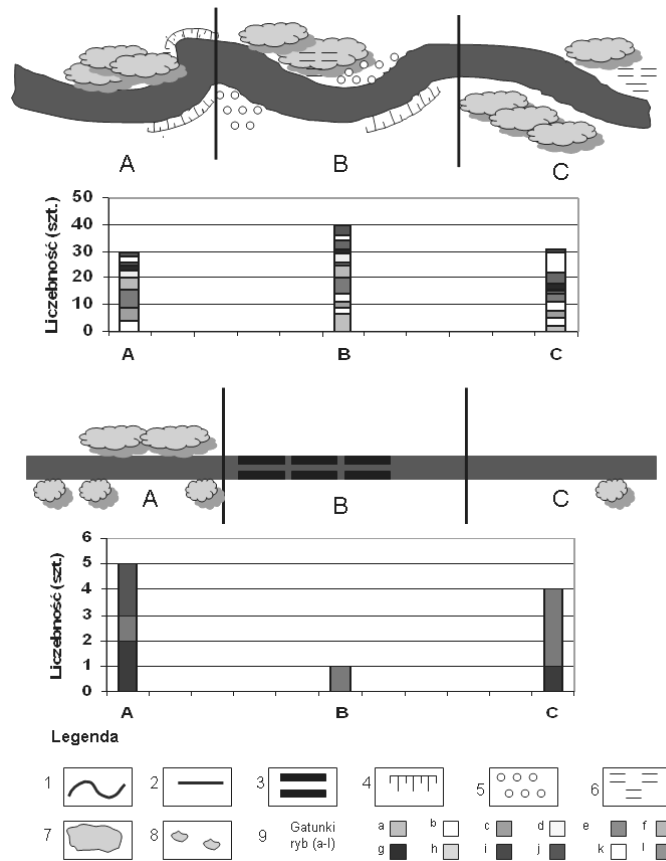


Ryc.1 Procesy zarastania jezior Moszne i Długie w latach 1952 - 1992
Fig. 1. Processes of overgrowing of Moszne and Długie lakes during the years 1952 - 1992.



Ryc. 2 Reakcje ekosystemów jeziornych i torfowiskowych na presje antropogeniczne oraz scenariusze dalszego rozwoju sytuacji
Fig.2. Responses of lake and peat bog ecosystems for human activity and scenarios of futher consequences.

Koncepcja kontinuum rzeczno opisuje więc ekosystemy wód płynących jako pasmowo sprzężone systemy, w których poszczególne poziomy procesów chemicznych i biologicznych (obieg materii organicznej i nutrientów, metabolizm ekosystemów) przebiegające w dolnych partiach potoku, są sprzężone z procesami wewnętrznymi przebiegającymi w wyższych jego partiach.. Koncepcja ta stwarza podstawy do ogólnego schematu traktowania potoków, jako przestrzennie heterogennego systemu (O'Neill i in. 1979, Fleituch 1992). Np. badania ichtiofauny przeprowadzone na Pojezierzu Łęczyńsko – Włodawskim wykazały, iż w zależności od stopnia antropogenicznego przekształcenia cieków, występują wyraźne różnice w strukturze jakościowej i ilościowej tego zespołu, zaś koncepcja „ciągłości” zostaje wyraźnie zaburzona (Kolejko 2004 oraz mat. niepubl.) (Ryc. 3).



Ryc. 3 Rozmieszczenie ichtiofauny w rzece o charakterze naturalnym i zmeliorowanym

Fig.3. Distribution of ichthyofauna in natural and drainage river.

Dyskusja

Przedstawione koncepcje i modele struktury ekologicznej krajobrazu, mogą być pomocne w ochronie i zarządzaniu zasobami przyrody, jak też w lepszym zrozumieniu funkcjonowania obszarów hydrogenicznych. Synteza wielu danych z zakresu geomorfologii, hydrografii, hydrobiologii, ekohydrologii i ekologii krajobrazu, doprowadziła do powstania w/w koncepcji i modeli, które próbują tłumaczyć procesy zachodzące w krajobrazowych układach ekologicznych.

Analiza przebiegu granic i rozmieszczenia przyrodniczych jednostek przestrzennych w krajobrazie ma zasadnicze znaczenie dla ustalenia zasad kształtowania zagospodarowania przestrzennego. Np. badania obszaru funkcjonalnego Kampinoskiego Parku Narodowego przeprowadzone przez Chmielewskiego i Solona (1996) wykazały, że przyrodnicze jednostki

przestrzenne układają się w kilka zwartych makrokompleksów, zaś na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim tworzą układ drobnomozaikowy, o dużej różnorodności cech. Układ ten – w związku z większą dyspersją – jest podatniejszy na degradację swojej struktury, a jego poszczególne elementy są bardziej wrażliwe na zakłócenia stosunków ekologicznych (Chmielewski, Solon 1996, Chmielewski 2001a).

Ekohydrologia pozwala na opracowanie szeregu zasad kształtowania struktury przestrzennej i użytkowania zlewni w harmonii z naturalnym funkcjonowaniem przyrody. W szczególności modele stosowane w ekohydrologii pozwalają na symulowanie reakcji systemów ekologicznych zlewni na określony sposób i zakres wykorzystania zasobów wodnych, a także na prognozowanie zmian ilości i

jakości wód pod wpływem odpowiedniego kształtowania szaty roślinnej w zlewni. Przykładem praktycznego zastosowania tej grupy modeli może być kontrola procesu eutrofizacji wód w nizinym zbiorniku zaporowym, przez zintegrowanie metod inżynierii sanitarnej z tworzeniem rozlewisk i podmokłości oraz bogatych wodno – lądowych stref ekotonowych w górnych odcinkach dolin rzek (Zalewski i in. 1997).

Wpływ wilgotności i żyzności siedlisk na różnorodność biologiczną i warunki funkcjonowania biocenoz wodnych można szczególnie wyraźnie prześledzić analizując profile roślinności brzegowej jezior. Z punktu widzenia związków jeziora z krajobrazem, przywodne siedliska podmokłe mają przede wszystkim znaczenie jako biofiltr usuwający zanieczyszczenia spływające do wód ze zlewni. Np. badania przeprowadzone przez Kłosowskiego i Tomaszewicza nad procesami migracji fosforu w strefie przywodnej na Pojezierzu Suwalskim, wykazały 80% spadek jego zawartości po przejściu przez 20 metrowy odcinek strefy podmokłej, oddzielającej jezioro od pól uprawnych (Kłosowski, Tomaszewicz 1996).

Analiza interakcji związków między osiągnięciami hydrobiologii a innymi dyscyplinami wiedzy – głównie hydrografii (interakcje zlewnia – ekosystem rzeczny) przyczyniła się m.in. do powstania teorii *river continuum* (Vonnote i in. 1980). Uzyskane w ten sposób dane o strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów lotycznych, oprócz często teoretycznego znaczenia, mogą być wykorzystane do opracowania kompleksowej ochrony wód płynących. Należy jednak pamiętać, że wyidealizowana „ciągłość” ekosystemu rzecznoego jest w praktyce istotnie zmieniana przez dopływy rzeki, lokalne zróżnicowanie morfologiczne i siedliskowe oraz oddziaływania antropogeniczne, a otwarty obieg nutrientów w którym zamknięcie cyklu nie odbywa się w tym samym miejscu, lecz zostaje przesunięte poniżej, może być silnie zakłócony (zgodnie z teorią *spiralingu biogenów* Webstera, 1975). W konsekwencji zanieczyszczenia wód i antropogeniczne przekształcenia ich dolin, zaburzają lub wręcz niweczą ich funkcjonowanie jako głównych korytarzy ekologicznych (Cieślak 1983, Chmielewski 2001b).

Szczególną rolę w strukturze i funkcjonowaniu krajobrazowych układów poliekosystemowych odgrywają ekotony, zwłaszcza ekotony woda - ląd. Strefy te odznaczają się zazwyczaj podwyższoną różnorodnością biologiczną oraz wysoką dynamiką przepływu materii, energii i informacji, a od ich charakteru w dużym stopniu zależy funkcjonowanie całej fizjocenozy. Często uważane są one za biofiltry dla spływających ze zlewni zanieczyszczeń. Jednak badania obiegu fosforu w litoralu jezior Inulec i Majecz Wielki wykazały, iż szuwar trzcinowy nie stanowi skutecznej bariery dla spływu fosforu ze zlewni, a jego rola polega raczej na przesuwaniu w czasie „fali fosforu”, który akumulowany w roślinach z początkiem następnego sezonu wegetacyjnego jest później uwalniany do wody drogą wymywania z żywych i rozkładających się roślin (Kufel 1991).

Przedstawiony przegląd wybranych modeli ekosystemów i krajobrazów hydrogenicznych wskazuje, że każdy model jest do pewnego stopnia uproszczoną interpretacją określonej grupy zjawisk i zależności występujących w przyrodzie. Modelowanie upraszcza wprawdzie obraz rzeczywisty, ale jednocześnie uwypukla wiodące cechy i mechanizmy. Dopiero konfrontacja i zintegrowana analiza wielu różnych modeli, może prowadzić do formułowania generalnego obrazu funkcjonowaniu przyrodniczych układów krajobrazowych. Na tej podstawie mogą zostać z kolei wysunięte propozycje organizacji systemu zarządzania zasobami przyrody oraz zastosowania metod

ich aktywnej ochrony, które pozwoliłyby jak najdłużej zachować unikatowe walory i funkcje krajobrazów hydrogeniczych.

Próba syntezy

Analiza bardzo bogatego dorobku naukowego w dziedzinie modelowania struktury i funkcjonowania przestrzeni przyrodniczej, ze szczególnym uwzględnieniem ekosystemów wodnych i mokradłowych, wskazuje na istnienie szeregu prawidłowości, które układają się w logiczną całość, mogącą przyczynić się do sformułowania ogólnej teorii ekologii krajobrazów hydrogeniczych. Te podstawowe prawidłowości można ująć w 10 następujących punktach (a-j):

- a) System zasilania hydrologicznego różnicuje zlewnie powierzchniowe krajobrazów pojeziernych na 3 typy:
- zlewnie autonomiczne, zasilane tylko opadami atmosferycznymi i wodami własnymi
 - zlewnie semiautonomiczne, o dominacji zasilania własnego, z nieznacznym, uzupełniającym napływem wód obcych (ze zlewni sąsiednich)
 - zlewnie podporządkowane, o dominacji zasilania zewnętrznego.
- b) System odpływu wód różnicuje zlewnie powierzchniowe krajobrazów pojeziernych na 4 typy:
- zlewnie bezodpływowe (akumulacyjne)
 - zlewnie słabo przepływowe (akumulacyjno – tranzytowe)
 - zlewnie przepływowe (tranzytowe)
 - zlewnie odpływowe (zasilające)
- c) Ukształtowanie powierzchni, spistość, przepuszczalność i żyzność podłoża oraz charakter pokrycia terenu wpływa na intensywność spływów powierzchniowych wód, materiału erozyjnego i związków chemicznych, a tym samym różnicuje zlewnie na układy:

- stabilizujące
- dynamizujące

funkcjonowanie ekosystemów wodnych

d) Różnorodność typologiczna, rozciągłość terytorialna i kompozycja przestrzenna geokompleksów w zlewni oraz system relacyjny między nimi, ma istotny wpływ na dynamikę i złożoność procesów geochemicznych. W poszczególnych częściach zlewni możemy mieć wówczas do czynienia z układami:

- katenalnymi
- labiryntowymi
- barierowymi,

co z kolei zasadniczo rzutuje na warunki funkcjonowania biocenoz zlewniowych.

e) Suma czynników wymienionych w punktach a-d sprawia, że zlewnia jako całość, a także wchodzące w jej skład poszczególne podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne, mogą mieć charakter struktur:

- zasilających otoczenie (sąsiednie ppjp lub zlewnie) w: wodę, biogeny, materię nieorganiczną, materię organiczną, organizmy żywe
- zasilanych przez otoczenie
- przesyłających materię, energię i informację z jednej struktury do drugiej.

f) Nie przekształcone antropogenicznie jeziora, torfowiska i lasy pełnią w strukturze funkcjonalno – przestrzennej zlewni rolę biofiltrów zanieczyszczeń i stabilizatorów stosunków ekologicznych. Np. słabo przepływowe ekosystemy jeziorne akumulują znaczną część napływających do nich biogenów i innych związków tak, że wody ciekłu wypływającego są mniej zeutrofizowane od wód ciekłu wpływającego do jeziora, lecz często bardzo szybko podlegają powtórnemu zanieczyszczeniu wskutek drenującej funkcji ciekłu (Pawłowski, red. 1990). Strefą najefektywniejszej redukcji zanieczyszczeń jest rejon ujścia rzeki do jeziora i mieszania się wód płynących i stojących (Kufel 1996). Dostawcami największej puli zanieczyszczeń do jeziora są zazwyczaj rzeki (Hillbricht – Ilkowska, Kostrzewska – Szlakowska 1996) oraz rolnicze i rekreacyjne sektory zlewni (Wojciechowski 1976, Kajak 1980). Efektywnym biofiltrem wychwytyującym zanieczyszczenia spływające ze zlewni do wód jeziora są z kolei: strefa litoralowa, przybrzeżne podmokłości oraz przywodne zadrzewienia (Traczyk 1985, Ryszkowski, Bartoszewicz 1989, Kłosowski, Tomaszewicz 1996, Weller i in. 1996). Ponadto

g) torfowiska wysokie i przejściowe o aktywnym procesie torfotwórczym oraz ekosystemy borowe oddziałują deeutrofizująco na wody powierzchniowe (Wojciechowski 1976, Hillbricht – Ilkowska 1990, Radwan, Chmielewski 1996).

h) Stopień oddziaływania zlewni bezpośredniej, z której trafia do jeziora ładunek materii zależy od wielkości zlewni określanej przez współczynniki jeziorności i od cech fizjograficznych zlewni charakteryzowanych jako:

- procentowy udział obszarów bezodpływowych w ogólnej powierzchni zlewni
- średni spadek zlewni
- gęstość sieci rzecznej
- przepuszczalność gruntów
- sposób użytkowania terenu.

Z kolei podatność jeziora na wpływy ze zlewni zależy przede wszystkim od takich czynników, jak:

- średnia głębokość jeziora
- iloraz pojemności jeziora i długość jego linii brzegowej
- procent stratyfikacji wód, tj. procentowy udział warstwy meta – i hypolimnionu w całej masie wody
- iloraz powierzchni dna leżącego w zasięgu epilimnionu i pojemności epilimnionu
- średnia roczna intensywność wymiany wody w jeziorze, czyli iloraz odpływu rocznego i pojemności jeziora
- współczynnik Schindlera, czyli iloraz powierzchni przyjmującej zanieczyszczenie i ilości wody rozcieńczającej je (Bajkiewicz – Grabowska 1987, 1999).

Uogólniając – jeziora duże i głębokie, położone w stosunkowo niewielkich, mało zróżnicowanych hipsometrycznie, zalesionych zlewniach, wykazują najczęściej znacznie większą stabilność cech fizykochemicznych i biocenotycznych od jezior małych, płytkich, położonych w rozległych zlewniach o dominacji rolniczego użytkowania ziemi.

i) Ekosystemy jeziorne reagują na presje zewnętrzne w sposób bardzo zróżnicowany. Ponieważ przyroda jest niepowtarzalna w każdym miejscu krajobrazu (Pawlikowski 1932) i nigdzie nie ma dwóch identycznych ekosystemów (Andrzejewski 2001), reakcje (zmiany strukturalne i funkcjonalne) każdego ekosystemu będą miały charakter indywidualny, choć utrzymujący się w ramach określonego przedziału parametrów.

Badania wykazują, że w ekosystemach jeziornych efekty oddziaływań zewnętrznych najpierw odnotowywane są w postaci zmian cech fizykochemicznych wód. Biocenozy jeziorne reagują na presje zewnętrzne z pewnym opóźnieniem, liczącym w odniesieniu do niektórych grup organizmów (np. tzw. wskaźnikowych gatunków zooplanktonu) niekiedy nawet kilka lat (Pawłowski, red. 1990, Radwan, Chmielewski 1997).

Reakcje ekosystemów jeziornych nie mają charakteru zmian ciągłych (liniowych), lecz wydają się wskazywać na istnienie swoistych modułów reagowania (dyskrecji funkcjonalnej). Po przekroczeniu pewnego progu zmian warunków fizykochemicznych (przełamaniu buforu hydrochemicznego, wysyceniu pojemności związków helatujących itp.), następuje zmiana struktury określonych populacji lub całych grup biocenotycznych, a w ślad za tym – łańcuchowa zmiana cech całego ekosystemu. Badania przeprowadzone na Pojezierzu Łęczyńsko – Włodawskim wskazują na możliwość istnienia kilku (przynajmniej 2) poziomów takiego reagowania ekosystemów jeziornych (Chmielewski i in. 1997). Obraz ten koresponduje m.in. z analogicznymi obserwacjami dotyczącymi ekologii roślin lądowych (Czarnowski 1978) oraz ogólną koncepcją autarkii ekosystemów i ich dążenia do stanu homeostazy (Trojan 1980).

j) Ogólny obraz zależności występujących między zmianami w sposobie zagospodarowania zlewni, a procesami ekologicznymi zachodzącymi w jeziorach można – na podstawie badań przeprowadzonych na Pojezierzu Łęczyńsko – Włodawskim – przedstawić następująco:

- Osuszenie zlewni wiąże się zwykle ze wzrostem intensywności jej rolniczego użytkowania, ze wzrostem trofii wód rzek i jezior oraz ze zmniejszeniem ich różnorodności biologicznej.
- Wzrost lesistości zlewni jest ujemnie skorelowany z procesami eutrofizacji wód (zwłaszcza w przypadku wzrostu udziału zbiorowisk borowych) i ujemnie skorelowany z nasileniem użytkowania rolniczego. Jednocześnie jest on pozytywnie skorelowany z procesami osuszania bagien i torfowisk w zlewni.
- Bogactwo (liczba gatunków) biocenoz jeziornych jest zazwyczaj największe w jeziorach dużych, słabo lub umiarkowanie zeutrofizowanych, poddanych małym presjom antropogenicznym ze zlewni,

co zazwyczaj oznacza zlewnie z nieznacznym udziałem agrocenoz i zabudowy, o niewielkiej lub umiarkowanej skali przekształceń stosunków wodnych (Chmielewski i in. 1997).

k) Jeśli presje antropogeniczne ustają, systemy ekologiczne jeziora i jego zlewni podlegają procesom renaturalizacji. Procesy te są coraz częściej aktywnie przyspieszane przez człowieka, w wyniku realizacji specjalistycznych programów czynnej ochrony ekosystemów wodno – torfowiskowych (Wali red. 1992, Chmielewski i in., red. 1996, Hammer 1996, Harris i in. 1996, Kucharczyk, red. 1999, Michalczyk, red. 2000).

Tempo i kierunek renaturalizacji zależy od.:

– charakteru przekształconych ekosystemów

– rodzaju i skali antropogenicznego przekształcenia ekosystemów

– czasu, w jakim układ ekologiczny pozostawał w stanie przekształcenia

– zastosowanych przez człowieka metod i technik przyspieszających renaturalizację

– przyrodniczego charakteru oraz sposobu użytkowania terenów otaczających obszar podlegający renaturalizacji (Chmielewski 2000).

Modele procesów renaturalizacyjnych zachodzących samorzutnie, lub inicjowanych przez człowieka w krajobrazach pojeziernych nie zostały jeszcze opracowane, z uwagi na zbyt szczupły zakres zebranych danych empirycznych.

Problems with modeling of hydrogenic landscape spatial structure and function

Summary

The growing scale of anthropogenic transformations of natural environment causes a rapid loss of ecological space resources as well as degradation of its natural values. That is the reason why the structure and functioning of ecological space are the subject of constantly increasing number of scientific research. It is particularly important in the case of hydrogenic landscapes, according to its key role in biodiversity and landscape connectivity.

Among numerous elaborated models of hydrogenic landscapes, in this publication are presented:

- hierarchical organization of spatial ecological units concept,
- the model of trophic diversification of landscape
- the zone – belt - knot model
- basin ecohydrological concept
- the model of landscape boundaries network
- the river continuum concept.

On the basis of integrated interpretation of these concepts and models, the outline of the theory of hydrogenic landscapes ecology is presented.

Literatura

- Andrzejewski R. 2001. Kształtowanie systemu ekologicznego gminy (w: Fetkowski A., red. – W trosce o Ziemię). Redakcja Wydawnictwa KUL, Lublin: 157-170.
- Bajkiewicz - Grabowska E. 1985. Struktura fizycznogeograficzna zlewni, jako podstawowa ocena dostawy materii biogennej do jezior. *Prace i Studia Instytutu Geografii UW*, 7: 65-89.
- Bajkiewicz - Grabowska E. 1987. Ocena naturalnej podatności jezior na degradację i roli zlewni w tym procesie. *Wiad. Ekol.* 33: 279-290.
- Bajkiewicz - Grabowska E. 1999. Struktura fizycznogeograficzna układu krajobrazowego zlewni-jezioro i jej wpływ na tempo naturalnej eutrofizacji jezior (w: Zdanowski B., Kamiński M., Martyniak A., red. *Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych*). Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn: 77-84.
- Chmielewski T. J. 1986. Analiza stosunków ekologicznych jako wstępny etap planowania zagospodarowania przestrzennego parków krajobrazowych. *Człowiek i Środowisko*, 3: 25-49.
- Chmielewski T. J. 1988. O strefowo – pasmowo - węzłowej strukturze układów ponadekosystemowych. *Wiadomości Eologiczne*. 34, 2: 165-185.
- Chmielewski T. J. 1990. Parki krajobrazowe w Polsce: metody delimitacji i zasady zagospodarowania przestrzennego. CPBP 04. 10, t. 59: 1-228, SGGW-AR Warszawa: ss. 228.

- Chmielewski T. J. 1992. Próba modelowania funkcjonowania fizjocenozy, jako dynamicznego układu poliekosystemowego [W:] T. J. Chmielewski, A. Richling, K. H. Wojciechowski (red.) *Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu*. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Lubelskie Towarzystwo Naukowe; Lublin: 25 – 38.
- Chmielewski T. J., Olenderek H., Sielewicz B. 1996. Fotointerpretacyjna analiza retrospektywna zmian struktury ekologicznej Kampinoskiego Parku Narodowego w ostatnim 40 - leciu, (w: Kistowski M. red. – *Badania ekologiczno - krajobrazowe na obszarach chronionych*). Problemy ekologii krajobrazu, t. 2. Uniwersytet Gdański, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, Gdańsk, 125-129.
- Chmielewski T. J., Radwan S., Sielewicz B. 1997. Changes in ecological relationships in a group of eight shallow lakes in the Polesie Lubelskie region (eastern Poland) over forty years. *Hydrobiologia* (Belgium), 342/343: 285 – 295.
- Chmielewski T. J., Solon J. 1996. Podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne Kampinoskiego Parku Narodowego: Zasady wyróżniania i kierunki ochrony [W:] M. Kistowski (red.) *Badania ekologiczno – krajobrazowe na obszarach chronionych*. Uniwersytet Gdański, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu; Gdańsk: 130 – 142.
- Chmielewski T. J., Maciąg-Zasadna J. 1998. Zmiany sieci ekotonów i innych stref granicznych w krajobrazach zlewni 12 jezior Polesia Lubelskiego w latach 1952 - 1992. (w: Radwan S., red. – *Ekotony słodkowodne: struktura, rodzaje, funkcjonowanie*). Wyd. UMCS, Lublin: 105-116.
- Chmielewski T. J. (red.) 2000. Międzynarodowy Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie”: projekt harmonizacji przyrody i kultury. Poleski Park Narodowy, Wojewoda Lubelski; Lublin: ss. 120.
- Chmielewski T. J. 2001a. Pojezierze Łęczyńsko – Włodawskie: Przekształcenia struktury ekologicznej krajobrazu i uwarunkowania zagospodarowania przestrzennego. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, vol. 4; Lublin: ss.146.
- Chmielewski T. J. 2001a. System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę. *Politechnika Lubelska, Lublin*, t. 1: ss. 294.
- Chmielewski T. J. 2001b. System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę. *Politechnika Lubelska, Lublin*, t. 2: ss. 143.
- Chmielewski T. J. (red.) 2002. Plan ochrony Sobiborskiego Parku Krajobrazowego. Zarząd Chełmskich Parków Krajobrazowych; Chełm; mat. niepubl. ss. 311, 9 map 1: 25 000.
- Chmielewski T. J., Chmielewski Sz., Ostrowska H. 2003. Wdrażanie zasad zrównoważonego rozwoju na obszarze Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie”. [W:] Z. Ciećko (red.) *Inżynierskie, przyrodnicze i ekonomiczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju*. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, vol. 17; Lublin: 133-148.
- Cieślak M. 1983. Bariery ekologiczne (w: Gacka - Grzesikiewicz E., red. *Sobiborski Park Krajobrazowy*). IKŚ Warszawa: 84-90.
- Czarnowski M. S. 1978. *Zarys ekologii roślin lądowych*. PWN Warszawa: ss. 358.
- Dąbrowska - Prot E., Hillbricht – Ilkowska A. 1992. Ekologiczne problemy krajobrazu pojeziernego (Polska północno - wschodnia) (w: Ryszkowski L., Bałazy S., red 1992. *Wybrane problemy ekologii krajobrazu*). Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań: ss. 210.
- Dąbrowska - Prot E., Łuczak J. red. 1995. *Problemy ekologii krajobrazu pojeziernego Polski północno - wschodniej*. *Zaszyty Naukowe KN „Człowiek i Środowisko” PAN*, t. 12. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: ss. 231.
- Dynowska J. 1971. Typy reżimów rzecznych w Polsce. *Zesz. Nauk. Uniwersytetu Jagiellońskiego*, Kraków 250 (18), *Prace Geograficzne* 28: ss.155.
- Flejtuch T. 1992. Przegląd osiągnięć i problemów związanych z rozwojem teorii river continuum. (w: Chmielewski T. J., Richlig A., Wojciechowski K. H. red. – *Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu*, *Ogólnopolska Konferencja Naukowa*. Lublin 1992: 63-60.
- Hakanson L. 1995. Models to predict lake annual mean total phosphorus. *J. Aquatic Ecos. Health*. 4: 25-58.
- Hakanson L. 1997. Determination of luster, functional groups and variants among lasek and catchment area variability. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 82: 247-275.
- Hammer D. A. (red.) 1996. *Creating Fershwater Wetlands*. Levis Publishers; Boca Raton – New York – London – Tokyo: 406 pp.
- Hansen A. J., di Castri F., red. 1992. *Landscape boundaries*. *Ekological Studiem*. Springer – Verlag, 92: 348 pp.

- Hansson L., Fahring L., Merriam G., red. 1995. Mosaic landscape and ecological processes. Chapman and Hall, London – Glasgow – Weinheim – New York – Tokio – Melbourne – Madras: 348 pp.
- Harris J. A., Birch P., Palmer J. 1996. Land restoration and reclamation. Principles and practice. Longan Ltd., Harlow, UK: 230 pp.
- Hillbricht - Ilkowska A. 1990. Factors responsible for retarding the eutrophication rate of some mesotrophic lowland lasek In NE Poland. *Hydrobiologia*, Belgium, 75: 445-459.
- Hillbricht - Ilkowska A., Wiśniewski R. 1994. Jeziora Suwalskiego Parku Krajobrazowego: związki z krajobrazem, stan eutrofizacji i kierunki ochrony. KN „Człowiek o Środowisko” PAN, Nr 7, Ossolineum, Wrocław – Warszawa – Kraków, 7: ss. 282.
- Hillbricht - Ilkowska A., Ryszkowski L., Spharpley A. N. 1995. Phosphorus transfer and lanscape structure: riparian site and diversified land use pattern (w: Giessen H., red. – Phosphorus In the globar environment: transfer, cycles and managment). UNEP/SCO – PE, John Wiley&Sons: 201-228.
- Hilbricht - Ilkowska A., Kostrzewska - Szlakowska J. 1996. Ocena ładunku fosforu i stan zagrożenia jezior rzeki Krutyni (Pojezierze Mazurskie) oraz zależności pomiędzy ładunkiem, a stężeniem fosforu w jeziorach (w: Hilbricht - Ilkowska A., Wiśniewski R. J. red. 1996 – Funkcjonowanie systemów rzeczno-jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia) Zeszyty Naukowe KN „Człowiek i Środowisko” PAN, Nr. 13. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 97-123.
- Hilbricht - Ilkowska A., Wiśniewski R. J. red. 1996. Funkcjonowanie systemów rzeczno-jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia) Zeszyty Naukowe KN „Człowiek i Środowisko” PAN, Nr. 13. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: ss. 461.
- Kajak Z. 2001. *Hydrobiologia – limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Wyd. PWN, ss.360.
- Kłosowski S., Tomaszewicz H. 1996. Zbiorowiska roślinności brzegowej systemu rzeczno-jeziornego rzeki Krutyni (w: Hilbricht - Ilkowska A., Wiśniewski R. J. red. 1996 – Funkcjonowanie systemów rzeczno - jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia) Zeszyty Naukowe KN „Człowiek i Środowisko” PAN, Nr. 13. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 345-376.
- Kornijów R. 1996. Krajobrazowe i morfometryczne uwarunkowania podatności dymiktycznych jezior Polesia na degradację oraz wskazania dotyczące ich racjonalnego użytkowania i ochrony (w: Radwan S., red. 1996 – Funkcjonowanie ekosystemów wodno - błotnych w obszarach chronionych Polesia). Wyd. UMCS, Lublin: 73-78.
- Kucharczyk M. red. 1999. *Problemy ochrony i denaturalizacji dolin dużych rzek Europy*. Wyd. UMCS Lublin: 1-235.
- Kufel L. 1996. Procesy sedymentacji fosforu w strefie ujściowej do jeziora (w: Hilbricht - Ilkowska A., Wiśniewski R. J. red. 1996 – Funkcjonowanie systemów rzeczno - jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia) Zeszyty Naukowe KN „Człowiek i Środowisko” PAN, Nr. 13. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 237-244.
- Kufel L. 1991. Watershed nutrient loading to lakes in Krutynia system, Masurian Lakeland Poland. *Ekol. Pol.* 38: 323-336.
- Löw J. 1985. Territorial system sof landscape stability. International Symposium on the Problem sof the Landscape Ecological Research. Pezinok, CSSR, vol. 2: 108-116.
- Michalczyk Z. red. 2000. *Renaturyzacja obiektów przyrodniczych: aspekty ekologiczne i gospodarcze*. Wyd. UMCS, Lublin: ss. 290.
- Nicholas A. P., Halling D. E. 1995. Modelling Contemporary Overbank Sedimentation on Floodplanis: Some Preliminary Results (w: Hickin E. J. red. – River Geomorphology). Willey, Chichester, UK: 87-112.
- Ozga - Zielińska M., Brzeziński J. 1994. *Hydrobiologia stosowana*. PWN Warszawa: ss. 324.
- O’Neil R. V., De Angelis D. L., Walde J. B., Allen T. F. H. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press, Princeton: 231 pp.
- Paszczyk J., Turczyński M. 2001. *Dynamika obiegu materii i wody w zlewni jeziora Rogoźno*. Wyd. UMK Toruń. ss. 87.
- Pawlikowski J. G. 1932. Rzut oka na historię ochrony przyrody, jej znaczenie i sposoby realizacji (w: Szafer W. red. – Skarby przyrody i ich ochrona). Wyd. Państwowej Rady Ochrony Przyrody, Warszawa: 6-22.

- Pawłowski L. red. 1990. Drogi przemieszczania się zanieczyszczeń w krajobrazie. Synteza. CPBP 04. 10, t. 32. SGGW-AR Warszawa, Politechnika Lubelska, Lublin: ss.118.
- Perelman A. J. 1971. Geochemia krajobrazu. PWN Warszawa: ss. 271.
- Pickup G., Higgins R. J., Grant J. 1983. Modelling sediment transports as a moving waste – the transfer and deposition of mining waste. *J. Hydrol.* 60: 111-124.
- Pieczynska E. 1993. Strefa litoralu a eutrofizacja jezior, ich ochrona i rekultywacja. *Wiad. Ekol.* 39, 139-162.
- Radwan S. (red.) 1996. Funkcjonowanie ekosystemów wodno – błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wydawnictwo UMCS, Lublin: ss. 152.
- Radwan S. red. 1998. Ekotony słodkowodne: struktura, rodzaje, funkcjonowanie. Wyd. UMCS, Lublin: ss. 284.
- Radwan S. red. 1999. Plan ochrony Poleskiego Parku Narodowego. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska. Warszawa. Mat. Niepubl.: ss. 566.
- Radwan S., Chmielewski T. J. 1997. Ekologiczna degradacja ekosystemów wodnych Pojezierza Łęczyńskiego – Włodawskiego [W:] Puszkarski T. (red.) Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna. Wydawnictwo UMCS, Lublin: 363 – 370.
- Radwan S., Gliński J., Geodecki M., Rozmus M. (red.) 2002. Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. *Acta Agrophysica* No 66. Instytut Agrofizyki PAN, Lublin: ss. 324.
- Richling A. 1999. On the Universal Natura Areal Unit (w: Moss M. R., Milne R. J. red., Landscape Synthesis: Concepts and Applications. IALE. University of Guelph, Ontario, Kanada: University of Warsaw, Poland: 67-81.
- Richling A., Ostaszewska K. 1993. Czy istnieje uniwersalna przyrodnicza jednostka przestrzenna? *Przegląd Geograficzny* 54, 1-2: 59-73.
- Richling A., Solon J. 1996. Ekologia krajobrazu. PWN Warszawa: 1 – 319.
- Ryszkowski L., Bartoszewicz A. 1989. Impact of agricultural landscape structure on cycling of inorganic nutrients (w: Clark M., Bergstrom L., red. – Ecology of arable land). The Hague: 241-246.
- Sobczyńska U. red. 1997. Hydrologia dynamiczna. PWN Warszawa: ss. 410.
- Szulcewska B., Kaftan J., red. 1996. Kształtowanie systemu przyrodniczego miasta. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa: ss. 72.
- Traczyk T. 1985. The role of plant subsystem in master flow in the agricultural landscape. *Pol. Ecol. Stud.* 11: 445-466.
- Trojan P. 1980. Homeostaza ekosystemów. Wszechnica PAN, Ossolineum; Wrocław – Warszawa – Kraków – Gdańsk: ss.149.
- Uchmański J., Szeligowicz W. 1988. Empirical model of prediction water quality as applied to the data on lakes of Poland. *Ekol. Pol.*, 36: 285-316.
- Vannote R. L., Minshall J. B., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.*, 37, 130-137.
- Vollenweider R. A. 1976. Advances in defining critical loading level for phosphorus in lakes eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Dott. Marco Marchi*, 33: 53-83.
- Vollenweider R. A. 1989. Global problem of eutrophication and its control. *Symp. Biol. Hung.* 38: 19-41.
- Wali M. K. red. 1992. Ecosystems rehabilitation. VOL. 2. Ecosystem analysis and synthesis. SPB Academic Publishing BV, The Hague The Netherlands: 1-388.
- Weller C. M., Watzin M. C., Wang D. 1996. Role of wetlands in reducing phosphorus loading to surface water in eight watersheds in the Lake Champlain Basin. *Environmental Management* 20: 731-739.
- Widacki W. 1989. System relacyjny środowiska przyrodniczego Beskidów na przykładzie zlewni potoku Jaszczurowa w Beskidzie Małym. Uniwersytet Jagielloński, Rozprawy Habilitacyjne Nr 162, Kraków: ss. 193.
- Webster J.R., Waide J. B., Patten B. C. 1975. Nutrient cycling and stability of ecosystems. In: Mineral cycling in southeastern ecosystems. ERDA Symp. Ser. Conf – 740513, NTIS, Springfield, 1-27.

- Wojciechowski I. 1976. Influence of the drainage basin in the eutrophication of the a - mesotrophic Lake Piaseczno and diseutrophication of the pond Lake Bikcze. *Acta Hydrobiolog.* 18: 23-52.
- Zalewski, M., Janauer, G. A. & Jolankai, G. 1997. Ecohydrology. A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. UNESCO IHP Technical Document in Hydrology No. 7. IHP-V Projects 2.3/2.4, UNESCO Paris, 58 pp.
- Zalewski, M. 2000. Ecohydrology the scientific background to use ecosystem properties as management tool toward sustainability of freshwater resources. Guest editorial *Ecological Engineering* 16: 1-8.
- Zdanowski Z., Kamiński M., Martyniak A. (red.) 1999. *Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych*. Instytut Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn: ss. 562.

**Katedra Hydrobiologii i Ictiobiologii,
Pracownia Ochrony Przyrody i Ekologii Krajobrazu
Akademia Rolnicza
ul. Dobrzańskiego37, 20 - 262 Lublin
e-mail: t.chmielewski@pollub.pl , tomasz.mieczan@ar.lublin.pl , mkukuryk@poczta.onet.pl,
marcin.kolejko@ar.lublin.pl**