

KRAŻENIE MATERII W AGROCENOZACH

Lech Ryszkowski

Instytut Ekologii PAN, Turew

WSTĘP

Zarówno w Polsce, jak i na świecie, poświęcono znacznie mniej uwagi ekologicznym badaniom ekosystemów pól uprawnych (agrocenoz) niż innym ekosystemom. Stan ten jest wynikiem tendencji do badań naturalnych ekosystemów w celu poznania różnorodnych ekologicznych zależności w sytuacjach „nie odkształconych” przez ingerencję człowieka. Z drugiej strony dopiero niedawno opracowano metody całościowej analizy funkcjonalnej ekosystemów (badania przepływu energii i krążenia materii) w wyniku realizacji Międzynarodowego Programu Biologicznego. Stworzyło to podstawę do całościowego ujęcia agrocenoz wraz z możliwością zrelacjonowania względem siebie różnorodnych fizykochemicznych i biologicznych procesów.

Celem badań energetycznych jest wykrycie praw kierujących obiegiem materii. Każda zmiana określonego systemu materialnego związana jest z przemianami energetycznymi. W historycznym rozwoju termodynamiki uwaga badaczy była początkowo zwrócona na określanie prawidłowości samych przemian energetycznych (np. przekształcanie jednych form energii w inne), a dopiero w końcu ubiegłego stulecia zaczęto stosować prawa energetyki do wyjaśniania zmian badanych fizycznych układów. Na początku obecnego stulecia energetyka została zastosowana do wyjaśniania przebiegu reakcji chemicznych, a jeszcze później do zrozumienia dynamiki reakcji biochemicznych. W ekologii zastosowanie energetyki do badań ekosystemów nastąpiło dopiero w drugiej połowie XX w. w wyniku realizacji tej części Międzynarodowego Programu Biologicznego, która poświęcona była badaniom produktywności ekosystemów. Nic więc dziwnego, że ekologowie znajdują się na wstępnym etapie badań, wyrażającym się w opisach głównie przemian energetycznych zachodzących w ekosystemach.

W jeszcze mniejszym stopniu zaawansowane są ekologiczne badania krążenia materii. Obecnie posiadane informacje na ten temat są w dużym stopniu wynikiem badań geochemicznych, a zwłaszcza badań geochemicznej roli biosfery, rozpoczętych w latach dwudziestych obecnego stulecia przez Wernadskiego. Wiele cennych informacji uzyskano również dzięki użyciu radioizotopów.

Połączenie tych dwóch kierunków badawczych, tzn. badań przepływu energii i krążenia materii powinno przyczynić się do wyjaśnienia dynamiki obiegu materii w ekosystemach. Będzie to nowy etap analizy ekosystemów wyrastający z dotychczasowych badań ekologicznej produktywności.

W związku z intensyfikacją rolnictwa, prowadzonych jest wiele badań związanych z uprawą roli, nawożeniem, gospodarką wodną, stosowaniem chemicznych środków walki ze szkodnikami roślin itp. Jednocześnie wraz z rozwojem przemysłu i aglomeracji miejskich konieczne staje się rozwiązanie różnorodnych problemów zanieczyszczeń środowiska, dających się zarejestrować w coraz większym stopniu na całym obszarze kraju, a tym samym i agrocenoz. We wszystkich tych zjawiskach zasadnicze znaczenie ma określenie przyrostów, tempa rozchodzenia się, stopnia retencji i szybkości strat określonych substancji w badanych ekosystemach. Ogólną teoretyczną podstawę dla tych zjawisk stanowią prawidłowości przepływu energii i krążenia materii. Pozwalają one nie tylko na wzajemne powiązanie wielu różnorodnych wyników szczegółowych badań, ale również dają podstawę do szybszego rozwiązywania nowo powstających zagadnień związanych z ochroną krajobrazu. Takie całościowe podejście do ekosystemów odzwierciedla zmianę zakresu badań ekologii i badań zależności pomiędzy organizmami lub ich zespołami a środowiskiem na badania ekonomiki natury.

TENDENCJE PRZEMIAN AGROCENOZ

Charakterystykę ekosystemów pól uprawnych można określić w sposób następujący [48] :

1. Są to ekosystemy utrzymywane przez człowieka we wczesnych stadiach sukcesyjnych, dzięki czemu straty energetyczne związane z respiracją organizmów w stosunku do wytworzonej biomasy są małe. Agrocenozy z punktu widzenia produkcji biomasy są bardzo wydajnymi układami. Przeprowadzone ostatnio przez Zakład Agroekologii Instytutu Ekologii PAN w Turwi badania wykazały, że stosunek całkowitej produkcji pierwotnej netto uprawy żyta lub ziemniaka przewyższa dwa razy straty energetyczne związane z respiracją całego systemu. Dla porównania stosunek ten wynosi 1,2 dla boru mieszanego w późnych stadiach sukcesji [57].

2. Pod względem komplikacji struktury, agrocenozy są względnie prostymi układami ekologicznymi. Daleko idące uproszczenie struktury szaty roślinnej decyduje o tym, że wszelkie zwrotne oddziaływania agrocenoz na klimat, reżim wodny itp. są niewielkie w porównaniu np. z lasem. Wiele prac wykazało również spadek różnorodności gatunkowej zwierząt występujących na uprawach w porównaniu do nieuprawianych terenów [5, 37, 51].

3. Cykle krążenia materii są mniej zamknięte, niż w przypadku bardziej zróżnicowanych ekosystemów. Na przykład stopień wymywania różnych związków chemicznych do wód zlewni jest większy z obszarów pól uprawnych, niż miałyby to miejsce gdyby teren ten był pokryty lasami [53].

W celu głębszego zrozumienia sytuacji ekologicznej agrocenoz należy uwzględnić rysujące się tendencje rozwoju rolnictwa.

Wysiłki w celu podniesienia produkcji rolnej realizowane są poprzez:

1. Wytworzenie nowych wysokoproduktywnych odmian roślin uprawnych. Odmiany te są następnie rozprowadzane na duże obszary, co przyczynia się do znacznego genetycznego ujednoczenia materiału uprawowego [6, 54]. Dobór wysokoproduktywnych odmian nie zawsze jest związany z jednoczesnym doбором cech odporności na różnego rodzaju czynniki patogenne. Leppik [30] wykazał, że największa liczba czynników (genów) odporności na choroby występuje wśród wyjściowych populacji na obszarach, gdzie rośliny jak i patogeny współwystępowały przez długi okres czasu.

2. Dążność do upraw monokulturowych na dużych arealach gospodarstw rolnych. Uzyskane zostaje ujednoczenie nie tylko uprawianych roślin, ale i zabiegów agrotechnicznych, co pozwala na znaczną specjalizację produkcyjną gospodarstw. Tendencja ta wraz z ujednoczeniem genetycznym odmiany uprawianej może doprowadzić do masowych pojawów szkodników na dużych obszarach. Na przykład w 1970 r. około 90% monokulturowych upraw kukurydzy w USA wywodziło się ze wspólnego źródła genetycznego. Nic więc dziwnego, że pojaw *Helminthosporium maydis* (odmiana T) przyczynił się do znacznych strat [3].

3. Wzrost nawożenia mineralnego. Z ekologicznego punktu widzenia efekty nawożenia mineralnego określone są przez zasadę tolerancji V. Shelforda. Zasada ta głosi, że zarówno niedobór, jak i nadmiar (w sensie ilościowym jak i jakościowym) określonego czynnika poza granicami tolerancji organizmu oddziałuje negatywnie. Zakres granic tolerancji nie jest stały lecz zależy od kompleksowości i kompensacyjności działania czynników. Ponieważ różne organizmy mają niejednakowe granice tolerancji, to dawki nawozów mineralnych stymulujące wzrost jednych gatunków mogą być już szkodliwe dla innych. Wraz ze wzrostem nawożenia od pewnej granicy zaczyna następować uproszczenie składu gatunkowego ekosystemu. Lidtke i Mikołajczyk [32] oraz Stanko-Brodkowa [50] wykazali, że wzrastające nawożenie azotowe doprowadza do uproszczenia składu gatunkowego nizinnych jak i górskich łąk, przy jednoczesnym wzroście ogólnej biomasy. Artembjewa [4] wykazała spadek liczby gatunków *Collembola* i *Acarina* przy intensywnym nawożeniu mineralnym, a także niewielkie zmiany ogólnej liczebności tych dwóch grup fauny glebowej. Inaczej mówiąc, przy intensywnym nawożeniu stwierdzono mniej, ale za to obficiej reprezentowane gatunki. Zarysowana tu tendencja znajduje swój pełny wyraz w ekosystemach gleb słonych, np. sołonczakach, sołodziach aż do skrajnych przypadków gleb typu takyr, gdzie z roślin występują już tylko glony. Ekosystemy te znajdują się pod skrajnie intensywnym działaniem związków mineralnych (np. sól) i mogą być traktowane jako „naturalne modele” sytuacji stwarzanych przez różnego rodzaju emisje przemysłowe.

Prawdopodobnie ważniejsze od upraszczania struktury gatunkowej ekosystemu jest działanie nawozów mineralnych na próchnicę gleby, na tle różnej intensywności

nawożenia organicznego. Zagadnieniu temu poświęcono jednak zbyt mało prac, aby można było wskazać na ogólniejsze prawidłowości ekologiczne.

4. Przeprowadzanie na szeroką skalę regulacji gospodarki wodnej, a w szczególności melioracji gruntów.

Zabiegi te zmierzają do większej stabilizacji reżimu wodnego gleb przez usuwanie stałych lub okresowych nadmiarów wody oraz przez polepszenie jej przepływu w profilu glebowym. Stabilizacja warunków wodnych ma bardzo duże znaczenie, ponieważ sama woda jest ważnym czynnikiem wpływającym na produktywność ekosystemu, a z drugiej strony jest ona nośnikiem wielu substancji. Czasami jednak melioracje doprowadzają do nadmiernego przesuszania, co pogarsza reżim wodny terenu.

5. Nasilające się stosowanie chemicznych środków walki ze szkodnikami. W wyniku różnorodnych współzależności pomiędzy komponentami ekosystemu, stosowanie pestycydów nie przebiega według prostego typu oddziaływań: pestycyd—szkodnik \pm efekty uboczne, ale zgodnie z reakcją: pestycyd—ekosystem, w którym występuje dany szkodnik. Pestycydy oddziałują na zmianę właściwości fizjologicznych, jak i genetycznych organizmów. Wywołane przez nie zmiany liczebności odbijają się pośrednio poprzez procesy przekształcania środowiska, międzygatunkowej konkurencji, zależności troficznych itp. na układach komponentów ekosystemu. Wywołują one uproszczenie struktury troficznej i zróżnicowania gatunkowego. Mogą być czynnikiem zatrzymującym procesy sukcesji ekologicznej, np. herbicydy [36]. Ogólnie mówiąc stosowanie pestycydów prowadzi do uproszczenia ekosystemu.

Przedstawione powyżej ogólne tendencje rozwoju rolnictwa wynikają z konieczności podniesienia produkcji, jak i jej opłacalności ekonomicznej. Osiągnięte rezultaty są duże, o czym mogą świadczyć wyniki tzw. „zielonej rewolucji” czy też znaczna zwyżka plonów osiągnięta w ostatnim dziesięcioleciu w Polsce. Jak napisaliśmy na początku tego rozdziału ekologiczna specyfika agrocenoz polega na tym, że są to ekosystemy sztucznie utrzymywane we wczesnych stadiach sukcesyjnych, nacechowane prostotą struktury, nieznacznymi możliwościami modyfikacji działania czynników klimatycznych, dużą wydajnością produkcji (w sensie energetycznym) oraz otwartymi cyklami krążenia minerałów [48]. Intensyfikacja rolnictwa potęguje te cechy. Podobnie jak i w innych dziedzinach działalności gospodarczej człowieka ekonomicznie opłacalne wysokie i szybkie efekty uzyskiwane są przy uproszczeniu układu. Należy sobie zdawać sprawę co oznaczają powodowane uproszczenia dla funkcjonowania ekosystemu, a będzie można przewidywać i zawczasu przeciwdziałać przynajmniej niektórym niekorzystnym dla ekonomiki człowieka zjawiskom.

Wydajność produkcji biomasy roślin (stosunek produkcji netto do respiracji całego ekosystemu) w dojrzałych, klimaksowych ekosystemach jest niewielka, w porównaniu do wczesnych stadiów sukcesji. W klimaksowych ekosystemach duże straty energetyczne związane są z procesami regulacji, wynikającymi ze znacznej różnorodności komponentów układu, co zapewnia większą stabilność ekosystemu.

W agrocenozach koszty stabilności muszą być ponoszone przez człowieka. Porównując plony ze zużyciem nawozów mineralnych, pestycydów i energii mechanicznej wydatkowanej przy zabiegach agrotechnicznych w Indii, Japonii i USA Odum [37] stwierdził, że podwojeniu plonów odpowiada dziesięciokrotny wzrost nakładów. W Polsce na terenach rolniczych przeciętna ilość ciepła wyzwalanego przez człowieka wynosi 2000 kcal/m^2 w ciągu roku [39]. Choć wielkość ta równa się tylko około $0,25\%$ ciepła całkowitego promieniowania słonecznego dochodzącego do powierzchni gleby, to jednak jest ona większa lub równa rocznej wartości kalorycznej respiracji wszystkich heterotrofów występujących na jednym m^2 upraw [49]. Przytoczone przykłady wskazują, że rola człowieka w agrocenozach jest ogromna. Jego celom podporządkowane są przemiany w ekosystemach pól uprawnych zajmujących $49,2\%$ powierzchni kraju [31]. Działalność ta w oparciu o prawa ekonomiki natury — ekologii — będzie jeszcze bardziej owocna.

PRAWIDŁOWOŚCI KRAŻENIA MATERII

Wiele dyscyplin nauk przyrodniczych przyczyniło się do poznania składu chemicznego atmosfery, hydrosfery, litosfery i biosfery oraz rozpoznania ogólnych schematów krążenia różnych pierwiastków.

Zaproponowano różne klasyfikacje typów krążenia materii. Z punktu widzenia właściwości stanu kumulacji elementu wyodrębniono cykle „gazowe”, dla których rezerwuar pierwiastków znajduje się w atmosferze lub hydrosferze. Przykładem może być tu azot. Drugą kategorię stanowią cykle sedymentacyjne, gdzie główna masa elementu zawarta jest w skałach lub osadach, np. fosfor.

W oparciu o właściwości chemiczne, jak: rozpuszczalność w wodzie, warunki wytrącania z roztworu, a w związku z tym łatwością i kolejnością osadzania się w zbiornikach sedymentacyjnych Goldschmidt [19] zaproponował geochemiczną klasyfikację transportu minerałów, wyróżniając pięć grup pierwiastków. Zasady klasyfikacji Goldschmidta po różnych poprawkach są przyjęte w geochemii i określają ogólne chemiczne prawidłowości transportu pierwiastków w procesach sedymentacyjnych [42]. Zróznicowanie tempa sedymentacji pierwiastków w hydrosferze jest bardzo duże. Dla danych przytoczonych przez Polańskiego i Smulikowskiego [42] różnica pomiędzy najdłuższym i najkrótszym czasem przebywania pierwiastka w wodzie oceanów wynosi milion razy (tab. 1).

Badania migracji pierwiastków na lądzie doprowadziły do wyróżniania krajobrazów geochemicznych. Pelerman [40] wyróżnia krajobrazy płaskich działów wodnych, w których nie występuje boczny dopływ substancji, a wody gruntowe występują głęboko. Formujące się gleby cechują się procesami wymywania rozpuszczalnych substancji, dzięki czemu powstają poziomy iluwialne w obrębie gleby. Następuje kumulacja substancji pochodzących ze skał podłoża i atmosfery. Roślinność tych ekosystemów przeciwdziała wymywaniu związków mineralnych. Ten układ nazywa Pelerman elementarnym krajobrazem autonomicznym. Innym typem krajobrazu są tereny o płytkim występowaniu wód gruntowych doprowadzających różne substancje wypłukane z działów wodnych. Są to krajobrazy

T a b e l a 1

Średni czas przebywania (t) w ocenach różnych pierwiastków
(w latach)

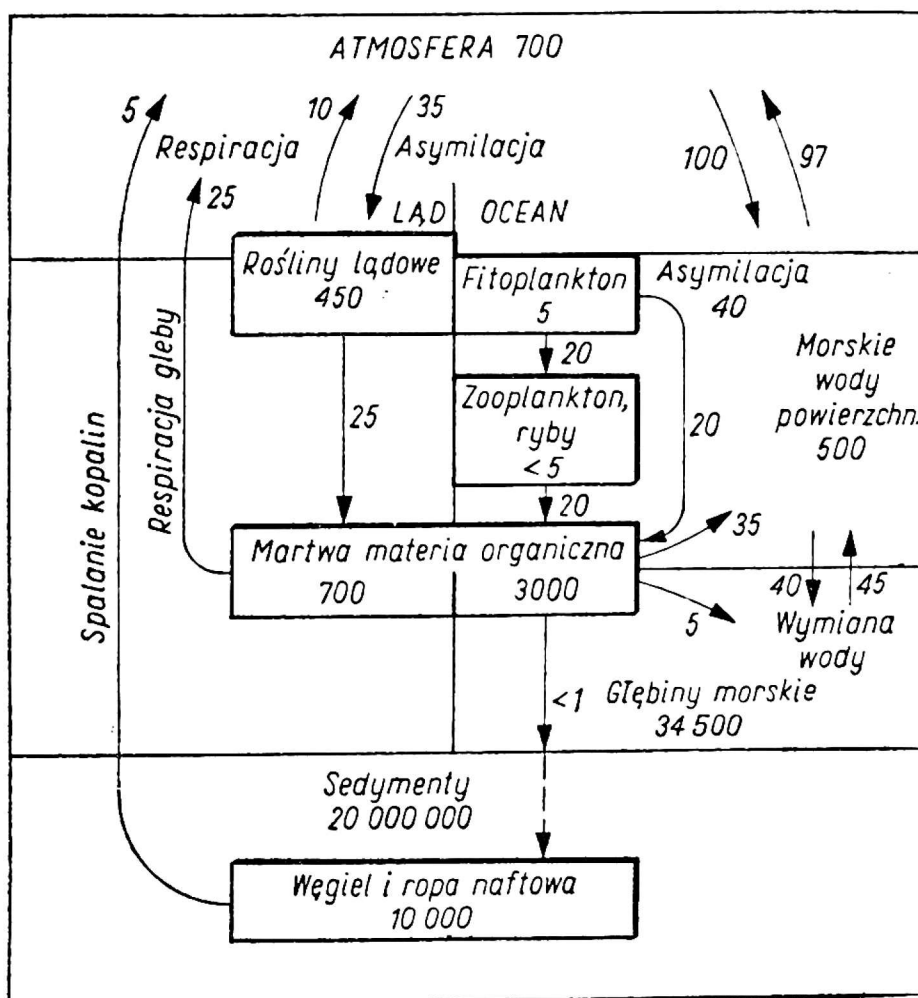
Pierwiastek	t	Pierwiastek	t
Na	$2,6 \cdot 10^8 - 1,1 \cdot 10^8$	Cu	$6,5 \cdot 10^5$
Mg	$4,5 \cdot 10^7 - 2,3 \cdot 10^7$	Zn	$1,8 \cdot 10^5$
Li	$2,2 \cdot 10^7$	Ba	$1,2 \cdot 10^5$
Sr	$1,6 \cdot 10^7$	Co	$1,8 \cdot 10^4$
K	$1,1 \cdot 10^7 - 1,0 \cdot 10^7$	Si	$1,0 \cdot 10^4$
Ca	$8,0 \cdot 10^6 - 1,0 \cdot 10^6$	Mn	$7,0 \cdot 10^3$
Rb	$3,4 \cdot 10^6$	Ti	$1,6 \cdot 10^2$
U	$6,5 \cdot 10^5$	Fe	$1,4 \cdot 10^2$
Cs	$6,5 \cdot 10^5$	Al	$1,0 \cdot 10^2$

nadwodne. Rozbudowując powyższe charakterystyki o właściwości klimatyczne, geologiczne, gleboznawcze, ekologiczne itd. określonych terenów, wyodrębniono rejony, prowincje, grupy krajobrazów itd., tworząc podstawy geochemicznej geografii [25, 26, 40].

Krążenie pierwiastków związane jest z ich utlenianiem i redukcją. Określenie warunków przebiegu chemicznych procesów redukcyjnych jest ważną cechą wyróżniającą typy krążenia materii. Na przykład krążenie w przyrodzie węgla, azotu, siarki związane jest z procesami redukcyjnymi zachodzącymi w organizmach żywych. Węgiel redukowany jest w roślinach, a azot i siarka w mikroorganizmach, jeżeli pominiemy nieznaczne ich ilości redukowane w wyniku wyładowań elektrycznych w atmosferze. Ekologiczne sytuacje przebiegu tych reakcji są odmienne: węgla — w warunkach tlenowych i w świetle, azotu — w warunkach aerobowych lub anaerobowych w glebie lub wodzie, siarki — prawdopodobnie głównie w warunkach anareobowych w bagnach lub mulach zbiorników wodnych. Cykle krążenia tych pierwiastków związane są zasadniczo z biosferą. Przeciwwstawieniem do powyższych cykli „biologicznych” może być krążenie żelaza, którego redukcja, jak się wydaje, zachodzi głównie w procesach nieorganicznych. Analizy krążenia materii w kategorii potencjałów oksydo-redukcyjnych są ważnym etapem w badaniach krążenia materii, ponieważ umożliwiają one interpretacje dynamiczne. Potencjał oksydo-redukcyjny jest bezpośrednią miarą energii swobodnej reakcji, a więc pozwala na energetyczne wyjaśnienie praw krążenia materii. Omówione przykładowo ogólne problemy krążenia materii dają bardzo globalne informacje. Dla zrozumienia praw krążenia materii w określonych ekosystemach należy znać nie tylko szczegółowe drogi krążenia pierwiastków, ale również określić tempo przechodzenia elementów pomiędzy poszczególnymi komponentami układu. Zebrane na ten temat informacje są ciągle jeszcze bardzo fragmentaryczne. W migracji metali na przykład dużą rolę odgrywają mało poznane kompleksowe związki organiczne, tzw. chelaty, w których molekula związku organicznego wchłoneła kation metalu. Przykład ten dobrze ilustruje różnicę pomiędzy abstrakcyjnym traktowaniem krążenia materii jak o krążeniu pierwiastków a rzeczywistością

na którą składa się niezliczona ilość reakcji związków chemicznych zbudowanych z pierwiastków.

Krażenie materii opartej na globalnych prawidłowościach przedstawia schemat krążenia węgla opracowany przez Bolina [8]. Opracowanie to (rys. 1) zawiera nie tylko masę węgla w wyróżnionych częściach układu, do czego ogranicza się większość opublikowanych schematów, ale również informuje o tempie przemian w skali rocznej (co rzadko uwzględniane jest w tego rodzaju analizach).



Rys. 1. Obieg węgla w przyrodzie (wg Bolina, 1970)

Jak we wszystkich tego rodzaju analizach, popełniane są bardzo duże uproszczenia dróg krążenia na skutek wyodrębniania dużych zbiorczych podsystemów układu. I tak na lądzie pominięto w ogóle zwierzęta, a w wodach zamarkowano tylko ich udział z powodu braku ilościowych informacji na temat ich globalnej masy. Przedstawiony bilans krążenia wykazuje kumulację CO₂ w atmosferze o rocznym tempie przyrostu około 0,7% na skutek przemysłowej działalności człowieka. Przyrost ten odpowiadałby rocznemu wzrostowi o około 2 ppm CO₂ w stosunku do 320 ppm stwierdzanym obecnie. Empirycznie stwierdzony przyrost w latach 1959-1969 wynosił jednak tylko 0,7 ppm rocznie [8]. W interpretacji tego autora różnica pomiędzy oczekiwanym a rzeczywistym przyrostem CO₂ w atmosferze jest spowodowana magazynowaniem CO₂ w wodzie oceanów i wzrostem biomasy roślin. Dokładność współczesnych pomiarów tych parametrów w skali globu ziemskiego uniemożliwia zarejestrowanie tych zmian. Gdyby inter-

pretacja ta była słuszna, to następowałyby wzrost ogólnej biomasy roślin na kuli ziemskiej stymulowany przez rozwój przemysłu, pomimo różnych szkodliwych efektów zatrutowania środowisk w rejonach przemysłowych. Inaczej mówiąc proces eutrofizacji obejmowałby cały glob ziemski.

Część wypromieniowanego ciepła ziemi jest pochłaniana przez CO_2 zawarty w atmosferze, następnie emitowana z powrotem na powierzchnię ziemi. Stąd wzrastająca ilość CO_2 w atmosferze może mieć wpływ na klimat ziemi, zwłaszcza gdy sama produkcja ciepła zostaje zwiększona w procesach przemysłowych [12]. Przykład ten ilustruje możliwość wpływu zmiany krążenia węgla na warunki klimatyczne globu ziemskiego.

Rolę udziału różnych typów ekosystemów lądowych w krążeniu węgla można ocenić na podstawie analiz przeprowadzonych przez Olsona [38]. Oceny całkowitej masy węgla w roślinności lądowej ($561,6 \cdot 10^9$ ton) przeprowadzone przez Olsona (głównie w oparciu o dane Rodina i Bazilewicza [46]), jak to zwykle bywa w takich globalnych szacunkach, różnią się od ocen przeprowadzonych przez Bolina ($450 \cdot 10^9$). Olson oszacował masę węgla zawartą w różnych typach roślinności kuli ziemskiej. Następnie ocenił on przeciętną masę węgla zawartego w rocznym przyroście biomasy (produkcji pierwotnej netto). Szacunek średniego czasu przebywania węgla w określonym typie roślinności można uzyskać dzieląc jego przeciętną masę przez roczny przyrost. Według danych Olsona [38] w lasach pokrywających $48 \cdot 10^6$ km² znajduje się $482 \cdot 10^9$ t węgla, natomiast na przeszło dwukrotnie większym bezleśnym terenie zawarte jest w roślinach tylko $79,6 \cdot 10^9$ t węgla (tab. 2).

Oceny Olsona pozwalają na następujące określenie udziału upraw w globalnym krążeniu węgla:

a) masa węgla zawarta w uprawianych roślinach jest pięć razy niższa w porównaniu do najuboższych lasów (1000 t/km² i 5000 t/km²), ale jest ona najwyższa ze wszystkich typów nieleśnej roślinności,

b) tempo przemian węgla jest najszybsze w roślinności upraw i zespołów trawiastych.

Dlatego można powiedzieć, że od chwili rozpoczęcia karczowania lasów pod uprawy człowiek zaczął oddziaływać na przyspieszenie obiegu węgla w przyrodzie.

Przedstawione powyżej globalne analizy krążenia węgla, na skutek oczywistych trudności związanych z ilościowymi szacunkami parametrów, oddają tylko ogólne tendencje przemian. Przyjmowana wartość liczbowa parametrów wskazuje tylko na rząd wielkości i w tym zakresie można porównywać ze sobą przeprowadzone oceny różnych autorów. Przeciętny czas przebywania węgla w całej roślinności lądowej obliczony na podstawie danych Olsona [38] wynosi 10,9 lat, a ta sama wielkość obliczona z danych Bolina [8] wynosi 12,8 lat. Obydwie oceny znajdują się w tym samym rzędzie wielkości. W ostatnich latach, jako rezultat realizacji Międzynarodowego Programu Biologicznego zebrano sporo danych na temat biomasy, produkcji pierwotnej i występowania różnych pierwiastków w zespołach roślinnych, szczególnie leśnych [16, 27, 45, 46]. Nadal jednak odczuwa się brak informacji na temat ruchu różnych pierwiastków w glebie i w świecie hetero-

Tabela 2

Masa węgla w roślinności i rocznej produkcji pierwotnej
wg danych Olsona [38]

Typ roślinności	Powierzchnia 10 ⁶ km ²	Masa węgla		Produkcja pierwotna		Czas przebywania lata
		ton/km ²	10 ⁹ ton	ton/km ² / /rok	10 ⁹ ton	
Lasy:						
liściaste, strefy umiarkowanej	8	10 000	80	1000	8	10,0
iglaste	15	8 000	120	600	9	13,3
lasy wilgotne strefy umiarkowanej	1	12 000	12	1200	1,2	10,0
lasy wilgotne tropikalne i subtropikalne	10	20 000	200	1500	15	13,3
suche lasy (różnorodne)	14	5 000	70	200	2,8	25
Razem	48		482		36	
Tereny niezalesione:						
uprawy	15	1 000	15	400	6	2,5
zespoły trawiaste	26	700	18,2	300	7,8	2,3
tundra	12	600	7,2	100	1,2	6,0
inne „pustynie”	32	600	19,2	100	3,2	6,0
lodowce	15				0	
Razem	100		79,6		18,2	
Kontynenty łącznie	148		561,6		54,2	10,9

trofów, chociaż i tu w ostatnich latach zdobyto wiele cząstkowych informacji głównie dzięki zastosowaniu radioizotopów [17, 43, 44, 56].

Kończąc omawianie ogólnych prawidłowości krążenia materii przedstawimy przykładowo koncentrację DDT w łańcuchu troficznym ekosystemu. W celu wytepienia komarów na mokradłach w okolicy Long Island zastosowano opylania DDT w dawkach, które nie powinny być szkodliwe dla ryb. W założeniach tego planu nie uwzględniono tylko możliwości koncentracji DDT w łańcuchu troficznym ekosystemu [37]. W pracowaniu Oduma uwzględniono koncentrację zarówno DDT jak i jego pochodnych DDD i DDE (tab. 3).

Koncentracja zawartości DDT u dużych drapieżnych ptaków jest przeszło milion razy większa niż w wódzie. Dwa czynniki wyjaśniają tak dużą koncentrację: a) magazynowanie się DDT w tkance tłuszczowej, b) przemiana materii na jednostkę ciężaru ciała zwierząt większych jest mniejsza niż ma to miejsce wśród organizmów mniejszych, a tym samym wśród zwierząt większych jest wyższy stopień kumulacji materii. Wzrost koncentracji pestycydów wśród organizmów wyższych poziomów troficznych powoduje to, że człowiek, atakując np. szkodliwe roślinożerne jednocześnie niszczy sprzymierzeńców - drapieżniki lub pasożyty szkodników.

T a b e l a 3

Koncentracja DDT i pochodnych w łańcuchu troficznym (ppm)

Łańcuch troficzny	Ilość w ppm
Woda	0,00005
Plankton	0,04
Płotka	0,23
Piskorz	0,94
Szczupak	1,33
Igliczeń (drapieżna ryba)	2,07
Czapla	3,57
Rybitwa	3,91
Mewa	6,00
Rybolów (jaja)	13,8
Tracz	22,8
Kormoran	26,4

Podobne prawidłowości występują w przypadku wprowadzania do środowiska radioaktywnych odpadów i emisji przemysłowych. Zebrano wiele danych na temat koncentracji różnych związków chemicznych w roślinach i tkankach zwierząt [1, 9, 55]. Duże zróżnicowanie tych reakcji zależy od czynników genetycznych, dlatego metabolizm pierwiastków nie jest ściśle skorelowany z ogólnymi prawami bioenergetyki organizmów, np. Reichle [41] porównując metabolizm cezu z metabolizmem energetycznym osobników wśród 15 gatunków z różnych rzędów owadów, stwierdzając ogólną zależność między tymi dwoma wielkościami (współczynnik regresji $r = 0,75, \pm 0,273, P < 0,02$), zwraca jednocześnie uwagę na duży rozrzut danych. Rozrzut ten jest wynikiem różnego stopnia kumulacji cezu przez badane owady, którego zróżnicowanie w omawianym przypadku dochodziło do dziesięciu razy.

Istnieje olbrzymia ilość prac omawiających wysokość plonu w zależności od różnych czynników siedliskowych i uprawowych. Odczuwa się natomiast brak badań nad całkowitą produkcją pierwotną upraw (oprócz plonu powinna być uwzględniona produkcja chwastów, mchów, glonów, części podziemnych, ilość opadających przed zniwami pędów płonnych, kwiatów itd.). Prowadzone w Zakładzie Agroekologii w Turwi pięcioletnie badania (nie uwzględniono tylko produkcji glonów) wykazały zmienność na uprawie żyta od 940 do 1460 g sm/m²/rok, a na uprawie ziemniaka od 960 do 1567 g sm/m²/rok [23, 28, 29, 58]. Podobne oceny otrzymano dla uprawy pszenicy w Arizonie — 960 g sm/m²/rok [11] oraz uprawy żyta w NRD — 1002 g sm/m²/rok [33]. Z tych wielkości człowiek zabierał od 42% do 65% produkcji pierwotnej uprawy.

Przeprowadzono wiele analiz składu chemicznego plonu oceniając różnego rodzaju współczynniki wykorzystania czy też skuteczności działania nawozów mineralnych. Przeprowadzono bilanse wykorzystania nawozów przez rośliny dla całych obszarów państw, rejonów, upraw, poletek doświadczalnych (np. Cooke [13], Demelon [15], a w Polsce Goralski [20, 21]).

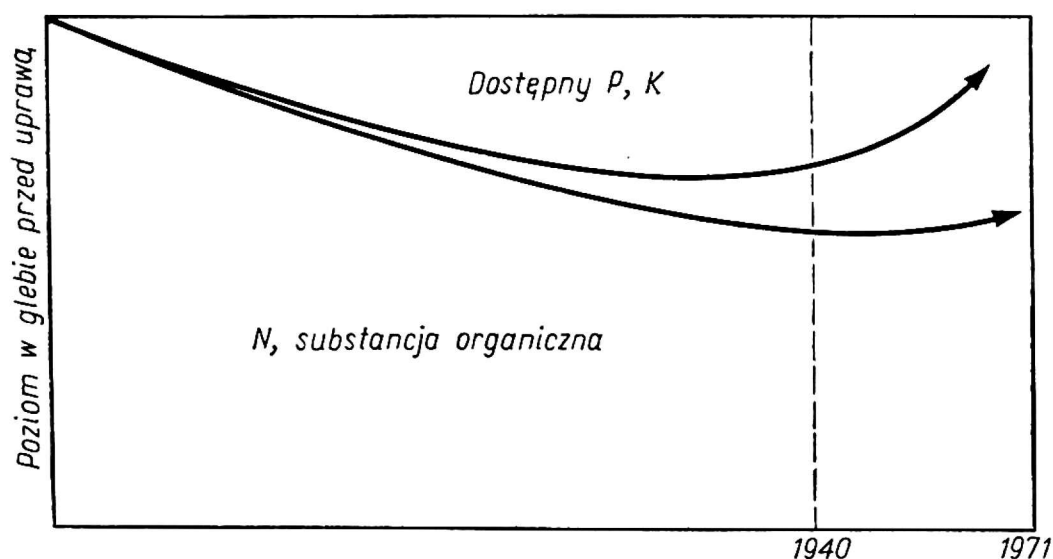
Ta olbrzymia ilość badań wykazała między innymi, że tylko część składników mineralnych wprowadzonych z nawozem (organicznym lub nieorganicznym) zostaje wykorzystana przez uprawiane rośliny. Demelon [15] pisze, że praktycznie w warunkach intensywnej uprawy współczynnik wykorzystania wprowadzonego azotu wynoszący 50% można uznać za zadowalający zarówno dla zbóż, jak i korzeniowych. Pozostała część zostaje wymyta i ulatnia się, a przeważnie praktycznie nie kumuluje się w glebie.

Wobec trudności metodycznych, np. oceny ilości związanego azotu atmosferycznego przez mikroorganizmy, lub jego ilości ulatniającej się itp., przeprowadzone bilanse, szczególnie w warunkach polowych, opierają się na empirycznych szacunkach tylko części potrzebnych do obliczeń parametrów. Podobnie sytuacja przedstawia się z innymi składnikami mineralnymi uwzględniając ich odmienne właściwości i drogi przemian. Oceniane wartości współczynnika rocznego wykorzystania fosforu przez rośliny są mniejsze niż w przypadku azotu, ale jego działanie następne jest silniejsze z powodu przechodzenia w związki fizjologiczne nieczynne wprowadzanych do gleby nawozów fosforowych.

Przy zwiększaniu nawożenia następuje mniejsza koncentracja fosforu w tkankach uprawianych roślin niż ma to miejsce w przypadku azotu. Lepszym koncentratem fosforu jest roślinność łąkowa [13]. Różnice w stopniu koncentracji tych dwóch pierwiastków w roślinach uprawnych powinny znaleźć swoje odbicie w łańcuchach troficznych agrocenoz, wyrażające się w większym zróżnicowaniu współczynników koncentracji azotu niż fosforu wśród heterotrofów. Można przypuścić, że w wyniku bardzo uproszczonego składu gatunkowego roślin agrocenoz występuje większe zróżnicowanie tempa migracji różnych pierwiastków wśród heterotrofów, niż ma to miejsce w ekosystemach o bogatym składzie florystycznym. W zróżnicowanych ekosystemach odchylenia wskaźników koncentracji jednych gatunków roślin mogą być kompensowane przez przeciwstawne odchylenia innych gatunków. Potwierdzenie tego przypuszczenia może mieć duże ekologiczne znaczenie np. dla zastosowania chemicznych środków walki ze szkodnikami w różnych ekosystemach.

Duvigneaud i Denayer-De Smet [16] porównali roczne pobieranie składników mineralnych przez lasy świerkowe, sosnowe, bukowe, dąbrowy (pierwszej bonitacji) i przez pszenicę, buraki cukrowe, ziemniaki (intensywnie uprawy) w Zachodniej Europie. Okazało się, że potas i fosfor pobierane są intensywniej przez roślinność upraw, a wapń przez roślinność lasów. Ilość pobranego azotu była podobna w przypadku roślinności dąbrów i upraw, natomiast z pozostałych lasach znacznie niższa niż na uprawach. Ponieważ porównywane zespoły roślin charakteryzowały się zbliżoną produkcją pierwotną, to stwierdzone różnice odzwierciedlają odmienne typy gospodarki mineralnej ekosystemów. Generalizując można powiedzieć, że agrocenozy wykazują intensywniejszy typ mineralnej gospodarki.

Wpływ gospodarki rolnej na zawartość substancji organicznej i NPK w glebie w różnych etapach rozwoju uprawy roli na przykładzie sytuacji Ameryki Północnej przedstawił Aldrich [2]. Zaczynając od pionierskiego etapu gospodarki rolnej



Rys. 2. Tendencje zmian substancji organicznej i NPK

opartej wyłącznie na eksploatacji naturalnych zasobów, ilość substancji organicznej i NPK spadała aż do roku 1940, kiedy dzięki zastosowaniu nawozów mineralnych i ulepszonych technologii uprawy gleby zaczęto stopniowo regenerować glebę (rys. 2). Znacznie większy sukces osiągnięto zdaniem Aldricha w zakresie restytucji fosforu i potasu niż azotu i substancji organicznej. Zastosowanie zdobytych wiedzy rolniczej dla podniesienia jakości gleby związane było z rozwojem przemysłu oraz możliwością wykorzystywania tanich źródeł energii. Uprawa wpływa nie tylko na sam poziom związków organicznych w glebie, ale co najważniejsze przyspiesza mineralizację frakcji humusowych. Dzięki zastosowaniu izotopów węgla do obliczeń średniego czasu rozkładu substancji organicznej można analizować tempo rozkładu różnych frakcji organicznych w zależności od różnych sytuacji. Hurst i Burges [22] podają, że średni czas rozkładu frakcji huminowej uległ znacznemu skróceniu w glebach znajdujących się od 33 lat pod uprawą. Wyjaśnienie tych zmian ciągle jeszcze nie jest pewne.

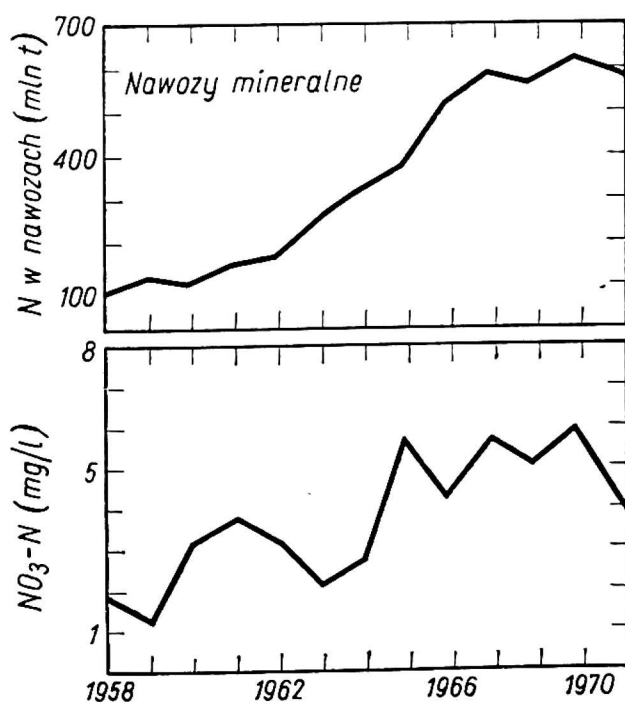
Znaczne podwyższenie plonów w ostatnim ćwierćwieczu uzyskano na glebach o niższym poziomie substancji organicznej w porównaniu do stanu, jaki panował przed uprawą. Wydawać by się mogło, że dla celów produkcyjnych regeneracja próchnicy gleby (bardzo trudny i kosztowny proces) ma małe znaczenie. Przy takim rozumowaniu zapominamy o właściwościach sorpcyjnych próchnicy, jej wpływie na reżim wodny gleb itd. Właściwości sorpcyjne koloidów organicznych przewyższają znacznie właściwości sorpcyjne związków nieorganicznych. Są więc bardzo istotnym czynnikiem wpływającym na tempo migracji różnych związków chemicznych. Tym samym substancja organiczna gleby jest jednym z najważniejszych czynników określających tempo krążenia materii w ekosystemach lądowych.

Pozostając przy przykładach związanych z krążeniem węgla zilustrujemy to zagadnienie omówieniem wyników badań Kira i Shidei [27]. W tropikalnych lasach Syjamu przeszło 80% organicznego węgla całego ekosystemu występuje w roślinach, a mineralizacja 95% opadu roślinnego następuje w ciągu 0,26 roku. Prawie cała substancja organiczna gleby (95%) mineralizuje się w ciągu 12,6 lat. Natomiast w badanym przez Kira i Shidei lesie świerkowym około 63% węgla

całego ekosystemu zawarte było w ściółce i w warstwie gleby. Czas rozkładu (95%) opadu wynosił w tych warunkach 23,3 roku, a czas rozkładu substancji organicznej (95%) 155 lat. Wycięcie tropikalnego lasu może spowodować bardzo szybką degradację żyzności gleby w wyniku wymycia różnych składników na skutek szybkiego rozkładu próchnicy, czemu sprzyjają jeszcze tropikalne ulewne deszcze. Wycięcie świerkowego lasu nie prowadzi do tak drastycznych zmian.

O globalnej ilości związków chemicznych wymywanych z ekosystemu można sądzić na podstawie analizy wody zlewni. W okolicy Zurychu ilość wymywanego w ciągu roku azotu z pól uprawnych jest około sześć razy większa niż z łąk [53]. Oceniając stopień eutrofizacji wód w Europie Vollenweider stwierdza, że prawdopodobnie ponad 50% azotu wnoszonego do rzek pochodzi z agrocenoz, głównym natomiast źródłem wzrostu fosforu w wodach są miasta i przemysł. Na większe wymywanie związków mineralnych z agrocenoz niż z lasów i zespołów trawiastych w USA zwraca również uwagę Bigger i Corey [7].

Wzrost nawożenia mineralnego agrocenoz jest często podkreślany jako czynnik wyjaśniający to zjawisko. I tak Aldrich [2] omawiając znany przykład wzrostu stężenia azotanów w rzece Kaskaskia na tle wzrostu nawożenia pól nawozami azotowymi (rys. 3) zastanawia się nad różnymi sposobami podwyższenia retencji składników mineralnych w glebie pól uprawnych. Viets [52] zwraca uwagę, że chociaż nawożenie pól ma wpływ na zawartość związków chemicznych w wodach zlewni, to jednak dokładna ilościowa ocena tej zależności jest bardzo trudna do przeprowadzenia. Opublikowane bilanse opierają się głównie tylko na dwóch czynnikach: nawożenie i poziom związków chemicznych w wodzie, nie uwzględniając dróg krążenia materii. Nieznane są proporcje związków wymywanych do wód gruntowych, a następnie do zlewni, w stosunku do przenoszenia ich do rzek i jezior przez erozję wodną i wietrzną. Do innych trudności zalicza Viets [52]



Rys. 3. Nawożenie mineralne a poziom azotanów w rzekach (Illionis)

ocenę udziału ścieków z farm hodowlanych, miast, przemysłu, a także wpływ deficytów tlenowych na uwalnianie związków z mułu zbiorników wodnych itd. Na skutek spadku azotu w glebie pod wpływem upraw, w ciągu stu lat na terenie USA z warstwy gleby o głębokości około 80 cm ubyło 1,75 miliardów ton azotu. Choć oceny te mogą być przesadzone, jak pisze Viets, to jednak wskazują one, że straty azotu z gleby przewyższają znacznie ilość wprowadzoną w nawozach (100 mln t zużyło rolnictwo USA do tej pory). Przy takich porównaniach jeszcze większego znaczenia nabierają badania nad szczegółowym rozpoznaniem dróg przemian azotu w glebie. Dużą pomocą będą tu różnego rodzaju badania lizymetryczne, czy też tak zwanej „małej zlewni”, pod warunkiem empirycznego rejestrowania wszystkich lub prawie wszystkich przyrostów, jak i ubytków wraz z jednoczesną oceną głównych parametrów przemian badanych elementów wewnątrz analizowanego systemu. Przeprowadzone w ten sposób przez siedem lat obserwacje pozwoliły Boltonowi i innym [10] wykazać, że chociaż straty azotu z nawożonych poletek przewyższały prawie dwukrotnie straty z nie nawożonych poletek (8,1 kgN/ha i 4,4 kgN/ha), to w przesączu rozbieżności te zmniejszyły się (8,1 ppm i 6,4 ppm). Podobnie choć w mniejszych rozmiarach przedstawiały się straty fosforu.

Na duże różnice w gospodarce mineralnej różnych ekosystemów wskazuje niezmiernie ciekawa praca Likensa i innych [34] nad „małą zlewnią”. Początkowo zbadano dokładnie bilans krążenia pierwiastków w klimaksowym lesie klonowo-bukowym. Następnie wycięto las i kontynuowano obserwacje. Badania prowadzono nad krążeniem dziesięciu pierwiastków. Dopiero po pięciu miesiącach od wycięcia lasu nastąpił wzrost stężenia w wodzie prawie wszystkich badanych jonów poza anionowymi, siarczanowymi i kwaśnymi węglanami. Poziom azotanów w wodzie strumienia w drugim roku po wycięciu lasu wzrósł 56 razy. Wzrost ten był wynikiem zmiany w cyklu krążenia azotu w ekosystemie, a zwłaszcza zmiany nasilenia procesów nitryfikacji.

Badania Likensa i innych [34] mają bardzo duże znaczenie, ponieważ wykazują zmiany typu gospodarki mineralnej na tym samym terenie w zależności od organizacji ekosystemu. Jeżeli np. zadrzewienia śródpolne odgrywają podobną rolę, to ich znaczenie w krążeniu materii krajobrazu rolniczego może być większe od tego, jakie mają na plon poprzez modyfikację mikroklimatu [47]. Osiągany wzrost produkcji rolnej umożliwi zakładanie zadrzewień na mniej żyznych glebach.

Naszkiecowane powyżej rezultaty badań, jak i analiza niektórych ekologicznych konsekwencji rozwoju współczesnego rolnictwa pozwala tylko na bardzo ogólne określenie prawidłowości krążenia materii w agrocenozach. Dominujący wpływ człowieka zmierza do upraszczania ekosystemów pól uprawnych, jednocześnie intensyfikując krążenie materii zarówno poprzez nasilenie nakładów energetycznych, jak i zwiększanie masy elementów. Agrocenozy są ekologicznymi układami o dużej wydajności (stosunek produkcji do respiracji ekosystemu jest wysoki), posiadające mały stopień zamknięcia obiegu materii (recykulacja materii jest niska). Przebiegające w agrocenozach procesy oddziałują na szereg innych ekosystemów, jak i na globalne cykle krążenia materii. Stan wiedzy o szczegóło-

wych drogach, jak i dynamice obiegu materii nie pozwala w chwili obecnej na przedstawienie ilościowego modelu agrocenoz.

Przedstawienie całościowych badań krążenia materii w agrocenozach możliwe jest tylko dzięki współpracy specjalistów z różnych dyscyplin naukowych. Takie kompleksowe badania zostały rozpoczęte w 1971 r. przez zespół badawczy „Ekologiczne efekty intensywnej uprawy roli”, realizujący część problemu węzłowego „Zwiększanie produkcji biomasy poprzez badania nad produktywnością ekosystemów”. W skład tego zespołu koordynowanego przez Zakład Agroekologii Instytutu Ekologii PAN w Turwi wchodzi następujące ośrodki badawcze: Instytut Gleboznawstwa AR — Poznań (zespół mikrobiologii i gleboznawstwa), Zakład Chemii Rolnej AR — Badgoszcz, Instytut Uprawy Roli i Roślin ART — Olsztyn, Instytut Przyrodniczych Podstaw Melioracji AR — Warszawa, Instytut Zoologii Uniwersytetu Gdańskiego, Instytut Zoologii Uniwersytetu Warszawskiego, Instytut Zoologiczny UAM — Poznań, Ośrodek Badawczy IUNG — Baborówko, Stacja Badawcza PZŁ — Czempin, Zakład Agrofizyki PAN, Instytut Ekologii PAN, Stacja Ornitologiczna Instytutu Zoologii PAN. Opracowywany przez zespół model przepływu energii i krążenia materii będzie odnosił się do warunków upraw nizinnych, uwzględniając zróżnicowane nawożenie mineralne oraz uproszczoną rotację roślin. Wszyscy współpracujący prowadzą badania na tym samym obiekcie — na polach doświadczalnych w okolicy Turwi lub na poletkach IUNG w Baborówku.

Wiele prac pierwszego roku badań poświęcono zagadnieniom metodycznym, związanym z reprezentatywnością, stopniem dokładności itp. pobieranych prób. Wystandaryzowano np. metodę Tiurina do oznaczeń węgla [35] i rozwiązano problem bezpośredniego pomiaru wartości kalorycznej substancji organicznej gleby [41]. Pozwoliło to na zaproponowanie metody określającej ogólną mineralizację substancji organicznej gleby [49]. Metoda ta pozwala rejestrować małe zmiany, co jest szczególnie ważne, gdy zmienność czasowa niewiele się różni od zmienności przestrzennej, jak to ma miejsce w przypadku substancji organicznej gleby. Jednocześnie prowadzone są szczegółowe badania nad mikroorganizmami i zwierzętami agrocenoz w celu rozpoznania ich powiązań troficznych i udziału w krążeniu materii. Badania chemii wody gruntowej stwierdziły duże zasolenie wód gruntowych (w przeliczeniu na NaCl wynosi ono średnio 441 mg NaCl/l). Dużą zmienność wykazuje stężenie azotanów w wodzie gruntowej (Margowski i Bartoszewicz — informacja ustna). Przy dużych dawkach nawożenia mineralnego na tle obornika następuje większe zróżnicowanie oddychania gleby w profilu warstwy ornej oraz większa mineralizacja substancji organicznej, niż ma to miejsce tylko przy nawożeniu mineralnym lub organicznym, czy też w sytuacji gdy nie stosowano nawozów [14]. Wprowadzony materiał roślinny o szerokim stosunku węgla do azotu wyraźnie hamuje procesy nityfikacji, natomiast mączka roślinna wysokobiałkowych roślin sprzyja nagromadzeniu się azotanów w glebie. Jednocześnie stwierdzono, że dodatek mączki roślinnej wywołuje kierunkowe zmiany w ilościowym występowaniu bakterii proteolitycznych i zbiłczających. Zmiany te są dość wyraźnie związane z zawartością azotu w dodanym materiale roślinnym

[18]. Stwierdzono znaczne różnice w intensywności procesów nityfikacji na polu uprawnym i w zadrzewieniu śródpolnym [24].

Omówione powyżej niektóre wstępne wyniki prac zespołu „Ekologiczne efekty intensywnej uprawy roli” wymagają potwierdzenia. Wskazują one jednak na dość duże różnice w intensywności i drogach obiegu materii pod wpływem nawożenia.

LITERATURA

1. Aberg B., Hungate F. P.: Radioecological concentration processes, pp. 1040, Oxford 1967.
2. Aldrich S. R.: Some effects of crop-production technology on environmental quality, *BioScience* 22, 90-95, 1972.
3. Apple J. L.: Intensified pest management needs of developing nations, *BioScience* 22, 461-464, 1972.
4. Artembjewa T. J.: Vlijanie udobrenii na počwiennych mikroartropod w bessmennom čistom paru i pod kukuryzoi, *Problemy počviennoi zoologii* (ed. M. A. Alejnikowa) Moskwa 19-20, 1969.
5. Bej-Bienko G.: O nekatorych zakonomiernostjach izmienienia fauny bespozvonočnych pri osvojenili celinnoj stepi, *Entomologičeskie obozr.* 40, 763-775, 1961.
6. Bennet E.: Adaptation in wild and cultivated plant populations, *Genetic resources in plants.* (ed. Frankel O. H., Bennet E.), 115-130, Oxford 1970.
7. Bigger J. W., Corey R. B.: Agricultural drainage and eutrophication. *Proc. Symp. Eutrophication: causes, consequences, correctives*, 404-445, Waszyngton 1969.
8. Bolin B.: The carbon cycle, *Scientific American* 223, 125-132, 1970.
9. Bollard E. G., Butler G. W.: Mineral nutrition of plants, *Ann. Rev. Plant Physiol.* 17, 77-112, 1966.
10. Bolton E. F., Aylesworth J. W., Hore F. R.: Nutrient losses through file lines under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil, *Can J. Soil Sci.* 50, 275-279, 1970.
11. Bray J. R., Lawrance D. B., Pearson L. C.: Primary production in some Minesota terrestrial communities for 1957, *Oikos* 10, 38-49, 1959.
12. Cole L. C.: Thermal pollution, *BioScience* 19, 989-992, 1969.
13. Cooke G. W.: *The control of soil fertility*, London 1967.
14. Cwojdzinski W.: Badania nad skutkami mineralnego nawożenia, *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5: 199-220, 1972.
15. Demelon A.: Wzrost i rozwój roślin uprawnych (przekład z francuskiego), 555 ss; Warszawa 1965.
16. Duvigneaud P., Denaeher-De Smet S.: Biological Cycling of Minerals in Temperate Deciduous Forest, [w] *Analysis of temperate forest ecosystems* (ed. D. Reichle) 199-225, New York 1970.
17. Edwards C. A., Reichle D. E., Crossley D. A.: The rol of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutriens, [w] *Analysis of temarate forest ecosystems* (ed. D. E. Reichle) 145-172, New York 1970.
18. Gołębiowska J.: Sprawozdanie z badań mikrobiologicznych w 1971 r., *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5, 169-198, 1972.
19. Goldschmidt V. M.: The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks, *J. Chem. Soc. London* 1, 655-673, 1937.
20. Goralski J.: Nawożenie roślin uprawnych, wyd. 2, 436 ss., Warszawa 1970.
21. Goralski J.: Nawozy mineralne, wyd. 2, 376 ss., Warszawa 1971.
22. Hurst H. M., Burges N. A.: Lignin and humic acids, *Soil Biochemistry* (ed. A. D. McLaren i G. H. Peterson), 260-286, New York 1967.

23. Herbichowa M.: Primary production of a ryefield, *Ekol. pol.* 17, 343-350, 1969.
24. Jakubczyk H.: Charakterystyka mikrobiologiczna gleb kompleksu pól uprawnych i ochronnego pasa leśnego w Turwi, *Ekol. pol.* 21, 1974.
25. Kowalski W. W., Ananiczew A. W., Šachova J. K.: Bornaja biogeochimičeskaja provincija severno-zapadnogo Kazachstana, *Agrochimija* 11, 153-169, 1965.
26. Kowlaski W. W., Bołochina R. J., Zazorina E. F., Nikitina J. J.: Stroncievyje biogeochimičeskije provincii Tadżikistana, *Trudy Biogeochimičeskoj Lab.* 12, 123-203, 1968.
27. Kira T., Shidei T.: Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific, *Jap, J. Ecol.* 17, 70-87, 1967.
28. Kukielska C.: Produkcja pierwotna uprawy żyta i ziemniaka, *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5, 165-168 1972a.
29. Kukielska C.: Produkcja pierwotna pól uprawnych, *Bull Acad. Pol. Sc. C1 II* 20, (w druku), 1972b.
30. Leppik E. E.: Gene centres of plants as sources of disease resistance, *Ann. Rev. Phytopathol.* 8, 323-344, 1970.
31. Leszczycki S.: Zagadnienia degradacji środowiska człowieka, *Biul. Komit. Przestrz. Zagosp.* 68, 9-43, 1971.
32. Lidtke W., Mikołajczak Z.: Niektóre aspekty intensywnego nawożenia azotem użytków zielonych. Azot w żywieniu roślin, WSR Poznań 1971.
33. Lieth H.: *Die Stoffproduktion der Pflanzendecke*, 156 pp., Stuttgart 1962.
34. Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M., Fisher D. W., Pierce S. S.: Effects of forest outting and herbicide treatment on nutrient budges in the Hubbard Brook Watershed ecosystem, *Ecol. Monog.* 40, 23-47, 1970.
35. Łoginow W.: Badania nad oznaczeniem zawartości węgla w glebie, *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5, 137-148, 1972.
36. Moore N. W.: A synopsis of the pesticide problem, *Adv. Ecol. Research* 4, 75-129, 1967.
37. Odum E. P.: *Fundamentals of ecology*, wyd. 3, 574 pp, Philadelphia 1971.
38. Olson J. S.: Carbon cycles and temperate woodlands, *Analysis of Temperate Forest Ecosystems* (ed. D. E. Reichle), 226-241, New York 1970.
39. Paszyński J., Hornig A., Kluge M., Koechler W., Sokołowska M., Wolak J.: Środowisko miejskie i przemysłowe, *Biul. Komit. Przestrz. Zagosp.* 68, 57-82, 1971.
40. Pelerman A. J.: *Geochemia krajobrazu*, 443 ss., Wrocław 1971.
41. Pietrzykowski A.: Pomiar wartości kalorycznej gleby metodą bezpośrednią, *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5, 149-153, 1972.
42. Polański A., Smulikowski K.: *Geochemia*, 663 ss., Warszawa 1969.
43. Reichle D. E.: Relation of body size to food intake, oxygen consumption and trace element metabolism in forest floor arthropods, *Ecology* 49, 538-542, 1968.
44. Reichle D. E., Dunaway P. B., Nelson D. J.: Turnover and concentration of radionuclides in food chains, *Nuclear Safety* 11, 43-55, 1970.
45. Rennie P. J.: The uptake of nutrients by mature forest growth, *Plants and soil* 7, 49-95, 1955.
46. Rodin L. E., Bazilewicz N. J.: *Dynamika organicznego wieśczeństwa i biologicznej krugowrot zolnych elementów*, 253 ss., Moskwa 1965.
47. Ryszkowski L.: Przegląd badań wykonanych w Turwi na temat wpływu zadrzewień na środowisko przyległych pól. III Międzynarodowa konferencja fitomelioracyjna, 119-132, Warszawa 1971.
48. Ryszkowski L.: Badania agrocenoz a rozwój biocenologii, *Kosmos A* 21, 371-383, 1972 a.
49. Ryszkowski L.: Ocena mineralizacji materii organicznej gleby, *Zesz. nauk. Inst. Ekol.* 5, 155-164, 1972b.
50. Stanko-Brodkowa B.: Wpływ nawożenia azotowego na produktywność podstawowych gatunków roślin pastwisk trwałych, *Azot w żywieniu roślin*, WSR Poznań 1971.
51. Tischler W.: *Agrarökologie*, 499 pp, Jena 1965.
52. Vieta F. G.: Water quality in relation to farm use of fertilizer, *BioScience* 21, 460-467, 1971.
53. Vollenwelder R. A.: *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing wa-*

- ters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication, 220 pp, Paris 1971.
54. Watson J. A.: The utilization of wild species in the breeding of cultivated crops resistant to plant pathogens, Genetic Resources in plants (ed. Frankel O. H., Bennet E.), 441-457, Oxford 1970.
55. Winogradow A. P.: *Chimija zamli*, Moskwa 1963.
56. Witkamp M., Frank M.: Effects of temperature, rainfall and fauna on transfer of Cs, K, Mg and mass in consumer-decomposer microcosmos, *Ecology* 51, 465-474, 1970.
57. Woodwell G. M., Whittaker R. H.: Primary production in terrestrial Communities, *Amer. Zool.* 8, 19-30, 1968.
58. Wójcik Z.: *Produktywność piaszczystego pola żyta*, *Ekol. pol.* 22, 1974.

Лех Рышковски

ОБОРОТ МАТЕРИИ В АГРОЦЕНОЗАХ

Резюме

Культурные земли можно охарактеризовать следующим образом с экологической точки зрения: это экосистемы искусственно удерживаемые в ранних стадиях сукцессии, с несложной структурой, незначительными возможностями модификации влияния климатических факторов, высокой продуктивностью и открытыми циклами оборота материи. Существующие тенденции развития сельского хозяйства еще усиливают эти свойства. Подобно как в других отраслях хозяйственной деятельности человека, экономически обоснованных, высоких и быстрых эффектов можно добиться при упрощении экосистем культурных полей. Изучение основных принципов функционирования экосистем культурных полей — протока энергии, оборота материи и механизмов их регулирования позволяет предсказать долгосрочные последствия интенсификации сельского хозяйства. В сравнении с исследованиями протока энергии, исследования касающиеся оборота материи в экосистемах продвинуты в гораздо меньшей степени. Существует заметная диспропорция между количеством исследований культурных полей и других типов экосистем. Гораздо больше внимания уделяется экологами до настоящего времени исследованиям экосистем лишь в незначительной степени преобразованных деятельностью человека.

В статье рассматриваются различные виды циклов оборота материи в экосистемах, как напр. циклы выделяемые с точки зрения фазы накапливания находящихся в обращении элементов (седиментационные, газовые и другие циклы), или участие микроорганизмов в процессах окисления и восстановления химических соединений. При сравнении метаболизма угля в отдельных экосистемах был отмечен тот факт, что агроценозы характеризуются более быстрыми темпами его оборота. На базе сравнения оборота азота, фосфора, калия и кальция установлено, что агроценозы характеризуются более интенсивным хозяйством, чем напр. лесные экосистемы. Повышение минерального удобрения культурных полей рассматривается как важный фактор возрастающей эвтрофизации материковых вод. Анализ публикаций по этой теме показал, что хотя удобрение полей оказывает влияние на содержание химических соединений в водах данного водосбора, то однако количественная характеристика этого процесса все еще трудная для проведения. Напр. в случае азота еще полностью изучено соотношение между количеством азота улетающим с поля и его количеством смываемым в грунтовые воды. Важную роль играет в данном случае почвенная микрофлора, экология которой все еще недоста-

точно изучена. В связи с проблемами эвтрофикации вод в статье рассматривается на базе появившихся в последнее время трудов, роль лесов и лесонасаждений как барьера для оборота отдельных химических соединений.

Изучение путей оборота матери в полевых экосистемах возможно лишь при сотрудничестве со специалистами в области разных научных дисциплин. Такие комплексные исследования были начаты в 1971 г. рабочим коллективом „Экологические эффекты интенсивной обработки почвы” и координируются Отделом агроэкологии в Турве Института экологии ПАН. Целью работ коллектива является разработка синтетической экологической модели функционирования сельскохозяйственной экосистемы на базе исследований протока энергии и оборота материи, а также механизмов их регулирования в агроценозах. Широкий экологический фон исследований упомянутого коллектива должен создать основы для оценки последствий хозяйственных мероприятий, т.е. определения принципов оптимализации управления полевыми экосистемами с точки зрения как производства так и защиты природной среды обитания человека.

Lech Ryszkowski

MATTER CIRCULATION IN AGROCENOSSES

S u m m a r y

For arable lands the following ecological characteristics can be formulated: they are ecosystem artificially maintained at early plant succession stages, with simple structure, little possibilities of climatic factor modifications and high productivity as well as with open matter circulation cycles. The existing development trends of agriculture still strengthen the above features. Similarly as in other fields of economic activity of man, economically profitable, high and quick effects are attained at simplification of the arable land ecosystems. The regulation of basic functions of the arable land ecosystems — energy flow, matter circulation and mechanism of their regulation will enable forecasting long-term effects of the agriculture intensification. The investigations on matter circulation ecosystems are much less advanced than those of energy flow. There exists a distinct disproportion between the quantity of investigations on arable lands and on other ecosystem types. Much more attention was paid hitherto by the ecologists to the investigation of ecosystems transformed to only insignificant degree by human activity.

In the present article particular kinds of matter circulation cycles in ecosystems are discussed, e. g. cycles distinguished from the viewpoint of the phase of storing the circulating elements (sedimentation, gaseous and other cycles) or of participation of microorganisms in the reduction or oxidation processes of chemical compounds. While comparing the carbon metabolism in particular ecosystems, the attention is drawn to the fact that agrocenoses characterize themselves with quick carbon circulation rate. While comparing the circulation of nitrogen, phosphorus, potassium and calcium, it has been proved that agrocenoses distinguish themselves with more intensive mineral economy type than e. g. the forest ecosystems. The mineral fertilization increase of arable lands is regarded as an important factor of increasing eutrophication of inland waters. Although the analysis of pertinent publications has shown the influence of fertilizations on chemical contents of a given watershed, but the quantitative characteristics of this process are almost unknown. For instance, in the case of nitrogen there are still insufficiently known the relationships between the nitrogen amount volatilizing from fields and its quantity washed down to ground waters. An important role play here soil microorganisms, the ecology of which is still insufficiently recognized. In connection with the water eutrophication problems the role of forests and tree plantings as barriers for circulation of various chemical compounds is discussed on the basis of the recent publications.

The evaluation of matter circulation ways in the field ecosystems is possible only at the cooperation with the specialists in various scientific disciplines. Such complex investigations were started in 1971 by the research working group „Ecologic effects of intensive arable land cultivation”, coordinated by the Section of Agroecology at Turew of Institute of Ecology Polish Academy of Sciences. The aim of the working group is to elaborate a synthetic ecologic model of functional agroecosystem on the basis of the investigations on energy flow and matter circulation and of their regulation mechanism in agrocenoses. A wide ecologic background of the investigations carried out by the working group ought to create a basis for estimation of consequences of economic measures, i. e. determination of optimization principles of steering arable land ecosystems from the viewpoint both of production and natural environment protection.