

LECH RYSZKOWSKI
Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań

ROLNICTWO A ZANIECZYSZCZENIA OBSZAROWE ŚRODOWISKA*

Ogólne prawidłowości gospodarki przyrody związkami chemicznymi w ekosystemach lądowych

Analizy obiegu materii, czyli przemian związków chemicznych w ekosystemach, stanowią dobry punkt odniesienia dla głębszego zrozumienia oddziaływania chemizacji rolnictwa na środowisko. Można stwierdzić, że połączenie wiedzy rolniczej z osiągnięciami ekologii pozwala nie tylko na lepsze zrozumienie oddziaływań rolnictwa na środowisko, ale również ułatwia zaproponowanie kompleksowego programu ochrony środowiska.

Badania rozwoju ekosystemów, czyli ich sukcesji, wykazały, że we wczesnych stadiach decydującą rolę dla rozwoju roślinności odgrywają symbiotyczne i niesymbiotyczne drobnoustroje wiążące azot. W ekosystemach późnych etapów sukcesji prawie cały azot (do 99%) zawarty jest w próchnicy lub żywej biomasie, a tylko jego mała część jest uwalniana w procesach mineralizacji [31]. Ponieważ ilość zakumulowanej próchnicy może być w wielu ekosystemach umiarkowanej strefy klimatycznej duża lub bardzo duża (np. od 10 do 60 kg m⁻² suchej masy nie licząc torfowisk [4], mineralizacja o intensywności nawet mniejszej niż 0,1% może uwalniać znaczne ilości związków azotowych* zaspokajających potrzeby roślin. W wielu ekosystemach znajdujących się w późnych stadiach sukcesji rośliny wydzielają allelopatyczne substancje hamujące proces nityfikacji, co powoduje, że jego intensywność jest niska [6, 45]. Ograniczenie intensywności procesów nityfikacji może mieć dwie ważne ekologiczne konsekwencje. Pierwsza to ograniczenie wymywania azotanów z profilu glebowego do wody gruntowej. Druga to ograniczenie powstawania podtlenku azotu (N₂O), który powstaje głównie w procesach nityfikacji, a nie, jak to dawniej przypuszczano, w przemianach denityfikacyjnych [8]. Podtlenek azotu jest jednym z gazów wpływających na zmniejszenie warstwy ozonowej w stratosferze .

W trakcie sukcesji w miarę nagromadzenia próchnicy, a tym samym i azotu czy siarki, oraz wzrostu wilgoci związanej z kumulacją próchnicy (co też może ograniczać procesy nityfikacji) oraz zwiększenia sorpcji kationów spada intensywność procesu wiązania atmosferycznego azotu. Na tych etapach występuje coraz więcej

* Praca wykonana w ramach projektu badawczego „Fizjotaktyka obszarów wiejskich”, finansowanego przez KBN

roślin nie wytwarzających symbiotycznych związków z wiążącymi azot drobnoustrojami [5]. Ekosystemy późnych etapów sukcesyjnych charakteryzują się coraz to większym stopniem autarkiczności cyklu obiegu azotu [5, 6]. Można stwierdzić, że regulacja poziomu zasobów i szybkości przemian C, N, S w naturalnych ekosystemach zależna jest od zjawisk biologicznych. W przeciwieństwie do tych pierwiastków fosfor magazynowany jest głównie w nieorganicznej postaci, przy czym przeważająca jego część znajduje się w formie niedostępnej dla roślin. Ostatnio jednak zaczyna narastać liczba danych wskazujących, że oprócz fizyczno-chemicznych reakcji istotną rolę w regulacji stosunków pomiędzy przyswajalnymi i nieprzyswajalnymi formami fosforu w glebie odgrywają również drobnoustroje [10, 11]. Analizy te wykazały, że choć ze względu na znaczne ilości wytrąconych nieorganicznych form, cykle P są mniej zsynchronizowane z cyklami obiegu C, N i S w ekosystemach lądowych, to jednak ilość dostępnych dla roślin fosforanów jest poprzez aktywność mikroorganizmów związana z zasobami zawartego w próchnicy azotu i siarki. Przy tym nie bez znaczenia jest to, czy w zespole mikroorganizmów przeważają bakterie charakteryzujące się węższym stosunkiem N do P, czy grzyby charakteryzujące się szerszym stosunkiem N do P? Przy wzroście masy bakterii szybkość wymiany fosforu w układzie: próchnica – roztwór glebowy – roślina jest większa.

Naturalne zespoły roślin charakteryzują się jeszcze jedną ważną adaptacją pozwalającą na egzystencję w warunkach różnej zasobności składników odżywczych. W ubogich i mało żyznych siedliskach rozwijają się zespoły roślinne o odmiennych relacjach C : N : P : S, niż to ma miejsce w przypadku żyznych gleb. Tak np. wiele iglastych gatunków drzew potrzebuje znacznie mniej azotu na produkcję jednostki biomasy, niż ma to miejsce w przypadku gatunków liściastych. Podobnie wiele gatunków traw charakterystycznych dla mało żyznych i kserotermicznych siedlisk zużywa znacznie mniej azotu w produkcji swojej biomasy niż gatunki traw występujące na żyznych siedliskach [20]. Produkcja biomasy w ubogich siedliskach może być względnie wysoka, gdy w wyniku długotrwałych procesów sukcesji, wytwarza się zespół roślin efektywnie wykorzystujący niewielkie zasoby mineralne składników odżywczych roślin [15, 20]. Wiele gatunków roślin charakterystycznych dla późnych etapów sukcesji lepiej przyswaja amonową formę azotu niż azotanową. Charakterystyka ta jest przeciwstawna cechom roślin ruderalnych, z których pochodzi wiele roślin uprawnych, przystosowanych do intensywnego pobierania azotanów [15].

Człowiek, gospodarując na polach uprawnych, nie dopuszcza do rozwoju zróżnicowanych zespołów roślinnych. Dążność rolników do eliminacji wszystkich innych gatunków poza rośliną dostarczającą plony prowadzi do powstawania jednorodnych zespołów roślinnych przypominających wczesne (pionierskie) etapy sukcesji. Uprawa tylko jednego gatunku, lub ściślej jednej odmiany, przyczynia się do synchronizacji cyklu rozwojowego wszystkich roślin tworzących łąn, a po zebraniu plonów sprawia, że pole nie jest pokryte roślinnością. Również świat zwierzęcy jest mniej obfity i zróżnicowany niż w innych ekosystemach [34]. Masa bakterii jest duża, np. według ocen Kaszubiaka i Kaczmarek [41], zawartość azotu w biomacie bakterii na ubogich glebach piaszczystych wynosi około 170 kg/ha, a w biomacie grzybów znajduje się jeśli nie większa to podobna ilość azotu. Wskazuje to na ogromne znaczenie drobnoustrojów w przemianach azotu w glebach pól uprawnych. Otwarte duże

poła uprawne w minimalnym stopniu oddziałują na zmianę prędkości wiatru, nie różnicują rozkładu przestrzennego opadu czy parowania, amplituda zmian temperatury jest większa niż np. na terenach zadrzewionych [32]. Uproszczenie struktury roślinności prowadzi do wzrostu procesów erozji wodnej i wietrznej. Orka, zwiększając dostęp powietrza do gleby, sprzyja mineralizacji zasobów próchnicy, co zwiększa koncentrację rozpuszczonych w roztworze glebowym związków mineralnych oraz stymuluje wzrost intensywności procesów nityfikacji. Również zwiększone przesuszenie gleby na skutek orki stymuluje intensywność procesów nityfikacji. Oba te procesy przy odpowiednim splocie warunków klimatycznych mogą sprzyjać wymywaniu azotanów z gleby. Potwierdzeniem tej możliwości są np. zanieczyszczenia wód gruntowych w krajach Europy Zachodniej, gdzie stwierdzono, że występujące wielkości wymywanych związków azotu z pól uprawnych w roku wahają się pomiędzy 30–90 kg/ha. Gdy gleba nawożona jest dużymi ilościami gnojowicy, wymywane wielkości przewyższają nawet 150 kg N/ha [22]. Straty wielu pierwiastków z pól uprawnych są znacznie potęgowane przez intensywną hodowlę zwierząt, zwłaszcza w przemysłowych fermach bezściółkowej hodowli. Okresy wzmożonej mineralizacji resztek roślinnych występujące późnym latem i wczesną jesienią czy też wczesną wiosną mogą przebiegać przy braku roślinności na polu, co sprzyja wymywaniu związków mineralnych z gleby. Rolnik chcąc osiągnąć wysokie plony subsyduje zasoby łatwo przyswajalnych składników odżywczych, nie zwiększając jednocześnie procesów retencji składników mineralnych. Jest to taktyka, do której dobrze przystosowane są rośliny ruderalne, spośród których wywodzi się wiele roślin uprawnych [9, 15, 20].

Wszystkie te procesy związane z przekształceniem naturalnych ekosystemów w agroekosystemy mogą prowadzić do znacznych strat różnych pierwiastków. Tak np. w ciągu 50–100 lat uprawy roli w Pasie Wielkich Nizin Ameryki Północnej około 50% węgla i azotu, 30–40% siarki i 10–30% fosforu zostało stracone z gleby w porównaniu z wyjściowymi zasobami tych pierwiastków w preriach [42]. Opublikowano wiele innych prac o podobnych wynikach badań. Straty próchnicy czy też różnych pierwiastków nie są inherentnie związane z uprawą roli. Jak wykazały długotrwałe doświadczenia, wysokie nawożenie organiczne i nieorganiczne, a zwłaszcza dobrze dobrana rotacja roślin uprawnych o dużym nasyceniu trawami i motylkowymi, może nie tylko zahamować ubytek próchnicy, ale przyczynić się nawet do wzrostu jej zasobów [21]. Jednak w stosunku do wyjściowych naturalnych ekosystemów zasoby próchnicy w glebie pól uprawnych są obniżone, o ile nie stosować bardzo dużych dawek nawożenia organicznego. Częste ograniczanie nawożenia organicznego i specjalizacja zmianowań w kierunku nasycenia płodozmianu zbożami czy okopowymi nie sprzyja utrzymaniu zasobów próchnicy. Prowadzi to do strat szeregu pierwiastków z gleby, ponieważ retencja wielu składników mineralnych w glebie pól uprawnych jest skorelowana z zasobami próchnicy. W świetle powyższych informacji należy się więc liczyć, że działalność rolnicza może prowadzić do zwiększonego wymywania, wywiewania i ulatniania szeregu związków z pól uprawnych. Wynika to z przyrodniczych prawidłowości związanych z tym, że agroekosystemy charakteryzują się bardziej otwartymi cyklami obiegu materii niż lasy czy ekosystemy trawiaste [33, 35].

Powstawanie zanieczyszczeń obszarowych

Należy pamiętać, że nawet w nie przekształconych przez człowieka zlewniach woda gruntowa niesie różne, rozpuszczone w niej, związki chemiczne. Transport ten jest zjawiskiem naturalnym, a jego intensywność zależy od splotu klimatycznych, fizycznych, chemicznych i biologicznych procesów. Zanieczyszczenia obszarowe, których rosnące znaczenie stwierdzono w ostatnim dziesięcioleciu [22], wywołane są zwiększonym ponad tło geochemiczne wymywaniem różnych związków chemicznych, a zwłaszcza azotanów, z obszaru zlewni.

Intensyfikacja procesów wodnej i wietrznej erozji, związanej z przekształceniem pokrywy roślinnej gleb przez człowieka, jest również jedną z ważnych przyczyn zanieczyszczeń obszarowych. Jednak od samego początku rozpoznania problemu obszarowych zanieczyszczeń podkreślano związek pomiędzy intensywnością nawożenia a zanieczyszczeniami wód śródlądowych przez składniki chemiczne transportowane przez wody gruntowe [12, 13, 41, 46].

Pomijając początkowe niejasności mające swoje źródła w niedostatecznym poznaniu wpływów właściwości gleb, roślinności, warunków pogodowych, zabiegów agrotechnicznych itp. na przesączanie się wody wraz z rozpuszczonymi składnikami chemicznymi przez profil glebowy, nie ma już dziś wątpliwości, że wzrost nawożenia, zarówno mineralnego, jak i w postaci gnojowicy, prowadzi do wzrostu zanieczyszczeń wód zarówno gruntowych, jak i powierzchniowych [1, 2, 3, 13, 16, 20, 22, 26, 27, 28, 43]. Zanieczyszczenie wód gruntowych jest tak samo poważnym problemem jak zanieczyszczenie otwartych zbiorników wodnych. Tak np. w Danii 8% publicznych ujęć dostarcza wodę, w której przekroczona jest norma 50 mg NO₃/l. W Niemczech norma ta jest przekroczona w 50% prywatnych ujęć wody [17]. Podobnie badania zanieczyszczeń wód gruntowych w Holandii, Francji, Anglii, wskazują na narastającą koncentrację azotanów [22]. W Polsce wg danych GUS (1990) w 1987 roku aż 65,9% studni przydomowych dostarczało wodę nadmiernie zanieczyszczoną. W najgorszych pod tym względem województwach: konińskim, kaliskim, sieradzkim oraz leszczyńskim odpowiednio: 86%, 85,6%, 84,4% oraz 83,4% studni dostarczało wodę nadmiernie zanieczyszczoną. Są to obszary cierpiące jednocześnie na chroniczny brak wody dla potrzeb rolnictwa.

Woda przemieszczająca się przez profil glebowy umożliwia migrację związków chemicznych do wody gruntowej. Jak wiadomo, konfiguracja terenu, miąższość strefy nienasyconej, uziarnienie gleby i jej zasoby próchnicy to główne czynniki określające przesączanie się wody przez profil glebowy. Przemieszczanie się związków chemicznych wraz z wodą uzależnione jest nie tylko od tekstury gleby, a zwłaszcza zawartości frakcji ilastej i zasobów próchnicy, ale również od odczynu gleby i zasadniczego czynnika określającego sorpcję chemiczną – pojemności wymiennej kationów. Ważną rolę odgrywa również sorpcja biologiczna określona przez pobieranie związków przez korzenie i drobnoustroje. Współdziałanie tych czynników może powodować, że transport wodny związków chemicznych może być bardzo długi np. rzędu kilku lub kilkunastu lat, jeżeli wziąć pod uwagę wszystkie drogi przepływu

wody oraz skomplikowane reakcje chemiczne sorpcji chemicznej i biologicznej [16, 18, 43, 47].

Spośród prac polskich dokumentujących wpływ nawożenia na zwiększone wymywanie z gleby składników mineralnych można wymienić szersze opracowania Pondela [26], Myśkowa [21] i Gorlacha i innych [14]. Z zagranicznych zostanie omówione syntetyczne opracowanie Frissela [13] analizujące zależność pomiędzy intensywnością nawożenia a ilością wymywanego z gleby azotu i fosforu w 63 różnych agroekosystemach. Rozrzut ocen wymywanego azotu wynosił od poniżej $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ do $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Jak można było oczekiwać, zmienność ta uwarunkowana była rodzajem gospodarki – uprawą roślin czy hodowlą zwierząt, typem gleby, rodzajem uprawianych roślin, agrotechniką itp. Pomimo tej dużej zmienności ocen wymywanego azotu można było wykazać tendencję, że przy dawkach azotu nie przekraczających 150 kg ha^{-1} wymywane jest około 10% azotu, a przy dawkach większych niż 150 kg ha^{-1} wymywane jest około 20% azotu [13]. Straty azotu związanego z jego ulatnianiem się wynosiły od $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ do $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Dominowało ulatnianie się amoniaku. Dane te są zaniżone, ponieważ oceny ulatniającego się azotu w formie N_2O lub N_2 nie były dokładnie przeprowadzone.

Ilości wymywanego z gleby fosforu były w omawianych badaniach znacznie niższe (poniżej $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) niż ilości tracone w spływach powierzchniowych erodowanej gleby (przeważnie powyżej $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) [13]. Przewaga ilości fosforu traconego w spływach powierzchniowych, jak i niska rozpuszczalność jego związków występujących w glebie, maskuje współzależność pomiędzy dawką fosforu w nawozach a jego ilością wymywaną z gleby. Natomiast istnieje wyraźna zależność pomiędzy ilością łatwo rozpuszczalnego fosforu w glebie a jego koncentracją w wodzie spływającej po powierzchni [31, 46].

Jeszcze szerzej udokumentowaną analizę wpływu rolnictwa na wzrost zanieczyszczenia wód gruntowych azotanami niż Frissel [13] przeprowadził Hallberg [16]. Wykorzystał on bardzo duży materiał zebrany przez Agencję Ochrony Środowiska USA. Wykorzystano olbrzymi materiał, np. niektóre analizy były prowadzone na danych z przeszło 1000 punktów pomiarowych. Główne wyniki analizy Hallberga [16] są następujące:

- chociaż ścieki bytowe, przemysłu spożywczego i innych gałęzi przemysłu niewątpliwie przyczyniają się do zanieczyszczeń azotanami wód gruntowych, to jednak nawozy stosowane w uprawie roślin oraz hodowla zwierząt są głównymi regionalnymi źródłami wzrostu ilości azotanów w wodach gruntowych;
- w wyniku działalności rolniczej koncentracja azotanów wzrosła od 3 do 60 razy w porównaniu z ich koncentracją w wodach gruntowych naturalnych ekosystemów czy też obszarów rolniczych ekstensywnie uprawianych;
- w niektórych rejonach, gdzie rozwinięte jest rolnictwo, zanieczyszczenie azotanami ujęć wody jest znaczne. Tak np. w pasie upraw kukurydzy na środkowym zachodzie USA ponad 20% studni dostarcza wodę nie nadającą się do spożycia ze względu na przekroczenie normy ($\text{N-NO}_3^- > 10 \text{ mg l}^{-1}$);
- w ostatnich latach na wielu terenach rolniczych wzrost koncentracji azotanów w

wodach gruntowych jest większy niż to ma miejsce w wodzie powierzchniowych zbiorników wodnych. Wynik ten interpretuje Hallberg [16] jako przejaw opóźnionej migracji azotu z pól do wód gruntowych. Jak wykazuje szereg analiz, efekty intensywnego nawożenia ujawniają się dopiero po paru latach, gdy wysycone zostają różnego rodzaju reakcje buforowe. Strebel i współpracownicy [43] również podkreślają znaczne opóźnienie wzrostu koncentracji azotanów w wodzie gruntowej w stosunku do nawiezienia pola azotem.

Możliwości ograniczania zanieczyszczeń obszarowych

Analizy składu chemicznego wody odprowadzanej przez drenaż z eksperymentalnych pól wykazały, że więcej jest wymywanych azotanów, gdy uprawiane są buraki cukrowe i kukurydza, niż gdy uprawiane są zboża ozime i lucerna [7]. Podobne wyniki badań innych badaczy [16, 41, 43] pokazały, że odpowiednio dobrany skład rotacji roślin uprawnych może zmniejszyć wymywanie z gleby wielu składników chemicznych. Analizując koncentrację różnych jonów w wodach gruntowych, płynących od pola uprawnego przez system korzeniowy zadrzewienia, wykazano spadek stężeń wielu rozpuszczonych związków chemicznych (tab. 1) [37]. Badania powyższe wskazują, że zadrzewienia mogą efektywnie ograniczać migrację wodną różnych związków chemicznych. Peterjohn i Correll [24] wykazali, że mały las oddzielający pole uprawne od strumienia zatrzymuje około 89% azotu oraz 80% fosforu dochodzącego ze splywem gruntowym i powierzchniowym. Podobną prawidłowość stwierdził Pauliukiewicz [23].

Tabela 1.

Średnia koncentracja pierwiastków (mg dm^{-3}) w wodzie gruntowej pola uprawnego i przepływającej pod zadrzewieniem [37]

PIERWIASTKI	ŚRODOWISKO	
	Uprawne pole (mg dm^{-3})	Zadrzewienie (mg dm^{-3})
$N-NO_3^-$	37,6	1,1
$P-PO_4^{3-}$	0,08	0,06
Ca^{2+}	198,0	116,0
Mg^{2+}	41,1	18,4

W jaki sposób zadrzewienia śródpolne mogą ograniczać rozchodzenie się w krajobrazie różnych związków chemicznych? Drzewa mają dobrze rozwinięty system korzeniowy i dlatego w jego zasięgu znajduje się znacznie więcej wód gruntowych, niż ma to miejsce np. w przypadku znacznie słabiej wykształconego systemu korzeniowego zbóż czy też innych roślin uprawnych. Korony drzew znajdują się znacznie wyżej niż np. wierzchołki pędów zbóż, a tym samym podlegają silniejszym ruchom

turbulencyjnym powietrza. Ta struktura biologiczna zadrzewień powoduje, że 88% pochłoniętej energii słonecznej zostaje wykorzystane w procesach transpiracji. Inaczej mówiąc, struktura biologiczna drzew powoduje, że nie tylko zadrzewienia pochłaniają więcej energii, ale stają się one również „ekologicznymi pompami wody” [38]. Dzięki temu, że zadrzewienia transpirują o 22% wody więcej niż łąka i 34% więcej niż pola uprawne, mogą one bardziej intensywnie pobierać składniki odżywcze, a tym samym wpływać na zmianę składu chemicznego wód gruntowych znajdujących się w bezpośrednim jak i pośrednim (podsiak kapilarny) zasięgu korzeni. Zadrzewienia śródpolne składające się z paru gatunków drzew, np. dębu, brzozy i sosny, pobierają azot bardziej wydajnie niż zadrzewienie składające się z jednego gatunku drzew [29]. Dzieje się tak na skutek odmiennej preferencji pobierania różnych form azotu przez różne gatunki.

Pomiary kompleksu sorpcyjnego gleb pod zadrzewieniem wykazały, że jego właściwości mogą odgrywać również dużą rolę w przechwytywaniu różnych związków chemicznych przesączających się z wodą gruntową [25]. Jeszcze innym mechanizmem wyjaśniającym zmianę koncentracji jonów azotowych, gdy woda gruntowa przemieszcza się pod zadrzewieniem, mogą być procesy denitryfikacji [24].

Również pasy łąk mogą być efektywnymi barierami ograniczającymi migracje różnych jonów z pól uprawnych. Tak np. Ryszkowski i inni (1989) wykazali, że gdy uprawne pola oddzielone są od kanału odwadniającego pasem łąki mającej szerokość 80–90 m, wtedy do kanału wymywane jest w ciągu roku od 12 do 37 mg P m⁻² rok⁻¹. Natomiast gdy pola bezpośrednio przylegają do kanału, wtedy w ciągu roku wymywane jest od 33 do 98 mg P m⁻² rok⁻¹.

Generalizując można stwierdzić, że z krajobrazu rolniczego o gęstej sieci barier biogeochemicznych wymywanych jest mniej składników, niż gdy struktura zlewni składa się tylko z pól uprawnych.

Współczesne ekologiczne ujęcie ochrony środowiska wymaga nie tylko eliminacji źródeł zagrożeń lub innych form degradacji środowiska czy też przeciwdziałania na drodze technicznej rozprzestrzenianiu zanieczyszczeń. Konieczne jest również zwiększenie odporności układów przyrodniczych na degradację przez stymulację naturalnych procesów uzdatniania i neutralizacji zanieczyszczeń, zwiększenie efektywności procesów samooczyszczania się środowiska, retencji wodnej, regeneracji zasobów próchnicy. W tak pojętym systemie ochrony szczególne miejsce w kształtowaniu naturalnych procesów samooczyszczania się środowiska przypada działalności rolniczo-leśnej. Na podstawie osiągniętych wyników badań funkcjonowania ekosystemów można stwierdzić, że włączanie i stymulacja efektywności mechanizmów samooczyszczania się środowiska przez właściwe kształtowanie składowych krajobrazu (zadrzewienia, łąki, odpowiednia rotacja roślin uprawnych, drobne zbiorniki wodne i tereny bagienne, roślinność kumulacyjnych stref pobrzeży zbiorników wodnych itd.) ogranicza rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń. Poprzez racjonalne ukształtowanie obszarów rolnych oparte na ekologicznych zasadach funkcjonowania można przyspieszyć neutralizację zanieczyszczeń i regenerację właściwości gleb. Ograniczona zostaje również wodna i wietrzna erozja. Kompleksowy program ochrony środowiska wymaga zarówno działań w zakresie budowy

sprawnych i efektywnych oczyszczalni, stosowania nie degradujących środowisko technologii upraw roślin i hodowli zwierząt oraz zagospodarowania zlewni w myśl ekologicznych zasad. Dlatego sukces ochrony środowiska w Polsce zależy od reorientacji zasad rozwoju gospodarki rolnej w kierunku optymalizacji produkcji z ochroną środowiska. Tak rozumiana priorytetowa rola obszarów rolniczych dla skutecznych działań w zakresie strategii ochrony przyrody znalazła ostatnio swój wyraz w opracowanej na zlecenie Ministerstwa Ochrony Środowiska – Strategii Ochrony Żywych Zasobów Przyrody [36].

Strategia optymalizacji produkcji i ochrony środowiska w rolnictwie

Zanieczyszczenia obszarowe prowadzące do obniżenia jakości wody gruntowej, a w konsekwencji i degradacji powierzchniowych zbiorników wodnych, stanowią poważne zagrożenie środowiska ograniczające rozwój społeczeństwa.

Należy liczyć się z tym, że zanieczyszczenie wód gruntowych będzie jeszcze wzrastało, a pełne konsekwencje gospodarczo-społeczne tego zagrożenia ujawnią się dopiero w przyszłości, ponieważ rejestrowane obecnie zmiany składu chemicznego w wodach odzwierciedlają intensywność nawożenia sprzed paru lat [16, 22]. Techniczne oczyszczenie wody np. z azotanów nie będzie łatwe. Konwencjonalne metody uzdatniania wody pitnej nie usuwają azotanów, a stosowane obecnie kosztowne metody ich usuwania mogą wprowadzić inne szkodliwe związki, np. w technologii biologicznej denitryfikacji mogą powstawać szkodliwe dla zdrowia połączenia chloru ze związkami organicznymi oraz szereg szkodliwych metabolitów drobnoustrojów. W drugiej metodzie usuwania azotanów, tzw. metodą wymiany jonowej, stosowane w tym procesie żywice uwalniają wiele niepożądanych związków [22].

Ze względu na duży areal powierzchniowy (użytki rolne stanowią 60% powierzchni całego kraju) obszary rolne mają duże znaczenie dla kształtowania procesów obiegu materii w Polsce.

Jak dobrze wiadomo, postęp rolnictwa związany jest głównie z jego mechanizacją i chemizacją oraz uprawą nowych, wysokoplennych odmian roślin, czy też hodowlą wydajnych odmian zwierząt. Jednak te same czynniki, które są nieodzowne do intensyfikacji produkcji rolnej, często wywołują wcześniej czy później niekorzystne zmiany środowiskowe. Należy przy tym podkreślić, że sytuacja ta nie jest wynikiem jakiejś inherentnej, środowiskowej szkodliwości różnych czynników intensyfikacji rolnictwa, ale jest wywołana popełnianymi błędami lub wynika z niedostatecznego zrozumienia przyrodniczych zasad funkcjonowania pól uprawnych. Mamy tu, generalnie mówiąc, do czynienia z dwiema grupami przyczyn degradacji środowiska, wywołanej przez działalność rolniczą. Do pierwszej grupy przyczyn należą działania sprzeczne z wiedzą rolniczą. Tak np. duże znaczenie dla efektywnej gospodarki i ochrony środowiska ma przestrzeganie terminów nawożenia, dobór odpowiednich nawozów, a i wielkość jednorazowych dawek nawozów powinna być

dostosowana do warunków glebowych, klimatycznych i wymogów uprawianych roślin. Każde niedbalstwo lub nieumiejętność prowadzi do niewłaściwego stosowania nawozów mineralnych, co w następstwie przyczynia się do powstawania zanieczyszczeń wód.

Właściwie dobrana rotacja roślin uprawnych jest potężnym czynnikiem zapobiegającym degradacji próchnicy, a jednocześnie spełnia bardzo istotną funkcję sanitarną, nie dopuszczając do rozwoju szkodników i patogenów.

Pomimo że podobnie wysokie plony można uzyskać przy nawożeniu mineralnym co organicznym, nie należy ze względów wygody zaniechać stosowania nawozów organicznych.

W celu zabezpieczenia zasobów próchnicy należy nasycać płodozmian w rośliny wzbogacające glebę w resztki roślinne (np. uprawa przed- i poplonów, uprawa współrzędna różnych roślin itp.). Należy do minimum ograniczyć stosowanie pługa lub nawet przejść na systemy bezorkowe po uprzednim opracowaniu tej technologii uprawy przez instytuty naukowe dla warunków Polski. Nadmierne natlenienie gleby i jej przesuszenie stymuluje nie tylko procesy rozkładu próchnicy, ale również i procesy nityfikacji, mogące przyczynić się do wzrostu wymywania azotanów.

Efektywność technologii uprawy roli może być zwiększona przez monitoring koncentracji dostępnych dla roślin związków odżywczych w glebie.

Drugą kategorią powodów nieskutecznego ograniczania ubocznych, a środowiskowo ujemnych, skutków produkcji rolnej jest niedostateczne zrozumienie przyczyn powstawania zagrożeń. Stosowanie środków prewencyjnych bez usuwania przyrodniczych uwarunkowań powstawania zagrożeń jest mało skuteczne i kosztowne. Jak to zostało omówione powyżej, wymywanie związków chemicznych, a zwłaszcza azotanów z gleby pól uprawnych do wód gruntowych jest większe w agroekosystemach niż w ekosystemach leśnych i trawiastych. Jest to związane między innymi z większym natlenieniem gleby, podwyższoną mineralizacją materii organicznej oraz niskim udziałem allelopatycznych inhibitorów procesu nityfikacji [44].

Znajomość procesów warunkujących przemywanie związków chemicznych przez glebę nie jest na tyle zaawansowana, aby można było zalecać praktyczne stosowanie technologii uprawy ograniczającej ich migrację przez profil glebowy. Niemniej wykorzystanie istniejącej wiedzy na temat obiegu materii w naturalnych ekosystemach pozwala na zrozumienie powodów względnie małej efektywności pewnych zabiegów zmierzających do podniesienia wydajności produkcyjnej nawozów (np. stosowanie nawozów o opóźnionym rozkładzie czy preparatów hamujących nityfikację, jak np. N-serve).

Stosując inhibitory nityfikacji, np. preparat N-serve lub inne pochodne aniliny, uzyskano tylko krótkotrwale efekty [21]. Stosowanie inhibitorów nityfikacji powinno być sprzężone z innymi działaniami ograniczającymi nagromadzenie się ruchliwych form azotu. Np. płytkie przeoranie słomy charakteryzującej się szerokim stosunkiem C:N będzie prowadziło do biologicznej immobilizacji azotu. Inną możliwością jest ograniczenie orki, co zwiększy wilgotność i zmniejszy natlenienie gleby, a przez to ograniczy intensywność nityfikacji [44].

Utrzymanie na polu roślin w okresie, kiedy występuje podwyższona mineraliza-

cja materii organicznej gleby, co w naszych warunkach klimatycznych występuje w okresie od jesieni do wiosny, może znacznie ograniczyć wymywanie azotanów spoza strefy korzeniowej roślin.

Następnym ważnym ogniwem działań ukierunkowanych na ograniczenie zanieczyszczeń obszarowych powinna być rozwinięta sieć barier biogeochemicznych (zadrzewień śródpolnych, enklaw łąk, drobnych zbiorników wodnych, mokradeł i innych użytków ekologicznych). Dzięki ich działaniu zostaje znacznie ograniczony transport związków chemicznych w wodzie gruntowej oraz zmniejszona jest ich migracja na drodze wodnej i wietrznej erozji.

Reasumując rozważania na temat strategii ograniczenia zanieczyszczeń obszarowych pochodzenia rolniczego należy podkreślić, że możliwość osiągnięcia sukcesu zależy od pełnego zespolenia trzech poziomów działania.

Po pierwsze – stosowania technologii uprawy zgodnie z zaleceniami wiedzy rolniczej.

Po drugie – sukces strategii będzie zależał od wypracowania nowych technologii ograniczających przemieszczanie się związków chemicznych przez profil glebowy.

Po trzecie – olbrzymie znaczenie będzie miało ograniczenie zanieczyszczeń obszarowych przez zakładanie różnego rodzaju barier biogeochemicznych.

Realizacja tak pomyślanej strategii umożliwia optymalizację produkcji rolnej z ochroną środowiska, a obszary rolne nabierają wielofunkcyjnego znaczenia. Są to nie tylko tereny produkcji żywności, do której to funkcji w ostatnich czasach były sprowadzane, ale również obszary intensyfikacji procesów samooczyszczania się środowiska i regeneracji wielu zasobów biologicznych. Przy tym nie należy traktować produkcyjnych funkcji jako ważniejszych niż funkcje ochronne.

Literatura

- [1] Baker J. L.: Agricultural areas as nonpoint sources of pollution. s. 275–310. W: Environmental impact of nonpoint source pollution. (Overcash M. R., Dawidson J. M. red.) Ann Arbor Science, Ann Arbor 1980.
- [2] Bartoszewicz A.: Zasolenie wód glebowo-gruntowych Wielkopolski oraz jego związek z warunkami glebowymi i intensyfikacją nawożenia. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 91; s. 1–53, 1979.
- [3] Bartoszewicz A.: Chemizm wód gruntowych zlewni użytkowanych rolniczo w warunkach glebowo-klimatycznych Równiny Kościańskiej. s. 126–142. W: Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym (red. Ryszkowski L., Marcinek J., Kędziora A.) Wydawnictwo UAM, Poznań 1990.
- [4] Bolin B., Degens E. T., Duvigneaud P., Kempe S.: The global biogeochemical carbon cycle. s. 1–53. W: The global carbon cycle (red. Bolin B., Degens E. T., Kempe S., Ketner P.). J. Wiley and Sons. Chichester 1979.
- [5] Bolin B., Crutzen P. J., Vitousek P. M., Woodmansee R. G., Goldberg E. D., Cook R. B.: Interactions of biogeochemical cycles. s. 1–39. W: The major biogeochemical cycles and their interactions. (red. Bolin B., Cook R. B.) J. Wiley and Sons. Chichester 1983.
- [6] Bormann F. H., Likens G. E.: Pattern and process in a forested ecosystem. Springer Verlag. s. 253, New York 1979.

- [7] Borowiec S., Zabłocki Z.: The effect of cultivated plants on nitrate-nitrogen concentrations in drainage waters, s. 36–41. W: 5-th International Symposium of CIEC (Centre International des Engrais Chimiques) Symposium document 2 section 1. Balatonfüred, Hungary 1987.
- [8] Bremner J. M., Blackmer A. M.: Nitrous oxide: emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. *Science* 199: s. 295–296, 1978.
- [9] Chapin F. S.; 1980: The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11: s. 233–260, 1980.
- [10] Cole C. V., Heil R. D.: Phosphorus effects on terrestrial nitrogen cycling. W: *Terrestrial nitrogen cycles* (red. Clark F. E., Rosswal T.) *Ecol. Bull (Stockholm)* 33: s. 363–374, 1981.
- [11] Cole C. V., Sanford R. L.: Biological aspects of the phosphorus cycle. s. 17–29. W: *Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems.* (red. Tiessen H.) Turner-Warwick Communications Saskatoon (Canada) 1989.
- [12] Duncan N., Rzoska J.: Land use impacts on lake and reservoir ecosystems. *Facultas-Verlag, Wien* 1980, 294 s.
- [13] Frissel M. J.: Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems. *Agro-ecosystems* 4: s. 1–354, 1977.
- [14] Gorlach E., Mazur T., Wróbel St.: Wpływ nawożenia na środowisko przyrodnicze. *Polskie Towarzystwo Gleboznawcze (maszynopis ekspertyzy)*, s. 36, Warszawa 1990.
- [15] Grime J. P.: *Plant strategies and vegetation processes.* J. Wiley and Sons. Chichester 1979, s. 222
- [16] Hallberg G. R.: Nitrate in ground water in United States. 35–74. W: *Nitrogen management and ground water protection* (red. Follett R. F.) Elsevier. Amsterdam 1989.
- [17] Kauppi L.: Hydrology: Water quality changes 43–66. W: *Toward ecological sustainability in Europe.* (red. Solomon A. M. and Kauppi L.) International Institute for Applied System Analysis, Laxenburg (Austria) 1990.
- [18] Marcinek J., Spychalski M., Komisarek J.: Obieg wody w mikrozewni rolniczej, s. 69–96. W: *Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym* (Ryszkowski L., Marcinek J., Kędziora A. red.) Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań 1990.
- [19] Margowski Z., Bartoszewicz A.: Przenikanie podstawowych składników nawozowych do wód gruntowych, s. 75–97. W: *Nawożenie a eutrofizacja wód.* WSI, Zielona Góra 1976.
- [20] Mattson W. J.: Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11: 119–161, 1980.
- [21] Mysłowski W.: Ochronne działanie materii organicznej gleby, s. 41–67. W: *Wybrane zagadnienia związane z chemicznym zanieczyszczeniem gleb.* (red. Kabata-Pendias A.) Ossolineum, Wrocław 1989.
- [22] OECD: *Water pollution by fertilizers and pesticides.* OECD, Paris 1986, s. 144.
- [23] Pauliukevicius G.: Evaluation of forest role for ecological optimization of hilly landscapes of the Lithuanian SSR. *Vilnuious, Pjargale* 1978, s. 181.
- [24] Peterjohn W. T., Correll D. L.: Nutrient dynamics in agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65: s. 1466–1475, 1984.
- [25] Pokojska U.: Potencjalne możliwości zatrzymywania składników pokarmowych przez gleby zadrzewień śródpolnych i łąk w krajobrazie rolniczym. *Roczniki Gleboznawcze* 39: s. 51–61, 1988.
- [26] Pondel H.: Wpływ nawożenia mineralnego na chemiczne właściwości gleb oraz na wody glebowo-gruntowe i powierzchniowe. s. 11–39. W: *Wybrane zagadnienia związane z chemicznym zanieczyszczeniem gleb.* (red. Kabata-Pendias A.) Ossolineum, Wrocław, 1989.
- [27] Pondel H., Terelak H.: Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wymywanych do wód gruntowych. *Pam. Puławskie* 75: s. 148–167, 1981.
- [28] Prochazkova L.: Agricultural impact on the nitrogen and phosphorus concentration in water. 78–100. W: *Land use impacts on lake and reservoir ecosystems.* (red. Duncan N., Rzoska J.) *Facultas-Verlag, Wien* 1980.
- [29] Prusinkiewicz Z., Józefkiewicz-Kotlarz J., Kwiatkowska A., Pokojska U.: The effect of shelterbelts on the nutrient cycling in agricultural landscapes. *Podá a produkcia agro-ekosystemov.* Bratislava 1990, s. 108–126,
- [30] Reiners W. A.: Nitrogen cycling in relation to ecosystem succession. W: *Terrestrial nitrogen* (red. Clark F. E., Rosswal T.) *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33: 507–528, 1981.

- [31] Romkens M. J. M., Nelson D. W., Mannering J. V.: Nitrogen and phosphorus composition of surface runoff as affected by tillage method. *J. Environ. Quality* 2: s. 292–295, 1973.
- [32] Ryszkowski L.: Przegląd badań wykonanych w Turwi na temat wpływu zadrzewień na środowisko przyległych pól. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 166: s. 71–82, 1975.
- [33] Ryszkowski L.: Energy and matter economy of ecosystems. W: *Unifying concepts in ecology* (red. van Dobben W. H. and McConnel R.), Junk, Haga 1975, s. 109–126.
- [34] Ryszkowski L.: Wpływ intensyfikacji rolnictwa na faunę. *Zeszyty Probl. Post. Nauk Roln.* 233: s. 7–38, 1981.
- [35] Ryszkowski L.: Agroekosystemowe zasady rozwoju rolnictwa. *Postępy Nauk Rolniczych* 5/6: 3–18, 1988.
- [36] Ryszkowski L., Bałazy St.: Strategia ochrony żywych zasobów przyrody w Polsce. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań 1991, s. 95.
- [37] Ryszkowski L., Bartoszewicz A.: Impact of agricultural landscape structure on cycling of inorganic nutrients, s. 241–246. W: *Ecology of arable land* (Clarholm M. and Bergstrom L. red.) Kluwer Academic Publishers. Den Hague, 1989.
- [38] Ryszkowski L., Kędziora A.: Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Landscape Ecology* 1: s. 85–94, 1987.
- [39] Ryszkowski L., Karg J., Szpakowska B., Życzyńska - Bałonia I.: Distribution of phosphorus in meadow and cultivated field ecosystems. 178–192. W: *Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems* (red. Tissen H.) Turner-Warwick Communications, Saskatoon, Canada, 1989.
- [40] Sharpley A. N., Tillman R. W., Syers J. K.: Use of laboratory extraction data to predict losses of dissolved inorganic phosphate in surface runoff and tile drainage. *J. Environ. Quality* 6: s. 33–36, 1977.
- [41] SIDA/FAO: Effects of intensive fertilizer use on the human environment. *FAO Soils Bulletin* 16, Rome 1972, s. 360.
- [42] Stewart J. W. B., Cole C. V., Maynard D. G.: Interactions of biogeochemical cycles in grassland ecosystems. 247–269. W: *The major biogeochemical cycles*. (red. Bolin B., Cook R. B.) J. Wiley and Sons. Chichester, 1983.
- [43] Strebel O., Duynisveld W. H. M., Bottcher J.: Nitrate pollution of groundwater in Western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 26: s. 189–214, 1989.
- [44] Verstraete W.: Nitrification. W: *Terrestrial Nitrogen Cycles* (red. Clark F. E. i Rosswalt T.) *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33: s. 303–314, 1981.
- [45] Vitousek P. M., Gosz J. R., Grier C. C., Melillo J. M., Reiners W. A., Todd R. L.: Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science* 204: s. 469–474, 1979.
- [46] Vollenweider R. A.: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Tech. Report OECD*, Paris 1968, s. 160.
- [47] Wartena L.: Transport in the water phase. *Agro-ecosystems* 4: 8–12. Special issue: Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems, 1977.