

ZMIANY W MIKROFLORZE GLEB LEŚNYCH NAWADNIANYCH NIEKTÓRYMI RODZAJAMI ŚCIEKÓW O ZANIECZYSZCZENIU ZWIĄZKAMI ORGANICZNYMI

Ludmiła Janota-Bassalik, Jadwiga Kermen

Ekosystemy glebowe zawierają ogromną ilość komórek mikroorganizmów. Liczba bakterii w 1 gramie gleby waha się od tysięcy do setek milionów. W wielu glebach uprawnych dużej masie bakterii dorównywać może masa promieniowców i przewyższać ją może masa grzybów. Również olbrzymia jest w pojedynczym ekosystemie glebowym liczba gatunków mikroorganizmów, ich wariantów i mutantów oddziałujących na siebie. Rozmiar populacji wszystkich mikroorganizmów oraz poszczególnych gatunków waha się w bardzo szerokim zakresie. Zmiany te zachodzą szybko i dotyczą okresów krótkich lub długich, np. sezonowych.

Z uwagi na to, że gleba jest mozaiką przestrzennie oddzielonych elementów środowiska, zawierających różne układy populacji mikroorganizmów, badaniami można jedynie objąć podstawy organizacji społeczności, ich strukturę i metabolizm.

W ekosystemach leśnych substancje odżywcze pobierane przez rośliny powracają do gleby z resztkami roślinnymi i zwierzęcymi. Mikroorganizmy glebowe rozkładają złożone substancje organiczne, zapewniając stały przepływ energii systemu troficznego producent—konsument i udostępniając roślinom wyższym pierwiastki mineralne w związkach nieorganicznych. Mimo iż zwierzęta glebowe odżywiają się tak jak i mikroorganizmy związkami organicznymi procesy mineralizacji zachodzą przede wszystkim na poziomie mikrośrodowiskowym.

Szybkość, z jaką substancje odżywcze krążą w ekosystemie, ma decydujący wpływ na biologiczną produktywność. Zakładając, że w systemie ekologicznym gleby występują organizmy do niego zaadaptowane, obieg pierwiastków odbywa się z maksymalną szybkością dla danych warunków. Jest on wynikiem licznych procesów skoordynowanych ze sobą, o mechanizmie samoregulującym się. Dla tych procesów charakterystyczne są cykle częściowego rozkładu związków organicznych, włącze-

nie części produktów rozkładu do nowo powstających komórek mikroorganizmów, następnie remineralizacja i powtarzająca się transformacja po ich śmierci. Wszystkie drogi rozpadu, z etapami częściowego unieruchomienia — zarówno w komórkach jak i na zewnątrz komórek, w produktach ich syntezy tworzących humus glebowy — prowadzą ostatecznie do rozkładu wprowadzonej do gleby substancji organicznej. W wyidealizowanym przypadku pozostawałyby wyłącznie najtrudniej rozkładalne formy przetrwalne mikroorganizmów, takie jak endospory bakterii, konidia promieniowców, cysty pierwotniaków, sklerotia grzybów i chlamydospory. Stanowią one rezerwę, która uaktywnia się, przechodząc w formy wegetatywne po wprowadzeniu do gleby nowych substancji organicznych [17].

Szybki i prawie całkowity rozkład związków organicznych w glebie wpływa często niekorzystnie na żyzność gleby, gdyż powoduje zbyt gwałtowne pozbycie się rezerw oraz zniszczenie gruzełkowatej struktury gleby. Struktura gleby jest w dużej mierze uzależniona od obecności specyficznych dla gleby związków próchnicowych (humusu), w których tworzeniu się — obok czynników fizykochemicznych — najistotniejszą rolę odgrywają drobnoustroje. Nie wydaje się jednak, aby istniały w warunkach naturalnych mechanizmy regulujące rozkład w kierunku jego spowolnienia. Niepożądana wysoka aktywność mikroorganizmów powoduje utratę związków odżywczych przez ich wymywanie.

Przed wprowadzeniem nawożenia nawozami mineralnymi jedynym sposobem hamującym spadek żyzności gleby było wprowadzenie do niej nawozów organicznych lub zastosowanie zabiegów agrotechnicznych, obniżających szybkość rozkładu związków organicznych. Zahamowanie spadku żyzności gleb leśnych jest również możliwe przez wprowadzenie do nich wód ściekowych, zawierających dużą masę substancji organicznych [11].

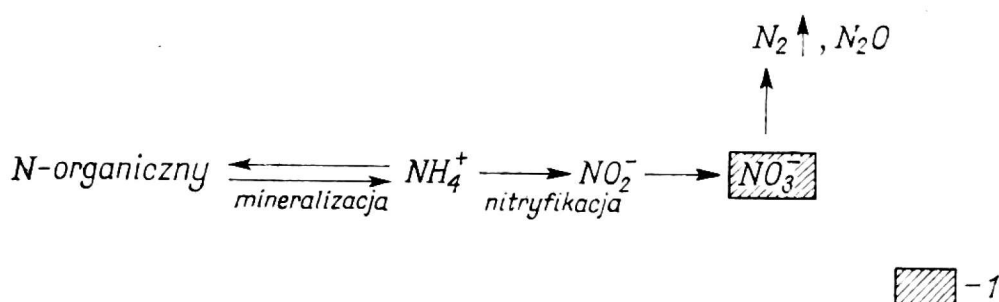
Czynnik mikrobiologiczny filtru glebowego obejmuje górną część profilu glebowego (warstwa ściółki i horyzont A_1 w glebach leśnych). BZT₅ ścieków wstępnie oczyszczonych wynosi od kilkuset (w ściekach komunalnych) do kilku tysięcy (np. w ściekach krochmalniczych [10]). Jakościowy skład związków chemicznych ścieków komunalnych jest podobny do składu chemicznego komórek drobnoustrojów. Znajdują się w nim łatwo rozkładalne węglowodany, kwasy nukleinowe, kwasy tłuszczowe, aminokwasy, aminocukry i inne związki występujące w komórkach.

Wprowadzenie wód ściekowych do gleby powoduje zmiany warunków fizykochemicznych, dotyczących przede wszystkim zawartości wody w glebie, stopnia napowietrzenia gleby, jej temperatury i struktury oraz zawartości substancji pokarmowych łatwo przyswajalnych. W wyniku tych zmian następuje rozwój mikroflory autochtonicznej, rozkładającej

różnego typu związki węgla [2, 3]. W warunkach dostatecznego napowietrzania gleby następuje uaktywnienie tych reakcji mikrobiologicznych, które wpływają na mobilizację i udostępnianie roślinom jonów: amonowego, azotanowego, ortofosforanowego, siarczanowego. Wytwarza się stan równowagi ekologicznej, polegający na zwiększeniu liczby drobnoustrojów, w tym szczególnie bakterii, zwiększeniu liczby drobnoustrojów amonifikujących i nitryfikujących oraz drobnoustrojów przekształcających związki fosforu i siarki.

Reakcjami biochemicznymi, które wywierają wpływ na stan fizykochemiczny składników pokarmowych w glebie, są: mineralizacja, włączenie do związków organicznych, utlenianie, redukcja, chelatyzacja, ułatwienie i wytrącanie.

Reakcje mikrobiologiczne dotyczące azotu, które mają znaczenie w funkcjonowaniu filtru glebowego, to — amonifikacja, nitryfikacja i denitryfikacja (rys. 1). Ścieki komunalne po utlenieniu biologicznym i sedymentacji zawierają umiarkowane stężenia N-amonowego (9,8 mg/l) i azotanowego (8,2 mg/l) oraz N-organicznego (2,0 mg/l, głównie w postaci białek).



Rys. 1. Podstawowe reakcje mikrobiologiczne, biorące udział w krążeniu azotu w obrębie „filtru glebowego” [wzg 16]; 1 — bardzo dobrze rozpuszczalny

Są to wartości przeciętne, od których mogą być znaczne odchylenia. Stosunek C:N w ściekach komunalnych oczyszczonych jest zwykle węższy niż 10:1, mineralizacja więc zachodzi głównie w glebie. Azot zmineralizowany w formie NH_4^+ oraz N-amonowy ze ścieków ulegają w glebie procesowi nitryfikacji. Jest to proces prowadzony przez chemosyntetyzujące autotrofy *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*, zachodzący szybko we wszystkich glebach uprawnych, które mają zapewnione warunki tlenowe. Stwierdzono, że wiele heterotroficznych drobnoustrojów potrafi utleniać amoniak do azotynów, a niektóre z nich nawet do azotanów, ale ich aktywność jest minimalna w porównaniu do autotroficznych bakterii nitryfikacyjnych. Odgrywają one w glebie rolę mniej istotną [15]. Nitryfikacja N-amonowego w kwaśnych glebach leśnych może być ograniczona przez nieobecność bakterii nitryfikacyjnych. Jednakże wykazano, że nawadnianie wodami ściekowymi stwarza warunki, które pozwalają na rozwój populacji tych bakterii [4, 14].

N-azotanowy może być wymywany z wodą w profilu glebowym. Ważne znaczenie w efektywności filtru glebowego w procesie adsorpcji i utylizacji N-azotanowego ma aktywnie rosnąca roślina uprawna lub wegetacja leśna. Badania prowadzone na Uniwersytecie Stanowym w Pensylwanii wykazały efektywność wegetacji roślinnej w usuwaniu azotu ściekowego z gleby i utrzymaniu integralności filtru glebowego [cyt. za 16].

W usuwaniu nadmiaru azotanów, nie pobranych przez rośliny z gleby, bierze udział proces denitryfikacji. Denitryfikacja mikrobiologiczna obniża potencjalne ryzyko zanieczyszczeń związanych z przemieszczaniem się azotanów do wód gruntowych. Powoduje ona uwalnianie się N_2 i N_2O w czasie oddychania beztlenowego, w którym NO_3 jest używany jako akceptor elektronów. Czynne w tym procesie mikroorganizmy są głównie bakteriami heterotroficznymi, względnymi beztlenowcami. Do nich należą *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Alcaligenes* i *Cytophaga*. Warunkami sprzyjającymi biologicznej denitryfikacji są odczyn bliski obojętnemu, łatwo dostępne źródło substratu węglowego i warunki beztlenowe ($E_h \sim + + 200$ mV). Mimo że nitryfikacja i denitryfikacja mają kontrastowo różne wymagania w stosunku do środowiska, zachodzą one w glebie jednocześnie, często w bardzo bliskiej odległości [8, 15].

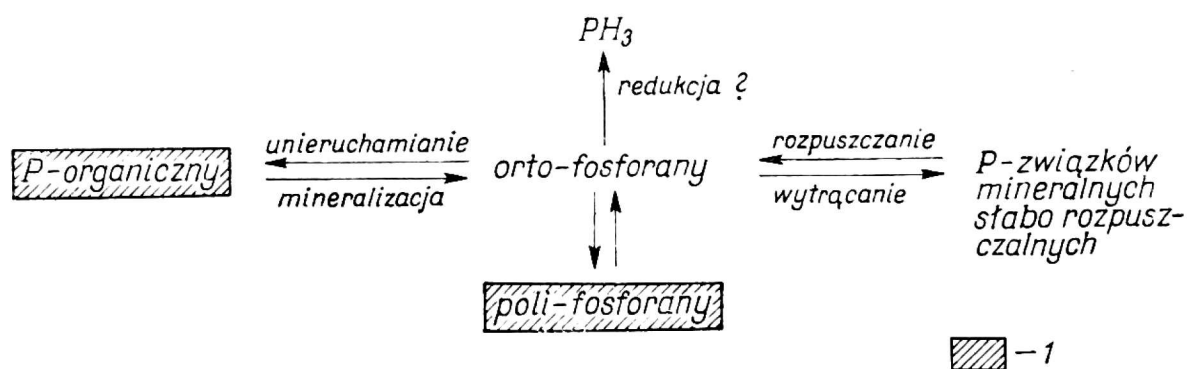
Klasycznym tego przykładem są pola ryżowe, w których przebieg obu tych procesów opisuje Broadbent w sposób następujący. Gleby nawadniane tworzą dwie oddzielone od siebie warstwy po zalaniu: powierzchniową warstwę natlenioną grubości kilku milimetrów i głęboką warstwę podpowierzchniową, która jest w stanie chemicznie zredukowanym. W płytkiej warstwie powierzchniowej gleby i w wodzie zalewowej stojącej powyżej nitryfikacja przebiega szybko, ponieważ jest tam dostęp tlenu. Jednakże, gdy tak wytworzone azotany przedyfundują do warstwy zredukowanej, są wykorzystywane przez mikroorganizmy jako akceptory elektronów i azot uwalnia się z gleby w postaci gazowej.

Trudno obecnie ocenić znaczenie biologicznej denitryfikacji w czasie stosowania nawodnień ściekami. Niewątpliwie wprowadzenie ścieków oczyszczonych do gleby, niezależnie od sposobu stosowania, może spowodować co najmniej okresowe wystąpienie anaerobiozy i dostarczyć wystarczających ilości substratów organicznych, by spowodować uwolnienie azotu do atmosfery. Dzieje się to nawet wtedy, gdy w sposób właściwy stosuje się ścieki do nawodnień gleby, utrzymując w niej warunki tlenowe.

Zdolność bakterii denitryfikacyjnych do przekształcania związków azotanowych w nieszkodliwy gaz, który jest normalnym składnikiem atmosfery, sprawia, że denitryfikacja jest cennym procesem, który może

gleby nawadniane ściekami bogatymi w związki azotu oczyszczać z nadmiaru azotanów [8].

Fosfor występuje w ściekach w ortofosforanach, w meta- i polifosforanach oraz w związkach organicznych. Podstawowy mechanizm usuwania fosforu ściekowego przez filtr glebowy polega na wiązaniu chemicznym ortofosforanów przez Fe, Al, Ca i minerały ilaste oraz na pobieraniu go przez rośliny. Mikroorganizmy glebowe wpływają na efektywność udostępniania roślinom fosforu w glebie, przede wszystkim przez mineralizację fosforu organicznego z uwalnianiem reszt fosforanowych oraz przez rozpuszczanie fosforanów słabo rozpuszczalnych do postaci kwasu ortofosforowego (rys. 2). W tym ostatnim procesie specjalnie ak-

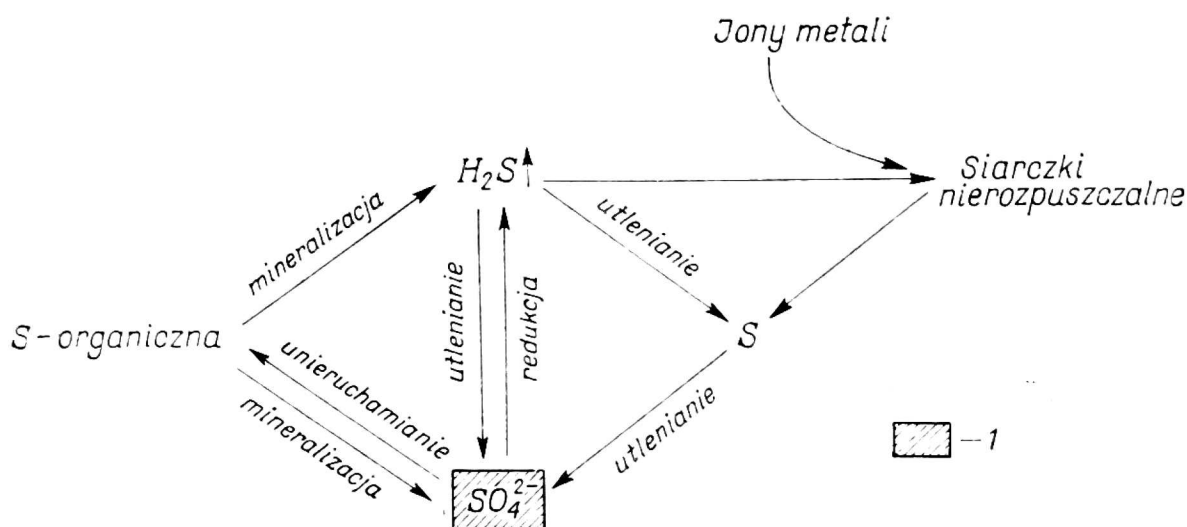


Rys. 2. Podstawowe reakcje mikrobiologiczne związane z przekształcaniem związków fosforu w obrębie „filtru glebowego” [wg 16]; 1 — umiarkowanie rozpuszczalny

tywne są bakterie, które wytwarzają duże ilości kwasów, m. in. kwasu siarkowego.

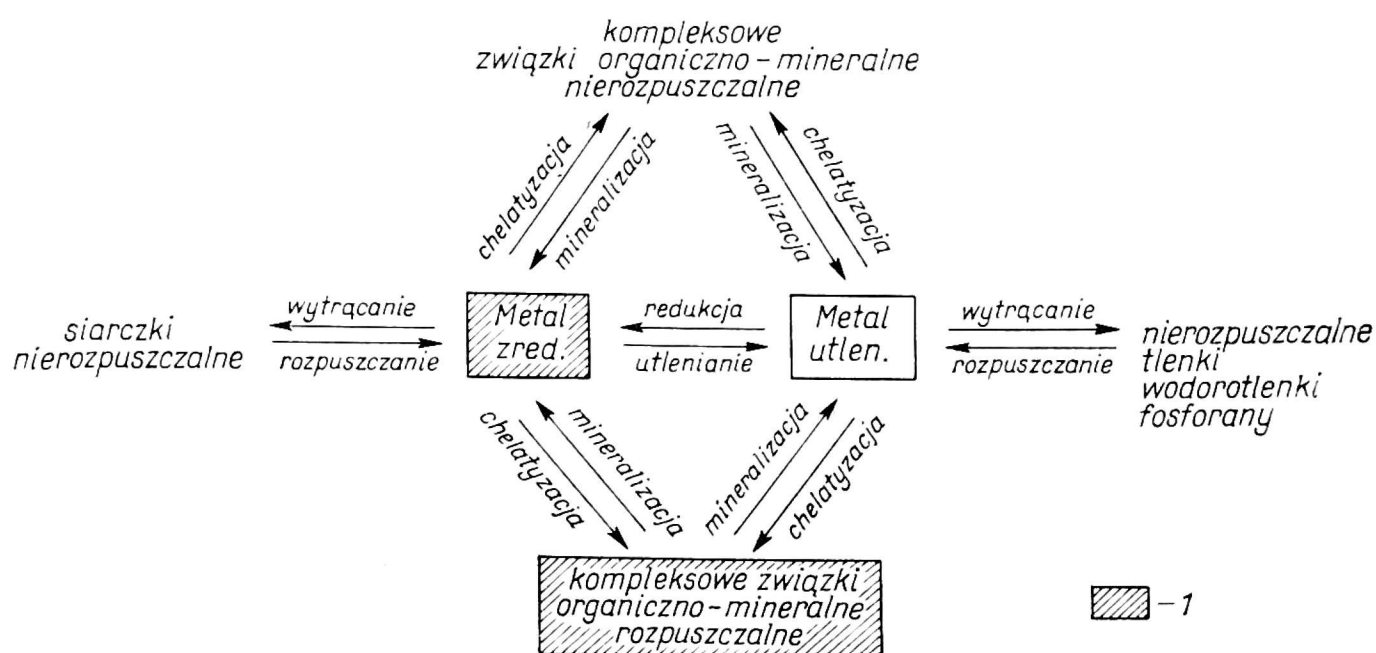
Podstawowym związkiem chemicznym, w jakim siarka występuje w ściekach, jest SO_4^{2-} — z małą domieszką siarki organicznej. Jeśli w glebie w okresie zalewów ściekami utrzymują się warunki tlenowe, główną reakcją mikrobiologiczną, prowadzoną przez bakterie z rodzaju *Thiobacillus*, jest utlenianie siarczków metali i siarkowodoru do postaci jonu siarczanowego, dostępnego dla roślin (rys. 3). Mineralizacja siarki organicznej jest bardziej intensywna niż jej unieruchamianie. W efekcie ilość rozpuszczalnych siarczanów w glebie wzrasta. Spadek ilości siarczanów jest skutkiem redukcji do siarkowodoru w warunkach beztlenowych, powstałych w wyniku np. nieodpowiedniego zastosowania nawodnień wodami ściekowymi. Wytworzony siarkowódór może reagować z różnymi jonami metali, tworząc nierozpuszczalne siarczki.

Ścieki bytowe oraz ścieki przemysłowe, których główne zanieczyszczenie stanowią naturalne związki organiczne, zawierają stosunkowo niskie stężenia jonów metalicznych i niemetalicznych. Po wprowadzeniu ścieków do gleby większość metali ciężkich pozostaje w obrębie warstwy



Rys. 3. Podstawowe reakcje mikrobiologiczne związane z przekształcaniem związków siarki w obrębie „filtru glebowego” [wg 16]; 1 — umiarkowanie rozpuszczalne

powierzchniowej, wchodząc w reakcję z koloidalnymi minerałami ilastymi oraz substancją organiczną gleby. Ilość metali ciężkich, które zatrzymać może filtr glebowy po wielokrotnym zalewaniu wodami zawierającymi metale, jest szeroko uzależniona od zawartości substancji organicznej w glebie. Metale mogą również strącać się w glebie w postaci nierozpuszczalnych tlenków, wodorotlenków, fosforanów lub siarczków. Jony metali mogą też przemieszczać się do wody gruntowej, obniżając jej jakość. Zakumulowane w glebie jony mogą osiągnąć fitotoksyczny poziom stężeń, albo też mogą być pobierane przez rośliny w stężeniu nadmiernym [16]. Reakcje, jakim ulegają w glebie Fe i Mn, przedstawione są schematycznie na rysunku 4.



Rys. 4. Reakcje mikrobiologiczne, które wpływają na rozpuszczalność i ruchliwość żelaza i manganu w glebach [wg 16]; 1 — bardzo dobrze rozpuszczalne

Pośredni wpływ mikroorganizmów na udostępnianie jonów metali roślinom i przemieszczanie się metali w profilu glebowym polega na wytwarzaniu związków organicznych, sprzyjających powstawaniu kompleksów organiczno-mineralnych oraz na rozkładaniu tych kompleksów. Drobnooustroje tworzące kwasy mineralne (azotowy, siarkowy) mogą rozpuszczać niektóre tlenki, wodorotlenki i fosforany metali.

Duże znaczenie dla ruchliwości Mn i Fe mają mikrobiologiczne procesy redukcji. Gdy gleba zostanie zalana płynnymi ściekami, poziom jonów manganowych i żelazowych gwałtownie wzrasta. W warunkach przedłużającej się anaerobiozy jony te, jako wysoce ruchliwe, przenoszą się poprzez profil glebowy do zasobów wody gruntowej albo tworzą nieprzepuszczalną warstwę w poziomie gleby B [5]. Obecność dostępnych związków organicznych wzmacnia redukcję obu jonów. Redukcja Fe^{3+} jest wyłącznie wynikiem aktywności mikrobiologicznej. Redukcja Mn^{4+} jest prawie wyłącznie mikrobiologiczna przy pH powyżej 6. W warunkach beztlenowych w obecności wysokich stężeń H_2S mogą powstawać w glebie nierozpuszczalne siarczki żelaza i manganu [16].

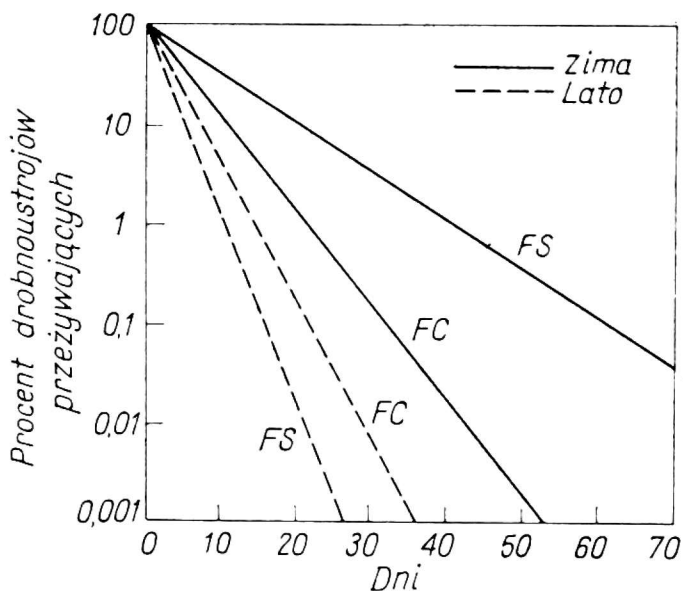
Reakcje mikrobiologiczne, które wpływają na losy różnych jonów metali ciężkich, są podobne do tych, jakie podano dla żelaza i manganu, ale nie obejmują reakcji oksydoredukcyjnych.

Z przedstawionych danych wynika, że procesy mikrobiologiczne zachodzące w glebie wpływają wielokierunkowo na skuteczność gleby jako filtru w utylizacji ścieków. Większość tych procesów jest pożyteczna, a niejednokrotnie nieodzowna dla utrzymania efektywności tego filtru.

Odrębnym zagadnieniem jest sprawa skuteczności gleby jako filtru sanitarnego. Wody ściekowe, zwłaszcza komunalne, mogą zawierać duże ilości mikroorganizmów patogennych dla ludzi i zwierząt. Wśród nich w pierwszym rzędzie należy wymienić *Salmonella*, *Shigella*, *Mycobacterium*, *Vibrio comma*, niektóre wirusy oraz pierwotniaki [9, 13].

Zawartość mikroorganizmów w wodach ściekowych ulega wahaniom godzinowym, dobowym i sezonowym. W ściekach pochodzących z dużych osiedli miejskich 50-60% dziennego zanieczyszczenia pojawia się w godzinach od 6 rano do 12 w południe. Zawartość mikroorganizmów w wodach ściekowych zależy od rozcieńczenia wodą. Wahania są znacznie mniejsze w okresie małych opadów deszczowych niż w okresach dużych opadów. Podczas transportu z wodami ściekowymi mikroorganizmy podlegają różnym niekorzystnym wpływom, jak bezpośredniemu działaniu promieni słonecznych, obniżeniu temperatury, niedoborowi odpowiednich związków odżywczych. Część mikroorganizmów ginie przed wprowadzeniem do gleby [15].

Początkowa reakcja gleby, wpływająca na usuwanie patogenów z wód ściekowych, polega na ich fizycznym zatrzymywaniu i adsorpcji chemicz-



Rys. 5. Przeżywalność coli typu kałowego (FC) i paciorkowców kałowych (FS) w glebie [wg 18]

nej. Zaadsorbowane na powierzchni cząstek gleby drobnoustroje patogene w nietypowych dla siebie warunkach szybko zamierają (rys. 5). Szybkie zamieranie w glebie patogenów wydaje się być przykładem reakcji „homeostatycznych” społeczności drobnoustrojów, które utrzymują stałość środowiska [1, 12, 18, 19].

Dla środowiska gleb leśnych charakterystyczne są mikroorganizmy, które biorą udział w reakcjach syntezy i rozkładu związków normalnie tam występujących. Każdy drobnoustrój autochtoniczny, tj. typowy dla danego środowiska, znajduje wymagane do życia substraty. Każdy substrat typowy dla środowiska rozkładany jest przez występujące w nim drobnoustroje. W tym skomplikowanym systemie powiązań i zależności nie ma żadnej luki, ani „ślepych zaułków”, które prowadziłyby do gromadzenia się elementów „obcych”. Obcymi drobnoustrojami dla środowiska leśnego są mikroorganizmy chorobotwórcze. Nie mają one zdolności do rozsunienia ogniw systemu glebowego i do trwałego włączenia się w łańcuch przemian. W związku z powyższym muszą ulec zniszczeniu. Są one niszczone toksynami innych mikroorganizmów, ulegają lizie enzymatycznej, są pokarmem pierwotniaków, drapieżnych grzybów i innych drobnoustrojów [1, 6, 7, 17].

Ogromne możliwości mikroflory gleb leśnych do rozkładu zróżnicowanych pod względem chemicznym związków organicznych pozwalają na oczyszczenie wód ściekowych z balastu związków toksycznych oraz trudno rozkładalnych. Znane są liczne przykłady przystosowania się drobnoustrojów do przeprowadzania nowych reakcji chemicznych i dostosowywania się do nowych, uprzednio niekorzystnych warunków. Najłatwiej dostosowują się one do zużywania nowego typu wielowęglowodanów, trudniej — do zużywania niektórych związków toksycznych [15].

Do związków naturalnych, trudno ulegających rozkładowi mikrobiologicznemu, należą: fenole, tłuszcze, woski, węglowodory, celuloza, lignina, barwniki roślinne i żółciowe, związki huminowe. Otrzymywane na drodze syntezy chemicznej detergenty i pestycydy są na ogół również odporne na rozkład. Związywanie ich przez fizyczną i chemiczną adsorpcję w glebie umożliwia drobnoustrojom ich degradację.

Fenole dostają się do ścieków z zakładów przemysłowych. Mimo że związki fenolowe są trudno rozkładalne, to jednak w glebie ulegają one degradacji. Enzymatyczne rozszczepienie pierścienia aromatycznego zachodzi przy udziale różnych oksydaz, a następnie przez metabolizowanie węgla z pierścieni. Drobnoustroje filtru glebowego są w stanie szybko wyeliminować związki fenolowe zaadsorbowane na koloidach glebowych [16].

Wolnemu rozkładowi ulegają w glebie węglowodory, przede wszystkim o niższym ciężarze cząsteczkowym i prostych łańcuchach, a następnie o wyższym ciężarze cząsteczkowym oraz związki wielopierścieniowe. Tlen w tym przypadku jest nie tylko akceptorem elektronów, lecz również sam bierze bezpośredni udział w reakcji rozkładu.

Degradacja detergentów jest szczególnie uzależniona od warunków tlenowych oraz od zawartości pierwiastków śladowych, jak Hg, Ni, Mn, Co, Cd, Pb, Cu, Fe, Zn [16].

Pestycydy w obecności łatwo dostępnych źródeł energii mogą być mineralizowane lub degradowane do postaci związków nietoksycznych. Mimo iż dobrze przewietrzana gleba wydaje się najkorzystniejszym środowiskiem do rozkładu wymienionych związków, istnieją jednak wśród syntetycznie otrzymywanych substancji chemicznych takie, które — jak się wydaje — mogą nie naruszone przetrwać w glebie przez stulecia. Wiadomo obecnie, że trudności rozkładu wynikają z pewnych szczegółów budowy cząsteczek. Mikroorganizmy nie rozkładają lub rozkładają bardzo powoli związki zawierające liczne atomy chloru w cząsteczce lub struktury silnie rozgałęzione [15].

Opisane stany równowagi ekologicznej między układem gleby leśnej i roślinami wyższymi, niezależnie od tego czy ustalone są na wyższym, czy też niższym poziomie intensywności przemian, mogą zostać zakłócone w przypadku wprowadzenia do gleby zbyt dużej jednorazowej dawki wód ściekowych. Zwiększone zapotrzebowanie na tlen szybko rozmnażających się wówczas mikroorganizmów może skierować większość procesów rozkładu na drogę beztlenową. W nowych warunkach fizykochemicznych następuje zahamowanie wzrostu niektórych ważnych grup fizjologicznych drobnoustrojów, a nawet ich całkowita eliminacja, wypieranie jednych gatunków przez inne, zachwianie równowagi ilościowej między drobnoustrojami tlenowymi i beztlenowymi.

Głównym procesem zachodzącym w pierwszym okresie rozkładu beztlenowego substancji organicznej jest fermentacja prostych węglowodanów i akumulacja komórek bakterii. Związki aromatyczne typu lignin w warunkach beztlenowych albo nie są degradowane, względnie są degradowane w minimalnym stopniu. Rozkład celulozy jest bardzo powolny i niecałkowity. Oprócz lignin i celulozy nagromadzają się w glebie niezużyte związki azotowe, kwasy powstałe w wyniku fermentacji, a w przestrzeniach gazowych CO_2 i H_2 . W drugim okresie rozkładu beztlenowego wytwarzany jest metan. Substratami dla syntezy metanu przez różne gatunki bakterii są: H_2 i CO_2 , kwas mrówkowy, octowy i masłowy, etanol i metanol. Ten ostatni substrat jest produktem demetylacji pektyn, pochodzących z reszt roślinnych. Proces metanogenezy z jednej strony usuwa lotne kwasy tłuszczowe ze środowiska, z drugiej strony jest przez nadmiar tych kwasów hamowany. Zbyt szybka fermentacja węglowodanów może zahamować całkowicie usuwanie kwasów.

Przedłużony okres anaerobiozy jest szkodliwy i należy go unikać dla właściwego funkcjonowania czynnika mikrobiologicznego w filtrze glebowym. W wyniku tych zmian mogłoby po pewnym czasie nastąpić ograniczenie przyrostu masy roślinnej. Jednakże znajomość organizacji społeczności mikroorganizmów glebowych w różnych warunkach i umiejętność odczytania jej struktury powinny pozwolić na stosowanie nawodnień ściekami w zakresie korzystnym dla upraw leśnych.

LITERATURA

1. Alexander M.: Ekologia drobnoustrojów (tłum. z ang. H. Jakubczyk). PWN, Warszawa 1975.
2. Ambrožova M.: Vliv zavlahy skrobarenskou odpadni vodou na biologicke půdni vlastnosti (w) Zavlahy odpadnimi vodami, Sbornik z II Celostatního seminare pro odbore pracovníky, 10-11 IX 1971 v Jihlavy, Praha 1971, str. 121-132.
3. Ambrožova M.: Z výsledku vyšetřování mikrobiologického stavu půd zavlahovaných skrobarenskou odpadni vodu (w) Zavlahy odpadnimi vodami — Sbornik praci z III Celostatního seminare pro odborné pracovníky, DUM Techniki Plzen 1975, str. 121-127.
4. Białkiewicz F., Kermen J.: Środowisko leśne jako naturalna oczyszczalnia ścieków, Zesz. nauk. PŚl. Inż. sanit. z. 18, 1974, str. 37-51.
5. Boćko J.: Przemieszczanie żelaza w glebach nawadnianych ściekami. Zesz. nauk. WSR, Wroc., ser. Melior., nr 61, 1965, str. 209-217.
6. Boćko J., Jankiewicz L.: Zmniejszenie ilości bakterii w ściekach po przefiltrowaniu ich przez glebę o różnych stosunkach powietrzno-wodnych. Zesz. nauk. WSR, Wroc., Melior., nr 56, 1964, str. 81-84.
7. Boćko J., Paluch J.: Oddziaływanie nawodnień ściekami miejskimi na stan sanitarny wód gruntowych. Zesz. nauk. WSR, Wroc., Melior., nr 90, 1970, str. 49-59.

8. Broadbent F. E.: Factors effecting nitrification-denitrification in soils (w) Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland, ed. Sopper W. E., Kardos L. T., The Pennsylvania State University Press 1973, str. 232-244.
9. Foster D. H., Engelbrecht R. S.: Microbial hazards in disposing of wastewater on soil (w) Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland, ed. Sopper W. E., and Kardos L. T., The Pennsylvania State University Press, 1973, str. 247-270.
10. Gańczarczyk J.: Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego, wyd. II, Arkady, Warszawa 1969.
11. Gessel S. P., Cole D. W., Steinbrenner E. C.: Nitrogen balances in forest ecosystems of the Pacific Northwest, Soil Biol. Biochem. 5, z. 1, 1973, str. 19-34.
12. Hill D. E.: The purifying power of soil, Horticulture, 52, nr 2, 1974, str. 30-31.
13. Hunter J. V., Kotalik T.: Chemical and biological quality of treated sewage effluents (w) Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland, ed. Sopper W. E., Kardos L. T., The Pennsylvania State University Press, 1973, str. 6-25.
14. Kermen J., Pinkiewicz I.: Wpływ nawodnień ściekami przemysłowymi na biologiczną aktywność gleb leśnych (badania lizymetryczne), Prace IBL, z. 508/512, 1976.
15. Microbial aspects of pollution, The Society for Applied Bacteriology, Symposium Serie No. 1, ed. Sykes G, Skinner F. A., Academic Press, London, New York, 1971.
16. Miller R. H.: The soil as a biological filter (w) Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland, The Pennsylvania State University Press, 1973, str. 71-94.
17. Szabó J. M.: Microbial communities in a forest-rendzina ecosystem — The pattern of microbial communities, Akademiai Kiado, Budapest 1974.
18. Van Donsel D. J., Geldreich E. E., Clarke N. A.: Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution. Appl. Microbiol, 15, 1967, str. 1362-1370.
19. Wierzbicki J.: Badania terenów nawadnianych wodami ściekowymi pod względem higieniczno-sanitarnym — Znaczenie wykorzystania ścieków do nawodnienia użytków rolnych i leśnych, Acta Microbiol. Polon. nr 4, 1961, str. 425-428.

Л. Янота-Бассалик, Я. Кэрмэн

ИЗМЕНЕНИЯ МИКРОФЛОРЫ ЛЕСНЫХ ПОЧВ, ОРОШАЕМЫХ НЕКОТОРЫМИ ВИДАМИ СТОЧНЫХ ВОД, ОРГАНИЧЕСКИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ

Резюме

Введение сточных вод в лесную почву вызывает изменение физико-химических условий, в основном, по содержанию воды в почве, степени аэрации почвы, ее температуры и структуры а также по содержанию питательных веществ, которые легко усваиваются. В результате этих изменений происходит

развитие автохтонной микрофлоры. Сначала усиливается активность этих микробиологических реакции, которые влияют на мобилизацию и освоение растениями йонов: аммониевого, азотного, ортофосфатного, сульфатного. Применяя правильное дозирование сточных вод, вводимые вместе с ними токсические соединения, подвергаются микробиологической деградации не угрожая местопроизрастанию. Исключению подвергаются тоже патогенные микроорганизмы, которые в новых условиях не могут развиваться. Знание организации общества почвенных микроорганизмов в различных условиях и умение прочтения ее структуры позволяет применять орошение сточными водами в размерах полезных для лесных культур.

L. Janota-Bassalik, J. Kermen

CHANGES IN MICROFLORA OF FOREST SOILS IRRIGATED
WITH CERTAIN KINDS OF SEWAGE WITH ORGANIC POLLUTION

S u m m a r y

The introduction of sewage water to forest soil causes alterations in physico-chemical conditions concerning first of all soil moisture content, degree of soil aeration, its temperature and texture, as well as in the content of easily available nutrients. Development of autochthonous microflora occurs as a consequence of these alterations. Those microbiological reactions, which affect the mobilization and make available to plants ions of ammonium, nitrate, orthophosphate, sulphate, are activated firstly. Under a proper dosage of sewage, toxic compounds introduced with it are subjected to microbiological degradation and do not present any threat for the environment. Eliminated are also pathogeneus microorganisms, which have no possibilities for development under new conditions. The understanding of social organisation of soil microorganisms under different conditions and possibility of recognition of its structure renders it possible to apply the irrigation with sewage in a way favourable for forest plantations.

Prof. dr hab. *Ludmiła Janota-Bassalik*

Instytut Genetyki i Hodowli Zwierząt PAN

Jastrzębiec, 05-551 Mroków

Dyrektor Instytutu: prof. dr hab. Maciej Żurkowski

Dr *Jadwiga Kermen*

Instytut Badawczy Leśnictwa — Zakład Gospodarki Wodnej

ul. Wery Kostrzewy 3, 02-362 Warszawa

Kierownik Zakładu: doc. dr Feliks Białkiewicz