

JÓZEF BOĆKO

## GLEBA JAKO ŚRODOWISKO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Zakład Rolniczego Wykorzystania Ścieków WSR Wrocław

Rolnicze wykorzystanie wód ściekowych spełnia jednocześnie dwa zadania: ochronę wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem oraz wykorzystanie zdolności nawozowej i zwilżającej ścieków do wzrostu roślin. Gleba pól nawadnianych może spełniać rolę pełnej oczyszczalni ścieków, zachowując przy tym swe naturalne funkcje w produkcji roślinnej.

Wody ściekowe, szczególnie miejskie i przemysłu rolno-spożywczego, zasobne są w substancję organiczną i składniki pokarmowe, przedstawiają więc dużą wartość nawozową. W naszych warunkach klimatycznych również działanie zwilżające ścieków z reguły posiada dodatni wpływ na plonowanie roślin, szczególnie na glebach lekkich, które najbardziej odczuwają niedobór wilgoci. Istnieje ścisły funkcjonalny związek między dokładnością oczyszczania ścieków w środowisku glebowym a wykorzystaniem przez rośliny składników nawozowych.

Zwykle część składników nie pobrana przez rośliny jest czasowo magazynowana w glebie, głównie pod postacią substancji organicznej. Równocześnie jednak przy wysokich dawkach polewowych mogą powstać pewne straty składników pokarmowych, które w przesiąkających wodach przedostają się do głębszych warstw poza zasięg korzeni roślin bądź z wodami drenarskimi wędrują do wód powierzchniowych. Tego rodzaju straty są niepożądane zarówno z rolniczego punktu widzenia, jak również ze względów sanitarnych. Przy prawidłowej eksploatacji pól nawadnianych straty te są nieznaczne i na ogół nie przekaczają kilkunastu procent składników pokarmowych w stosunku do ilości, dostarczanych w wodach ściekowych.

W przypadku odprowadzania wód zanieczyszczonych do rzek znaj-

dujące się w wodach ściekowych składniki pokarmowe są praktycznie całkowicie stracone dla rolnictwa. Również przy oczyszczaniu ścieków na oczyszczalniach sztucznych (mechanicznych i biologicznych) większość składników pokarmowych jest stracona, ponieważ tylko około 20% ogólnej ilości jest zatrzymywana na tych urządzeniach w postaci osadu, który może być wykorzystany do nawożenia gleby [28]. Pozostała część składników w formie mniej lub więcej zmineralizowanej odpływa do wód powierzchniowych. Można oczywiście ścieki po biologicznym oczyszczeniu na sztucznych urządzeniach również wykorzystać do nawodnień rolniczych. Ścieki te posiadają jednak znacznie mniejszą wartość nawozową, ponieważ sorpcja zmineralizowanych składników pokarmowych w glebie jest znacznie niższa.

Oprócz odzyskiwania składników pokarmowych rolnicze wykorzystanie wód ściekowych spełnia drugie ważne zadanie, a mianowicie najskuteczniej chroni wody powierzchniowe przed zanieczyszczeniem. Ujemne skutki wzrastającego zanieczyszczenia ściekami rzek i zbiorników wodnych oddziałują na wiele dziedzin życia gospodarczego i są nawet z tego powodu trudne do wyceny.

Oczyszczanie wód ściekowych za pomocą sztucznych urządzeń, polegające głównie na oddzielaniu zawiesin i zmniejszaniu biologicznego zapotrzebowania tlenu w ściekach (BZT), w wielu przypadkach jest niewystarczające. Odprowadzane do wód powierzchniowych w dużej ilości składniki pokarmowe zawarte w ściekach w formie zmineralizowanej wywołują silny rozwój glonów, które są powodem zanieczyszczenia wtórnego. Objawy tego rodzaju zanieczyszczenia występują coraz częściej i są nawet spotykane w krajach o stosunkowo dużych zasobach wodnych, czego przykładem może być jezioro Hallwile w Szwajcarii [66]. Całkowitą ochronę wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem może zapewnić jedynie rolnicze wykorzystanie wód ściekowych, podczas którego zachodzi zatrzymanie w glebach składników zarówno organicznych, jak i mineralnych.

Podczas nawodnień ściekami gleba zatrzymuje nie tylko zanieczyszczenia mechaniczne, ale dzięki swym właściwościom sorpcyjnym również związki rozpuszczalne w wodzie, stanowiące roztwory właściwe. Dlatego też gleba w odróżnieniu od środowiska typowo wodnego posiada zdolności buforowe, co jest bardzo ważne przy oczyszczaniu ścieków toksycznych. Mała wrażliwość gleby na zmiany w składzie chemicznym wód ściekowych ma szczególne znaczenie przy oczyszczaniu niektórych ścieków przemysłowych, nie dających się oczyścić na sztucznych urządzeniach oczyszczalni biologicznej.

Wody ściekowe ulegając oczyszczeniu w glebie równocześnie powodują zmianę właściwości chemicznych i fizycznych nawadnianych gleb.

Następuje gromadzenie substancji organicznej i składników pokarmowych, w wyniku czego podnosi się żyzność gleby [37, 55, 61, 77, 78]. Wskutek zamulania por drobnymi cząstkami mineralnymi i organicznymi, dostarczonymi przez wody ściekowe, następuje zmniejszenie przepuszczalności gleby. Zmiany te w glebach piaszczystych są bardzo korzystne, ponieważ przy zachowaniu dostatecznej przewodności poprawiają się właściwości wodne tych gleb, w szczególności następuje wzrost połowej pojemności wodnej [55, 67]. Natomiast przebieg procesów w glebach ciężkich jest bardziej złożony i nie zawsze nawadnianie tych gleb ściekami powoduje korzystne zmiany. Dodatkowo działanie ścieków w glebach zwięzłych zachodzi tylko przy stosowaniu niskich dawek. Wzrost obciążenia powoduje pogorszenie właściwości fizycznych (zmniejszenie przepuszczalności wodnej i przewodności) i spadek czynności biologicznych [77]. Wskutek utrudnionego dostępu tlenu do gleby bardzo wolno przebiega mineralizacja zanieczyszczeń. W procesach glebowych szczególnie ujemnie odbija się obecność związków tłuszczowych, dostarczanych ze ściekami do gleb ciężkich. Jeśli na glebach lekkich nawadnianie surowymi ściekami w wielu przypadkach jest korzystne, to na ciężkich z reguły nie jest wskazane, ponieważ szybciej prowadzi do tak zwanego „zmęczenia gleby”. Gleby ciężkie posiadają z natury złe stosunki powietrzne, a nawadnianie ściekami pogarsza je jeszcze, co może doprowadzić do stałej anaerobiozy, której skutki ujemnie oddziałują nie tylko na plonowanie roślin, ale również na dokładność oczyszczania ścieków. W warunkach anaerobowych zachodzi między innymi intensywne wymywanie wapnia z gleby.

W niniejszej pracy podajemy wyniki naszych badań nad przebiegiem procesów zachodzących w glebie przy różnym obciążeniu ściekami, ze szczególnym uwzględnieniem sorpcji składników pokarmowych. Rozwijanie tego tematu, podjętego w Polsce przez Wierzbickiego [78], jest bardzo ważne nie tylko z teoretycznego punktu widzenia, ale przede wszystkim ma duże znaczenie dla praktyki rolniczej i sanitarnej, ponieważ umożliwia lepsze kierowanie procesami oczyszczania ścieków w środowisku glebowym i osiąganie większych korzyści gospodarczych.

#### OBIEKTY BADAŃ I METODYKA

Większość prac badawczych z dziedziny melioracji rolnych, w tym także z rolniczego wykorzystania wód ściekowych, wymaga, aby wszystkie elementy doświadczalne były przeprowadzone w normalnej skali produkcyjnej. Na małych poletkach niemożliwe jest utrzymanie właściwych elementów hydrologicznych w nawadnianej glebie, które by odpowiadały założeniom doświadczenia. W odróżnieniu od doświadczeń

typowo rolniczych (nawożenionych, odmianowych itp.) prace doświadczalne nad regulacją stosunków wodnych, a w szczególności z nawodnieniami grawitacyjnymi, wymagają dużych powierzchni łąnowych, aby mogły odzwierciedlać właściwy obraz stosunków powietrzno-wodnych nawadnianej gleby. Dlatego większość naszych badań przeprowadzono na istniejących obiektach produkcyjnych. Do tego skłoniła nas jeszcze druga przyczyna: gleby nawadniane wodami ściekowymi ulegają pewnym przeobrażeniom, które to zmiany dają się zauważyć po wieloletnim nawadnianiu, a nie pozostają bez wpływu na dokładność oczyszczania ścieków w tym środowisku.

Naszymi badaniami objęliśmy podane niżej obiekty, nawadniane ściekami miejskimi i cukrowniczymi, położone na różnych glebach i o różnym okresie użytkowania.

**Psie Pole.** Badano łąkę doświadczalną, nawadnianą systemem deszczownianym. Jest to jeden z nielicznych obiektów, na których zachowane zostały naturalne poziomy genetyczne gleby, będącej piaskiem gliniastym, leżącym na glinie zwałowej. Dokładny opis warunków terenowych znajduje się w poprzednich naszych opracowaniach [9, 10].

**Kamieniec Wrocławski.** Stacja Doświadczalna IMUZ, gospodarująca na piasku gliniastym, podścielonym gliną zwałową. W odróżnieniu od Psiego Pola istnieje tu działająca sieć drenarska, założona na głębokości średnio 1,1 m. Badano w odcieku drenów zanieczyszczenia bakteriologiczne, zmiany w wysyceniu kompleksu sorpcyjnego nawadnianej gleby i intensywność rozkładu celulozy, w celu określenia biologicznej aktywności w glebie.

**Osobowice k. Wrocławia.** Irygowane pola użytkowane są od 60 lat. Wszystkie są zdrenowane (dreny w rozstawie 12 m leżą na głębokości 1,2 m). Występują tu dość zróżnicowane gleby, od luźnych piasków do mad średnio zwięzłych. Rodzaje gleb podane są w tab. 1—5. Na obiekcie tym określono dokładność oczyszczania wód ściekowych za pomocą analiz chemicznych i mikrobiologicznych odcieku drenarskiego. Ze względu na to, że badania prowadzono na kwaterach nawadnianych w skali produkcyjnej, jako powtórzenia traktowano odcieki z poszczególnych wylotów drenarskich. W celu wyjaśnienia podaję, że na polach irygacyjnych poszczególne ciągi drenarskie z reguły nie są łączone w działy, a każdy z nich jest zakończony wylotem. Na obiekcie tym badano również biologiczną aktywność i przemieszczanie związków żelaza w glebie.

**Pola irygacyjne cukrowni Strzelin.** Leżą one na glinie pylastej podścielonej piaskiem. Jest to obiekt nowo zbudowany, na którym badano dokładność oczyszczania ścieków cukrowniczych spławiakowych.

P u c z n i e w. Badanym obiektem była łąka na torfie średnio rozłożonym, nawadniana ściekami łódzkimi z rzeki Ner. Śledzono sorpcję bakterii w glebie torfowej.

Badania nad oczyszczaniem miejskich wód ściekowych w glebie były wykonywane zarówno w okresach letnich, jak i zimowych. Natomiast ścieki cukrownicze, ze względu na kampanijny okres ich produkcji, badano tylko w miesiącach jesienno-zimowych. Z powodu tego, że większość badań nad dokładnością oczyszczania wód ściekowych przeprowadzaliśmy w warunkach produkcyjnych, jako powtórzenia traktowaliśmy poszczególne wyloty drenarskie, z których pobierano odciek do analiz. Zwykle ograniczaliśmy się do trzech powtórzeń. Jednak w tego typu badaniach, ze względu na zmienność wielu czynników, napotyka się na duże trudności w wyjaśnieniu niektórych procesów zachodzących w glebie pod wpływem nawodnień ściekami. Dlatego też obok badań polowych przeprowadzaliśmy doświadczenia lizymetryczne. Do tego celu posłużyliśmy się lizymetrami o wymiarach: średnica 21 cm i wysokość 100 cm. Osiem lizymetrów napełniono piaskiem słabogliniastym, z zachowaniem naturalnego układu warstw. Lizymetry nawadniano powierzchniowo, przeciętnie dwa razy tygodniowo, pojedynczymi dawkami 100 mm w przeciągu dwu lat.

W czterech lizymetrach był utrzymywany sztucznie stale wysoki poziom wody ściekowej, aż do samej powierzchni; w pozostałych czterech pełne wysycenie wodą por gleby trwało kilkadziesiąt minut po każdym nawodnieniu (czas wsiąkania), a w okresach między nawodnieniami gleba w tych lizymetrach ulegała napowietrzaniu.

Oznaczenia chemiczne poszczególnych składników w wodzie ściekowej przed i po oczyszczeniu przeprowadzono ogólnie stosowanymi metodami: potas, sód i wapń na fotometrze płomieniowym, fosfor kolorymetrycznie, azot wg Kieldahla. W niektórych badaniach, jak np. nad określeniem biologicznej aktywności nawadnianej gleby, zastosowaliśmy nowe metody, które zostały podane przy omawianiu tych zagadnień w poszczególnych rozdziałach.

#### ZDOLNOŚĆ GLEBY DO ZATRZYMYWANIA ZANIECZYSZCZEŃ

Proces oczyszczania wód ściekowych w środowisku glebowym obejmuje pewien zamknięty cykl, na który składa się:

- zatrzymywanie zanieczyszczeń w glebie podczas nawadniania,
  - rozkład zanieczyszczeń, czyli ich mineralizacja,
  - asymilacja produktów rozkładu przez rośliny lub magazynowanie ich w glebie, głównie przez zwiększenie zapasów substancji organicznej.
- Zdolność gleby do zatrzymywania zanieczyszczeń jest zależna głów-

nie od wielkości dawki nawadniającej, rodzaju zanieczyszczeń oraz właściwości nawadnianej gleby. Przy stosowaniu niskich dawek nawadniających, gdy zwilżany jest tylko górny poziom gleby, zachodzi całkowite unieściewienie zanieczyszczeń. W praktyce tak dokładne oczyszczenie ścieków można osiągnąć przy zastosowaniu deszczownianego systemu nawadniania. Natomiast przy nawodnieniach grawitacyjnych, ze względu na samą technikę nawodnień, dawki ścieków zwykle przekraczają połowę pojemności wodną górnego poziomu gleby i wskutek tego zachodzą przecieki do głębszych warstw, gdzie mogą również przenikać zanieczyszczenia. Jednak mechanizm oczyszczania wód ściekowych w środowisku glebowym sprzyja zatrzymywaniu zanieczyszczeń w wierzchniej warstwie gleby, biologicznie najbardziej czynnej, gdzie najłatwiej te zanieczyszczenia ulegają rozkładowi.

Znajdujące się w wodach ściekowych organiczne i mineralne zanieczyszczenia można podzielić na trzy grupy:

— zawiesiny podlegające sedymentacji (cięższe od wody) lub pływające (lżejsze od wody), dające się stosunkowo łatwo usunąć ze ścieków na urządzeniach mechanicznych oczyszczalni. Zaliczyć tu można między innymi również jaja robaków, które znajdują się na pograniczu tej i następnej grupy i dają się wydzielić w dużym procencie w osadnikach;

— ciała koloidalne, które w normalnych warunkach w wodzie nie podlegają opadaniu. Do tej grupy zaliczyć należy również bakterie, które wymiarami i zachowaniem się w wodzie przypominają koloidy;

— roztwory właściwe. Zaliczane są tu rozpuszczalne sole, kwasy, zasady, cukry itp., a także rozpuszczone gazy, np. metan, dwutlenek węgla, siarkowodór, amoniak itp.

Obecnie omówiona zostanie zdolność gleby do zatrzymywania zarazków, jaj robaków i bakterii oraz głównych składników nawozowych podczas nawodnień ściekami.

#### JAJA HALMINTÓW

Wszystkie ciała, które swymi wymiarami przekraczają wielkości por glebowych, są zatrzymywane na powierzchni gleby tworząc na niej warstwę osadu. Razem z zawiesinami są zatrzymywane w glebie jaja robaków. Wasiłkowa w swych badaniach stwierdziła, że jaja glist ludzkich w czasie nawodnień ściekami miejskimi są zatrzymywane głównie na powierzchni gleby, a tylko w małej ilości przenikają na głębokość kilku centymetrów [74]. Wyjątkowo w glebach o dużym obciążeniu, po wieloletnim nawadnianiu, pojedyncze jaja znajdowano na głębokości 20 cm. Nie stwierdzono jaj tych robaków w odciekach drenarskich nie tylko z pól nawadnianych, ale również z filtrów gruntowych wysoko

obciążonych ściekami. Ma to doniosłe znaczenie w ochronie wód powierzchniowych przed robakami. Należy tutaj podkreślić, że jaja helminarów są odporne na warunki zewnętrzne środowiska i na przykład chlorowanie nie niszczy ich całkowicie [18, 74]. Dlatego też, jak to stwierdzono na przykładzie zanieczyszczenia rzeki Moskwy (odbiornik ścieków miasta Moskwy), znajdowano jaja tych robaków w wodzie na znacznie większych odległościach w dół rzeki niż sięgało zanieczyszczenie bakteriami ścieków [74]. Robaki te w glebie, w sprzyjających dla nich warunkach, mogą zachować swą żywotność od kilku miesięcy do 1 roku. Natomiast są mało odporne na brak wilgoci i działanie słońca i dlatego na powierzchni pod wpływem insolacji giną zwykle podczas lata w ciągu kilku dni [74].

#### BAKTERIE DROBNE I ZAWIESINY KOLOIDALNE

Z powodu małych wymiarów zawiesiny koloidalne tylko częściowo gromadzą się na powierzchni gleby podczas nawodnień ściekowych. Głównie są zatrzymywane w samym miąższu nawadnianej gleby. Mechanizm zatrzymywania drobnych zawiesin w glebie jest już bardziej skomplikowany. W procesie oczyszczania ścieków z zawiesin koloidalnych oprócz sorpcji mechanicznej bierze udział sorpcja fizyczna. Ten rodzaj sorpcji odgrywa szczególną rolę w zatrzymywaniu bakterii w glebie. Między ciałami bakterii i ziarnami gleby wytwarza się energia powierzchniowa, która ma swe źródło we wzajemnym działaniu stykających się drobnych ciał [46, 81]. Zatem zdolność do zatrzymywania bakterii w środowisku glebowym zależy od zbiorowej powierzchni cząstek glebowych. Powierzchnia zbiorowa naszych gleb wynosi 0,1—95 m<sup>2</sup>/g gleby [51], a niekiedy dochodzi do 800 m<sup>2</sup>/g, co odpowiada 80 ha na każdy 1 kg gleby [72]. Dlatego też gleby posiadające wiele drobnych utworów mają dużą zdolność sorbowania bakterii [7, 46].

Jak wynika z przeprowadzonych przez nas badań, również w glebach piaszczystych ścieki są dobrze oczyszczane z bakterii i to zarówno w warunkach polowych, jak i lizymetrycznych (tab. 1). Badania polowe przeprowadzano głównie na wrocławskich polach irygacyjnych w Osobowicach, które posiadają gleby lekkie i średnio zwarte. W celu uzyskania możliwie pełnego obrazu co do zdolności zatrzymywania bakterii przez glebę w naturalnych warunkach eksploatacji, badania nasze przeprowadziliśmy na kilku obiektach o różnym użytkowaniu (kwatery nawadniane ściekami i eksploatowane rolniczo, filtry gruntowe, laguny ściekowe i pola zrzutowe).

Do określenia ogólnej ilości bakterii oczyszczanych ścieków zastosowaliśmy metodę płytkową na pożywce MPA oraz miano *E. coli*, ogólnie

Zmniejszenie ilości bakterii w miejskich wodach ściekowych po przefiltrowaniu przez glebę  
 Reduction of amounts of bacteria in city sewage water after filtration through soil

Obiekt - Object	Dawka ścieków Sewage dose mm	Grubość warstwy filtracyjnej Depth of filter layer cm	Redukcja ogólnej ilości bakterii Total bacteria reduction %	Redukcja miana E.coli Reduction titre E. coli %	Ilość powtórzeń (badań) Number replications (of analysis)	Rodzaj gleby i uwagi Soil kind Notes
Pola irygacyjne w Osobowicach Irrigation fields Osobowice	laguna ściekowa - sewer lagoon	120	95-97	99,9	6	Gлина на песку (mada) Loam on sand (mada soil)
Filtry gruntowe Ground filters	stałe zalewane - permanen- -tly flooded	120	90-99	99,9	8	Piasek luźny Loose sand
Pola zrzutowe * Discharge fields	500	120	85-99	99,0	12	Piasek luźny Loose sand
Pola irygacyjne Irrigation fields	250	120	94-99,6	99,9	4	Gлина на песку Loam on sand
Pola nawadniane w Puczniewie Irrigated field at Puczniew	250	80	97,0	99,0	3	Torf niski rozłożony Lowmoor decomposed sand
Lizymetry Lysimeters	110	100	99-99,9	99,999	32	Piasek słabo gliniasty Weakly loamy sand
Pola irygacyjne w Brunzswigu Irrigation field at Braunschweig	-	-	99,7	-	-	Wg Dunbara [19]
Pola irygacyjne w Fryburgu B. Irrigation field at Freiburg B.	-	-	99,2	-	-	After Dunbar [19]
Lizymetry - Lysimeters	43	25	93-99,0	99,9	18	Piasek gliniasty, mocny. Wg Marcilonka i Burmech [43] Loamy compacted sand (after Marcilonek-Burmecha [43])
	43	40	96-99,6	99,9	18	
	43	60	97-99,9	99,9	18	
Kwatery zalewowe Flooding plots	-	80	90	99,9		Czarnoziem południowy k.Odessy wg Budanowa [14] South USSR chernozem n.Odessa (after Budanoff [14])
		40	86	99,9		
		100	95	99,99		

\* Polami zrzutowymi nazwano kwatery nawadniane niesystematycznie dużymi jednorazowymi dawkami ścieków  
 Discharge fields are called here quarters irrigated irregularly with single large doses of sewage water

stosowaną próbę fermentacyjną. Dokładność oczyszczania ścieków obliczyliśmy z różnicy pomiędzy ilością bakterii w ściekach użytych do nawodnień a ilością tych drobnoustrojów, stwierdzonych w odcieku drenarskim z nawadnianej kwatery. Procentowy wskaźnik zatrzymywania bakterii w glebie  $\alpha$  obliczyliśmy wg wzoru:

$$\alpha = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \cdot 100$$

gdzie  $C_1$  — ilość bakterii w jednostce ścieków nie oczyszczonych,

$C_2$  — ilość bakterii w jednostce odcieku po przefiltrowaniu przez glebę.

Ten uproszczony wzór nie uwzględnia jednak retencji wody w glebie. Dlatego też (bez większych błędów) można go stosować jedynie do obliczenia stopnia oczyszczenia ścieków w glebach lekkich, o małej zdolności zatrzymywania wody w warstwie filtracyjnej i jednocześnie w przypadku użycia wysokich dawek nawadniających. Natomiast przy użyciu niskich dawek nawadniających, podczas których objętość odcieku znacznie odbiega od ilości wody doprowadzanej do gleby, wzór na obliczenie dokładności oczyszczania ścieków w glebie przyjmie następującą postać:

$$\alpha = \frac{V_1 \cdot C_1 - V_2 \cdot C_2}{V_1 \cdot C_1} \cdot 100$$

gdzie:  $C_1$  i  $C_2$  — jak wyżej,

$V_1$  — objętość doprowadzonych ścieków na kwaterę w  $m^3$ ,

$V_2$  — objętość odcieku z kwatery w  $m^3$ .

Przytoczone sposoby obliczeń dokładności oczyszczania wód ściekowych zastosowaliśmy do bakterii, a także analogicznie do innych wskaźników oczyszczania, między innymi i do składników pokarmowych.

Wyniki badań nad sorpcją bakterii w glebie są zestawione w tabl. 1. Z badań tych wynika, że na dokładność oczyszczania ścieków z bakterii obciążenie praktycznie nie ma wpływu; na przykład odciek drenarski z laguny ściekowej, zalanej od przeszło roku i stale uzupełnianej ściekami, zawierał w przybliżeniu tę samą ilość bakterii, co odciek z kwatery nawadnianej okresowo co kilka tygodni dawkami około 250 mm. Należy tutaj dodać, że obciążenie ściekami laguny ściekowej było bardzo wysokie, wynosiło bowiem ok. 20 000 mm na rok, a dawka okresowa na pastwisku około 2000 mm. Mimo tak dużych różnic w obciążeniu zmniejszenie ogólnej ilości bakterii w jednym i drugim przypadku wynosiło średnio 96%, z tym że na kwaterach nawadnianych stwierdzono większe wahania w dokładności oczyszczania ścieków.

Dał się tu natomiast zauważyć pewien wpływ składu mechanicznego gleby na stopień oczyszczania ścieków. Na przykład filtry gruntowe

zbudowane na piasku luźnym dawały średnio odciek nieco słabiej oczyszczony z bakterii niż laguna ściekowa, znajdująca się na madzie średniej (głina na piasku). Wyjaśniając należy dodać, że filtry gruntowe, ze względu na przeciążenie ściekami, znajdowały się w podobnych warunkach jak laguna ściekowa, tj. przez cały okres badań były stale pod wodą, bez koniecznych dla przewietrzenia gleby przerw w nawadnianiu.

Stosunkowo najłabsze oczyszczenie ścieków z bakterii stwierdzono na polach zrzutowych, gdzie sorpcja ogólnej ilości bakterii stanowiła 85—99%, a zmniejszenie *E. coli* — 99%. Przy formowaniu stoków część powierzchni została ogołociona z warstwy próchnicznej, co wpłynęło na pogorszenie oczyszczenia ścieków (tabl. 1).

W zatrzymywaniu bakterii w glebie dużą rolę odgrywa substancja organiczna. Nawadnianie ściekami surowymi gleb piaszczystych zapewnia znacznie lepsze oczyszczenie pod względem bakteryjnym niż stosowanie tych ścieków do nawodnień po wstępnym oczyszczeniu [7]. Podczas wsiąkania surowych ścieków gromadzący się osad w glebie zatykając grubsze pory uszczelnia naturalny filtr glebowy i w tej wytworzonej warstewce osadu gromadzi się większość bakterii przefiltrowanych wód ściekowych. Stąd nasuwa się praktyczny wniosek, że na glebach piaszczystych, ubogich w próchnicę, w pierwszych latach nawadniania ściekami w celu uzyskania lepszego efektu oczyszczania wskazane jest stosowanie ścieków surowych, które przyczynią się do szybszego wytworzenia warstwy zasobnej w substancję organiczną, a tym samym do polepszenia właściwości sorpcyjnych nawadnianej gleby. Zrozumiałe jest, że przy użyciu ścieków surowych przepisy sanitarne na terenach nawadnianych powinny być obostrzone.

W naszych doświadczeniach na polach zrzutowych podczas każdego nawadniania stwierdzaliśmy, że pierwsze partie pojawiającego się odcieku były znacznie bardziej zanieczyszczone od średnich wskaźników oczyszczenia. Odnosi się to nie tylko do bakterii, ale również do innych wskaźników oczyszczania, np. do składników pokarmowych. Zjawisko to, które zostało stwierdzone także przez innych autorów [21, 43], należy tłumaczyć głównie tym, że pierwszy odciek pojawiający się w drenach pochodzi wyłącznie z przesiąkania ścieków przez glebę najkrótszą drogą (w przekroju nad drenem) i to przez najgrubsze pory. W czasie trwania nawadniania grubsze kanaliki zamulają się, pęcznieją również koloidy glebowe, a także, jak już wspomniano, przy użyciu ścieków zawierających zawiesiny tworzy się uszczelniająca warstwa filtracyjna. Wszystkie te czynniki wpływają dodatnio na lepsze zatrzymywanie bakterii w glebie podczas przesiąkania wód ściekowych.

Badania nad sorpcją bakterii przez glebę znajdującą się w lizymetrach wykazały bardzo wysoki stopień redukcji bakterii filtrowanych

ścieków (tab. 1). Ogólna ilość bakterii zatrzymywana w glebie wynosiła 99%, a redukcja *E. coli* była jeszcze wyższa, bo stanowiła 99,999% ilości stwierdzonej w wodach ściekowych, użytych do nawodnień. W niektórych przypadkach odciek z lizymetrów bez żadnego rozcieńczenia wodą destylowaną nie wykazał zmętnienia przy określaniu obecności *E. coli*. Należy dodać, że miano *E. coli* ścieków wziętych do badań lizymetrycznych było podobne jak w badaniach polowych, to znaczy wynosiło średnio  $10^{-6}$ .

Badania lizymetryczne wykazały duży stopień redukcji bakterii przez glebę niezależnie od jej stosunków tlenowych. Nie stwierdzono żadnych różnic w zatrzymywaniu bakterii przez glebę w lizymetrach przewietrzanych i nie przewietrzanych (łącznie 32 serie). Natomiast inne wskaźniki oczyszczania ścieków były znacznie lepsze w lizymetrach przewietrzanych niż w nie przewietrzanych.

Z badań tych nasuwa się praktyczny wniosek, że stopień redukcji bakterii w czasie przesiąkania wód ściekowych przez glebę bezpośrednio nie jest zależny od charakteru i intensywności procesów biologicznych w glebie. Zrozumiałe jest, że w warunkach tlenowych przy dostatecznej wilgotności procesy mikrobiologiczne w glebie zachodzą z reguły intensywniej niż w warunkach beztlenowych. Badania nasze potwierdzają, że zatrzymywanie bakterii w glebie w czasie nawodnień odbywa się głównie na drodze sorpcji fizycznej. Należy jednak podkreślić, że proces oczyszczania ścieków nie kończy się na stadium zatrzymywania zanieczyszczeń w glebie, ale polega na całkowitym ich unieszkodliwieniu. Nie podlega chyba dyskusji, że nie tylko rozkład martwej substancji organicznej, ale również unicestwienie mikroorganizmów dostarczonych w ściekach do gleby, nie przystosowanych do życia w środowisku glebowym, zachodzić będzie szybciej w warunkach tlenowych niż bez dostępu tlenu.

Liczne badania wykazały, że bakterie znajdujące się w miejskich wodach ściekowych, w tym także chorobotwórcze, znacznie szybciej giną w glebie niż w środowisku wodnym [2, 6, 23, 27, 33, 38, 46, 54, 78, 80]. Duża ilość bakterii wód ściekowych jest spożywana przez ameby. Szczególnie ulubionym pokarmem dla *Protozoa* są bakterie nie wytwarzające spor, do której to grupy należą bakterie chorobotwórcze [13, 46]. Nie tylko ameby, ale również przedstawiciele świata roślinnego (bakterie, grzyby promieniowce) biorą udział w niszczeniu zarazków wprowadzanych z nieczystościami do gleby. Ogólnie wiadomo, że większość stosowanych obecnie antybiotyków jest produkowana przez mikroorganizmy, które zostały wykryte głównie w glebie. Alf i współpracownicy stwierdzili, że gleba nawożona fekaliami znacznie szybciej ulega samooczyszczeniu niż zasilana obornikiem [2]. Wskazuje to, że nieczy-

stości pochodzenia ludzkiego ulegają mineralizacji w glebie znacznie łatwiej od nawozu bydlęcego.

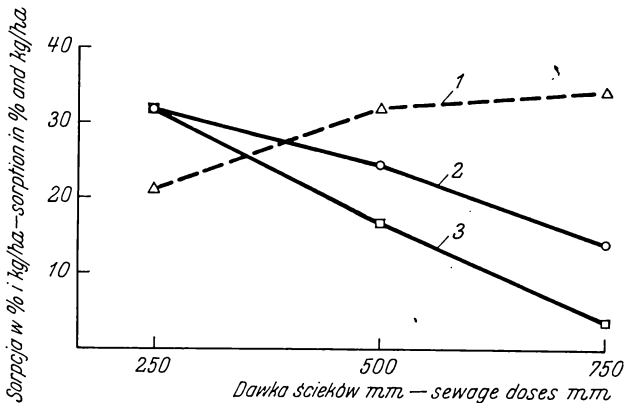
Duże znaczenie w oczyszczaniu ścieków posiadają korzenie roślin. W ryzosferze może żyć do 99,5% ogólnej ilości bakterii glebowych, które wywierają hamujący wpływ na żywotność bakterii wód ściekowych [8, 46]. Dlatego też, jak wykazały badania Balickiej i Sobieszczańskiego [8] *E. coli* w glebie z roślinnością ginie szybciej (6 tygodni) niż bez roślinności (10 tygodni). Stąd nasuwa się wniosek, że rośliny uprawne odgrywają dużą rolę w oczyszczaniu wód ściekowych nie tylko przez asymilację produktów rozkładu zanieczyszczeń, ale również przez udział w niszczeniu bakterii ściekowych przy pomocy bakterii swych stref przykorzeniowych.

#### ROZTWORY WŁAŚCIWE

Ponad połowę ogólnej ilości składników pokarmowych, znajdujących się w miejskich wodach ściekowych wstępnie oczyszczonych, stanowią roztwory właściwe [24, 62]. O możliwości ich zatrzymania w glebie decydują właściwości sorpcyjne nawadnianej gleby. Wielkość kompleksu sorpcyjnego gleby odgrywa dużą rolę w wykorzystaniu ogólnej wartości nawozowej wód ściekowych. Dotyczy to nie tylko składników pokarmowych, dostarczanych glebie w formie zmineralizowanej, ale również w dużym stopniu odnosi się do składników wnoszonych do gleby w postaci zawieszin. Wszelkie organiczne zanieczyszczenia zatrzymywane w glebie na drodze mechanicznej podlegają rozkładowi, wskutek czego składniki pokarmowe przechodzą do roztworu glebowego i w przypadku słabej ich sorpcji przez glebę podlegają wypłukiwaniu przez wodę z naturalnych opadów lub w czasie następnych nawodnień. Sorpcja składników mineralnych przez kompleks sorpcyjny gleby jest procesem złożonym i nie wszystkie składniki dostarczane w wodach ściekowych do gleby są w niej zatrzymywane z jednakową siłą.

P o t a s. Podawane w literaturze wyniki badań o sorpcji składników pokarmowych w glebie nawadnianej wodami ściekowymi odnośnie zatrzymywania potasu są rozbieżne [1, 2, 22, 25, 35, 41, 49, 52, 75, 79]. K r a m e r podaje bardzo wysoką zdolność gleby w sorbowaniu potasu, która wg tego autora wynosi dla gleby mineralnej 95%, a dla gleb torfowych 85% w stosunku do ogólnej ilości tego składnika, dostarczanej w wodach ściekowych [35]. Natomiast z badań O t t e r a nad wysyceniem kompleksu sorpcyjnego gleb wynika, że pod wpływem wieloletniego nawadniania miejskimi wodami ściekowymi następuje wymywanie potasu z gleby [52]. To samo można wywnioskować z badań Z ą b k a [79]. Również nasze badania przeprowadzone na kilku rodza-

jach gleb nie dały jednoznacznych wyników. We wszystkich przypadkach uzyskaliśmy sorpcję dodatnią potasu przez glebę, jednakże wielkość jej kształtowała się różnie. Na podstawie wyników zestawionych w tab. 2 stwierdza się, że zdolność gleby do zatrzymywania potasu zależy od obciążenia ściekami, rodzaju gleby i rodzaju ścieków. W miarę wzrostu dawek nawadniających maleje procent zatrzymywanego potasu. Stwierdzono to zarówno w lizymetrach, jak i w warunkach polowych. Podczas nawodnień piasku słabogliniastego w warunkach lizymetrycznych sorpcja potasu wynosiła: przy dawce 110 mm ścieków miejskich — 82%, a przy dawce 440 mm tylko 34% (tab. 2). Podobnie ta zależność układa się na polach zrzutowych w Osobowicach, z tym jednak, że ze względu



Rys. 1. Sorpcja potasu w glebie w zależności od wysokości dawki nawadniającej (gleba: piasek luźny, stężenie K<sub>2</sub>O w ściekach 26,4 mg/l)

1 — sorpcja K<sub>2</sub>O w kg/ha; 2 — sorpcja K<sub>2</sub>O w % — średnia przy danej dawce ścieków; 3 — sorpcja K<sub>2</sub>O w % w przedziałach dawki ścieków 0—250 mm, 250—500 mm, 500—750 mm

Potassium sorption in soil in relation to magnitude of the irrigation dose (soil: loose sand, K<sub>2</sub>O concentration in the sewer water 26,4 mg/l)

1 — K<sub>2</sub>O sorption in kg/ha, 2 — K<sub>2</sub>O sorption in % — mean for given dose; 3 — K<sub>2</sub>O sorption in % with doses up to 250 mm, 250—500 mm, 500—750 mm

na lżejszą glebę i mniejszy kompleks sorpcyjny uzyskano wartości odpowiednio niższe; przy dawce 250 mm ścieków gleba zasorbowała 31,7% potasu i odpowiednio przy 500 — 24,3%, przy 750 mm — tylko 14,6% potasu dostarczonego glebie w miejskich wodach ściekowych. Stosunki te jeszcze wyraźniej widać na rys. 1, na którym wyniki badań przedstawiono w przedziałach dawek nawadniających. Jak widać z przebiegu krzywej 2, zwiększenie dawki polewowej z 500 do 750 mm praktycznie nie wzbogaciło gleby w potas. Średnie wartości sorpcji, podane w przedziałach, przedstawiają się następująco: 250 mm — 31,7%, 250—500

Sorpcja potasu w glebie nawadnianej różnymi rodzajami wód - Potassium sorption in soils irrigated with different kind of sewage water

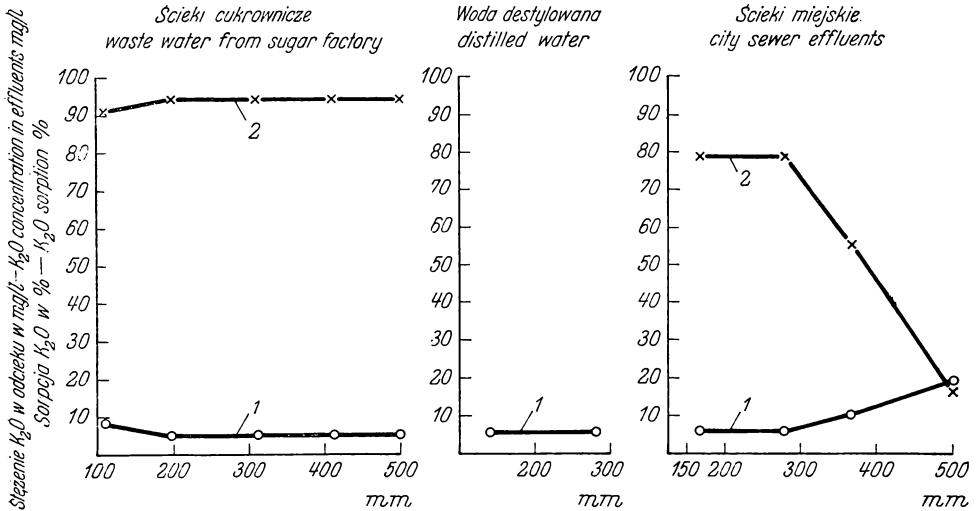
Rodzaj gleby Soil kind	Maksymalna grubość warstwy filtracyjnej Filtration layer thickness m	Rodzaj wody - Kind of water	Dawka polewowa Field dose mm	Stężenie $K_2O$ mg/l concentration mg/l in		Sorpcja $K_2O$ w glebie $K_2O$ sorption in soil %	m*	Uwagi - Notes
				w ściekach inflow	w odcieku outflow			
Gлина пыlasta na piasku - Fine sandy loam (25-40% sand $\phi$ 0.1-0.02 mm) on sand	1,0	ścieki cukrownicze spławikowe sugar factory waste water	5300	46	29	37	5,6	Cukrownia Strzelin, pola irygacyjne Sugar factory Strzelin, irrigation fields
Piasek słabo-gliniasty Weakly loamy sand	1,0	ścieki cukrownicze spływiakowe sugar factory waste water	110	103	4	96,1	0,9	Lizymetry nie przewietrzane Unaerated lysimeters
		10			90,3	1,7	Lizymetry przewietrzane Aerated lysimeters	
	ścieki cukrownicze dyfuzyjne sugar factory diffusion effluents	110	140	7	95	0,9	Lizymetry nie przewietrzane Unaerated lysimeters	
				11	92	1,9	Lizymetry przewietrzane Aerated lysimeters	
Piasek słabo-gliniasty Weakly loamy sand	1,0	ścieki miejskie city sewage	110	22	4	82	1,5	Lizymetry przewietrzane Aerated lysimeters
			440	22	14,5	34	1,8	
Piasek luźny Loose sand	1,2	ścieki miejskie city sewage	250	26,4	18	31,7	4,6	Pola zrzutowe w Osobowicach Discharge fields at Osobowice
			500	26,4	20	24,3	4,2	
			750	26,4	22,5	14,6	4,4	
Piasek gliniasty mocny Compacted loamy sand	0,9	ścieki miejskie - city sewage	30	46,2	1,9	96	-	Pola nawadniane, Psie Pole [42] Subsurface-irrigated fields at Psie Pole [42]
	4,0	woda rzeczna - river water	-	4,1	2,4	41	-	
	3,1	ścieki biologicznie oczyszczone biologically purified effluents	-	12,4	4,9	59	-	Gleby lekkie [22] Light soils [22]
	4,0	ścieki surowe untreated effluents	-	19,3	4,3	78	-	

\* m - błąd średni średniej w %

m - mean error of means in %

mm — 16,6%, a w przedziale 500—750 mm już tylko 3,4%, która to wartość nie ma żadnego praktycznego znaczenia.

Ogólnie dało się zauważyć słabszą sorpcję potasu przy nawodnieniach ściekami miejskimi w porównaniu do nawodnień ściekami cukrowniczymi. Zjawisko to można tłumaczyć niższym stężeniem potasu w ściekach miejskich, a także obecnością znacznych ilości sodu w tych ostatnich. Te dwa pierwiastki posiadają zbliżone właściwości i wzajemnie się wypierają z kompleksu sorpcyjnego gleby, o czym pośrednio świadczą wyniki badań przedstawione na rys. 2.



Rys. 2. Sorpcja potasu w glebie nawadnianej ściekami w lizymetrach

1 — stężenie  $K_2O$  w odcinku w mg/l, 2 — sorpcja w %

Potassium sorption in lysimeter soil irrigated with factory and city effluents

1 —  $K_2O$  concentration in effluent mg/l, 2 — sorption %

Kation potasu jest głównie sorbowany wymiennie przez kompleks sorpcyjny gleb. W czasie przesiąkania wody ściekowej przez glebę kationy z roztworu wchodzą do warstwy dyfuzyjnej kompleksu sorpcyjnego, wypierając równoważnikowo inne kationy. Odgrywa tu rolę energia wchodzenia do kompleksu sorpcyjnego i prawo działania mas. Zdolność do zatrzymywania potasu nawet w tej samej glebie jest zmienna i zależna od stężenia innych kationów w ściekach. Ilość zatrzymywanego potasu w glebach jest zależna od równowagi dynamicznej między roztworem glebowym a sorbentem. Z badań Grinberga i Thomasa [22] wynika, że im woda do nawodnień jest uboższa w potas, tym procent jego zatrzymywania w glebie jest niższy (tab. 2). Nasuwa się wniosek, że w glebach zasobnych w potas przy nawodnieniach ściekami ubogimi w ten składnik zamiast sorpcji może nawet występować jego

desorpcja. Poza tym ilość magazynowanego potasu w glebie jest zależna od wielkości kompleksu sorpcyjnego, a więc procentowego udziału najdrobniejszych frakcji i rodzaju minerałów ilastych oraz od zawartości próchnicy [26, 40].

Badaliśmy również sorpcję potasu w zależności od stosunków powietrznych nawadnianej gleby. W warunkach polowych, ze względu na duże trudności stworzenia zróżnicowanego napowietrzenia gleby bez naruszenia innych czynników, nie udało się znaleźć jakiegokolwiek zależności między magazynowaniem potasu w glebie a jej wilgotnością.

Z badań wykonanych w lizymetrach wynika, że w glebie przewietrzanej sorpcja potasu jest nieco wyższa niż w glebie będącej stale pod wodą (tab. 2). Zapewne składa się na to kilka przyczyn. W glebie przewietrzanej obok głównej sorpcji fizyko-chemicznej istnieją warunki dla sorpcji biologicznej, która praktycznie nie zachodzi w glebie stale zatopionej. Gleby nadmiernie wilgotne posiadają z reguły niższe pH, a w środowisku glebowym kwaśnym sorpcja potasu jest słabsza niż w zasadowym [40]. Trzeba podkreślić, że w naszych doświadczeniach pH odcieków z lizymetrów przewietrzanych i nie przewietrzanych nie różni się, co nie jest dla nas zrozumiałe i wymaga dalszych badań.

Badaliśmy zatrzymywanie potasu przez glebę w okresie zimowym i letnim. Na podstawie oznaczeń potasu w odcieku drenarskim z pól irygacyjnych w tych dwu okresach nie mogliśmy stwierdzić zależności wiązania tego składnika przez glebę od jej temperatury. Niektórzy badacze przypuszczają, że w niższej temperaturze sorpcja wymienna wzrasta wskutek mniejszej rozpuszczalności ciała sorbowanego [40].

Sód. Przy rolniczym wykorzystaniu wód ściekowych sód może mieć pewien wpływ na sorpcję innych kationów, szczególnie potasu. Sorpcja potasu w glebie nawadnianej ściekami miejskimi, w których stężenie tlenu sodu przekracza 100 mg/l, jest znacznie słabsza, niż przy użyciu ścieków cukrowniczych, gdzie zawartość  $\text{Na}_2\text{O}$  wynosi 50 mg/l (rys. 2). Słaba sorpcja sodu jest raczej zjawiskiem korzystnym, gdyż utrudnia zasolenie gleb ściekami (rys. 5).

Wapń. W literaturze fachowej utarł się pogląd, że nawadnianie wodami ściekowymi powoduje wypłukiwanie wapnia z gleby [14, 19, 41]. Było to wynikiem pierwszych prac badawczych nad wykorzystaniem wód ściekowych na polach irygacyjnych [10, 78]. Nasze badania, prowadzone od kilkunastu lat w tej dziedzinie, nie były całkowicie zgodne z tym utartym poglądem [11]. Stwierdziliśmy na przykład, że przy deszczowaniu ściekami miejskimi następuje nawet pewne gromadzenie wapnia w glebie, natomiast przy innych systemach nawadniania, gdzie z reguły stosuje się wyższe obciążenie ściekami, występowało zubożenie gleby w ten składnik [10, 41]. Również w literaturze obcej ostatnich lat

zaczęły się pojawiać wzmianki, że przy nawadnianiu ściekami miejskimi nie zawsze występuje wypłukiwanie wapnia z gleby [35, 71].

W naszych dociekaniach nad sorpcją wapnia w glebie prześledziliśmy zachowanie się tego składnika przy różnych obciążeniach ściekami i różnej wilgotności gleby. Badając odcieki drenarskie z wrocławskich pól irygacyjnych i porównując je ze składem chemicznym ścieków można było ogólnie stwierdzić, że pod wpływem nawodnień ściekami wapń jest wypłukiwany z gleby. Były jednak przypadki, że wapń dostarczany w wodach ściekowych był zatrzymywany w glebie. Badania te przeprowadzone w warunkach produkcyjnych nie wyjaśniły zjawiska. O wiele cenniejsze okazały się badania nad oczyszczaniem ścieków cukrowniczych spławiakowych na polach irygacyjnych cukrowni Strzelin [10]. Na początku kampanii cukrowniczej, rozpoczynającej się w październiku, stwierdziliśmy sorbowanie wapnia przez glebę. W czasie trwania kampanii dał się jednak zauważyć spadek sorpcji wapnia aż do wystąpienia desorpcji tego składnika z gleby. Desorpcja ta przy końcu kampanii wynosiła 30% stanu początkowego. W ciągu całej kampanii, trwającej 3 miesiące, przy obciążeniu 5300 mm ścieków spławiakowych, dostarczono 8480 kg/ha CaO, a w odpływie stwierdzono 8734 kg/ha, czyli w sumie ubytek wynosi 254 kg CaO/ha, co stanowi 3% ilości doprowadzonej w ściekach cukrowniczych.

Wapń jako kation jest sorbowany wymiennie przez kompleks sorpcyjny. Uważa się, że w porównaniu do potasu jon wapniowy z większą energią wchodzi do kompleksu sorpcyjnego [40], ale równocześnie ze względu na znaczne uwodnienie ulega on łatwiejszemu wymyciu. Jednakże wapń oprócz sorpcji wymiennej może być zatrzymywany w glebie na zasadzie sorpcji chemicznej, ponieważ tworzy sole trudno rozpuszczalne, np. obojętny węglan wapnia —  $\text{CaCO}_3$ .

Jak z tego wynika, sorpcja wapnia w glebie może mieć różny znak (dodatni lub ujemny) nawet w tej samej glebie i przy użyciu ścieków o jednakowym składzie chemicznym. Na początku kampanii pierwsze nawadniania powodowały wysycenie kompleksu glebowego kationami, w tym również jonem wapniowym. W miarę zwiększania dawek ścieków sorpcja wapnia malała w glebie nie tylko z powodu wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami w pierwszych nawodnieniach, ale także skutkiem zwiększania tego składnika w odcieku przez uruchomienie wapnia związanego chemicznie w glebie. W wodach ściekowych bowiem pokaźną ilość zanieczyszczeń stanowią związki organiczne, które podczas rozkładu zużywają tlen w środowisku, a wydzielają dwutlenek węgla. Pod jego wpływem obojętne węglany wapnia przechodzą w dwuwęglany, które jako rozpuszczalne wymywane są z gleby.

Intensywność tego procesu jest uwarunkowana koncentracją dwu-

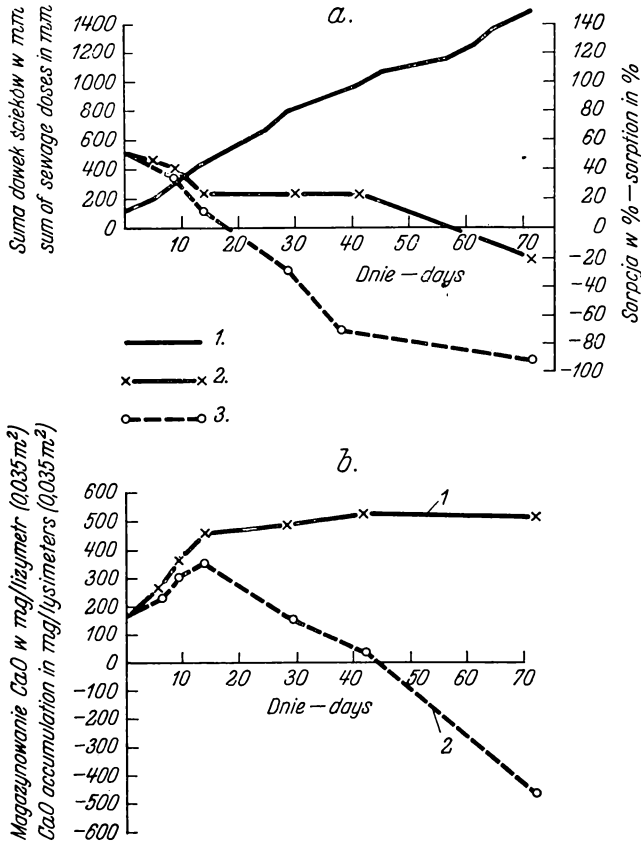
tlenu węgla w roztworze glebowym, która wzrasta ze wzrostem wilgotności gleby, utrudniającym wymianę powietrza glebowego. Prócz tego w niższych temperaturach wzrasta rozpuszczalność  $\text{CO}_2$  w wodzie, a co za tym idzie, ilość kwasu węglowego. Dlatego też szczególnie nawodnienia w chłodniejszym okresie roku (jesień, zima, wczesna wiosna) powodują intensywniejsze wymywanie wapnia z gleby. Pośrednim dowodem, że nawodnienia zimowe ściekami mogą w znacznym stopniu przyczynić się do zubożenia gleby w wapń, są badania Karasia [31] nad zawartością składników pokarmowych w sianie z łąk nawadnianych w zimie ściekami rzeki Ner. Okazało się, że nawodnienia zimowe w znacznym stopniu zmniejszyły ilość  $\text{CaO}$  w suchej masie siana. Natomiast na tych samych glebach nawodnienia ściekami, przeprowadzane wyłącznie w okresie wegetacyjnym, nawet nieco podwyższyły zawartość tego składnika w sianie.

W celu uchwycenia różnic w natężeniu gromadzenia bądź wypłukiwania wapnia z gleby w zależności od stosunków powietrznych przeprowadzono badania lizymetryczne: w glebie przewietrzanej i stale nadmiernie nawilżanej (każda kombinacja w 4 powtórzeniach). Do badań użyto ścieków cukrowniczych spławiakowych z Cukrowni Klecina pod Wrocławiem. Wyniki badań przedstawione na rys. 3 wskazują, że na początku doświadczenia, a więc przy niskim obciążeniu ściekami, zachodziła wyraźna sorpcja wapnia i to zarówno w glebie przewietrzanej, jak i nie przewietrzanej.

Po każdym jednak następnym nawodnieniu lizymetrów zdolność gleby do zatrzymywania wapnia malała. Spadek sorpcji występował znacznie szybciej w lizymetrach o wysokiej stałej wilgotności gleby. W kombinacji tej przy dawce ścieków w wysokości 500 mm zaznaczyła się już desorpcja wapnia. W przypadku gleby przewietrzanej sorbowanie tego składnika zachodzi znacznie energiczniej i sorpcja dodatnia jeszcze jest widoczna przy dawce około 1200 mm ścieków.

Na rys. 3 przedstawiliśmy bilans  $\text{CaO}$  w glebie nawadnianej ściekami w omawianych kombinacjach. W lizymetrach przewietrzanych maksymalna ilość wapnia zatrzymywanego w glebie z nawodnień ściekami wynosi ponad 500 mg/lizymetr, co w przybliżeniu na hektar daje 140 kg  $\text{CaO}$  (1 mg  $\text{CaO}$  w lizymetrze o powierzchni 0,035 m<sup>2</sup> odpowiada 0,28 kg/ha tego składnika). W lizymetrach nie przewietrzanych w początkowym okresie również występuje gromadzenie wapnia i osiąga maksimum 350 mg/lizymetr, co daje 98 kg/ha. W lizymetrach tych zaznacza się tak wyraźny spadek sorpcji ze zwiększaniem dawek ścieków, że przy normie nawodnienia około 1000 mm ścieków cała ilość wapnia, zatrzymywana w początkowym okresie nawodnień, została wypłukana. Dalsze nawodnienia powodują wypłukiwanie  $\text{CaO}$  kosztem zapasów

znajdujących się w glebie przed rozpoczęciem doświadczenia. Przy końcu tej serii badań po 73 dniach, przy sumarycznym obciążeniu 1450 mm ścieków, w lizymetrach nie przewietrzanych stwierdzono ubytek 470 mg CaO/lizymetr, co odpowiada 132 kg CaO/ha.



Rys. 3. Sorpcja wapnia w glebie

a — przebieg sorpcji; 1 — suma dawek ścieków, 2 — sorpcja CaO w lizymetrach przewietrzanych, 3 — sorpcja CaO w lizymetrach nie przewietrzanych; b — bilans CaO: 1 — w glebie przewietrzanej, 2 — nie przewietrzanej

#### Calcium sorption in soil

a — course of sorption; 1 — sum of sewer water doses, 2 — CaO sorption in aerated lysimeters, 3 — CaO sorption in non aerated lysimeters

b — CaO balance in: 1 — aerated, 2 — nonaerated soil

Podane wartości wyrażają różnice w ilości wapnia zatrzymywanego bądź wypłukiwanego z gleby, obliczone w stosunku do dostarczonego w wodzie ściekowej. W opisanym cyklu doświadczenia dostarczone w wodach ściekowych do gleby po 2643 mg CaO na lizymetr, a w od-

plywie stwierdzono: z gleby przewietrzanej — 2143 mg CaO/lizymetr, co w przeliczeniu stanowi 600 kg CaO/ha, a odciek z gleby nie przewietrzanej zawierał 3103 mg/lizymetr, co wynosi 870 kg CaO/ha. Są to wartości bardzo duże. Według naszych badań z gruntów ornych zdrenowanych nie nawadnianych (gliny średnie), a tylko zasilanych wodami z opadów naturalnych, w wodach drenarskich uchodzi rocznie z 1 ha około 50 kg CaO. W literaturze spotyka się znacznie większe wartości, np. Russel dla warunków angielskich podaje jako średnie ilości wapnia wypłukiwanego z gruntów ornych zdrenowanych 2,5—5,0 q CaCO<sub>3</sub>, co w przeliczeniu na CaO stanowi 1,4—2,8 q/ha [60]. Przeliczając ilość wypłukiwanego wapnia z gleby na jednostkę przefiltrowanej wody nie stwierdza się znacznych różnic w intensywności tego procesu w warunkach naturalnych i przy nawodnieniu wodami ściekowymi. Należy jeszcze dodać, że woda z opadów jest całkowicie pozbawiona soli, natomiast wody ściekowe zawsze zawierają pewne ilości składników mineralnych. A więc w pewnych warunkach nawodnienia wodami ściekowymi mogą się przyczynić do zwiększenia zapasów wapnia w glebie.

Należałoby wyjaśnić, dlaczego we wszystkich dawnych pracach o rolniczym wykorzystaniu wód ściekowych wyrażano pogląd, że nawodnienia wodami ściekowymi powodują intensywne wypłukiwanie wapnia z gleby. Główna przyczyna tkwi zapewne w tym, że pierwsze prace badawcze nad tym zagadnieniem były prowadzone wyłącznie na polach irygacyjnych, a więc glebach wysoko obciążonych ściekami. Wskutek tego istniały tam sprzyjające warunki przechodzenia węglanów w łatwo rozpuszczalne dwuwęglany, podlegające wymywaniu z gleby. Głównym jednak dowodem zubożenia w wapń gleb nawadnianych ściekami miały być analizy chemiczne siana, które wykazały znacznie mniej tego składnika niż w sianie z łąk nie nawadnianych. Bliższe badania nad tym zagadnieniem wykazały, że mała zawartość CaO w sianie z pól irygowanych jest wynikiem częstego koszenia łąk, co nie sprzyja gromadzeniu wapnia oraz fosforu w roślinach [9, 31, 65]. Wskutek intensywnego nawożenia, szczególnie azotem dostarczanym w ściekach miejskich, na łąkach irygowanych zbiera się 5—6 pokosów siana w sezonie wegetacyjnym o dużej zawartości białka, często przekraczającej 20% w suchej masie plonu. Ogólnie wiadomo, że młode, bujnie rosnące rośliny, gromadzą stosunkowo mało wapnia.

Jak wykazały nasze badania na Psim Polu [9] i Szerszenia w Osobowicach [65], samo wapnowanie gleby praktycznie nie zwiększa zawartości wapnia w plonie siana z gleb nawadnianych wodami ściekowymi. Należy jeszcze dodać, że nawadnianie miejskimi wodami ściekowymi, przy równoczesnym zapewnieniu odpowiednich stosunków tlenowych w glebie, wzmaga procesy nitryfikacyjne. Bakterie biorące udział

w tych przemianach azotu mogą korzystać z obojętnych węglanów wapnia [56] i tym samym czynić wapń bardziej dostępnym dla roślin.

**Fosfor.** Panuje ogólna opinia, że z głównych składników pokarmowych, znajdujących się w wodach ściekowych, fosfor jest najlepiej zatrzymywany przez glebę [1, 2, 22, 42]. Poglądy te zostały potwierdzone przez nasze badania przy niskim obciążeniu ściekami. Przy dawkach ścieków do około 100 mm uzyskano prawie pełne zatrzymanie fosforu w glebie (tab. 3). Przy wyższym obciążeniu sorpcja tego składnika jest znacznie słabsza. Na przykład na polach irygacyjnych Cukrowni Strzelin, przy obciążeniu ok. 5300 mm w czasie kampanii cukrowniczej trwającej 3 miesiące, pozostało w glebie tylko 26% ogólnej ilości fosforu dostarczonego w wodach ściekowych.

W badaniach lizymetrycznych stwierdzono pewną zależność w zdolności zatrzymywania fosforu w glebie od panujących w niej stosunków powietrznych. Jak wynika z naszych badań przedstawionych w tab. 3, gleba przewietrzana ma znacznie lepsze właściwości sorpcyjne od gleby nie przewietrzanej. Różnice te dały się wyraźnie zauważyć przy niskich dawkach polewowych. W miarę jednak obciążania gleby ściekami sorpcja fosforu spadała zarówno w lizymetrach nie przewietrzanych, jak i przewietrzanych.

Fosfor jako anion nie jest sorbowany wymiennie, daje natomiast nierozpuszczalne sole i może być zatrzymywany w środowisku glebowym na drodze sorpcji chemicznej. Na przykład w połączeniu z wapniem (w odczynie bliskim obojętnego) tworzy się fosforan trójwapniowy  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  i jako sól trudno rozpuszczalna wytrąca się w glebie. Raptowny spadek sorpcji fosforu przy wyższych obciążeniach ściekami należy tłumaczyć desorpcją wapnia z gleby. W środowisku kwaśnym fosfor łączy się z glinem lub żelazem tworząc fosforan glinu —  $\text{AlPO}_4$ , lub fosforan żelaza  $\text{FePO}_4$ , które są bardzo trudno rozpuszczalne i całkowicie niedostępne dla roślin [68]. Dlatego też przy rolniczym wykorzystaniu wód ściekowych oprócz stwierdzenia ilości zatrzymywanego fosforu ważna jest forma, w jakiej został on zmagazynowany w glebie.

**Azot.** Ze wszystkich składników pokarmowych, znajdujących się w wodach ściekowych, najcenniejszy jest azot. Mechanizm zatrzymywania tego składnika w glebie jest złożony i mało poznany. Azot w wodach ściekowych oprócz związków organicznych występuje w roztworach właściwych pod postacią amoniaku lub azotanów. Jako amoniak jest sorbowany fizycznie przez glebę. Natomiast w roztworze wodnym tworzy się wodorotlenek amonu, którego kation  $\text{NH}_4^+$  podlega sorpcji wymiennej w glebie. Sorpcja azotu w formie amoniakalnej posiada duże znaczenie, ponieważ w tej postaci znajduje się go najwięcej. Ogólnie wiadomo, że wodorotlenek amonu słabo dysocjuje (stała dysocjacji

T a b e l a 3

Sorpcja fosforu w glebie nawadnianej ściekami - Phosphorus sorption in soils irrigated with sewage water

Rodzaj gleby Soil kind	Miaższość warstwy filtracyjnej Filtration layer thickness m	Rodzaj wody - Kind of water	Dawka polewowa Field dose mm	Stężenie P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/l concentration mg/l in		Sorpcja P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> w glebie P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> sorption in soil %	m*	Uwagi - Notes
				w ście- kach inflow	w od- cieku outflow			
Gline pylasta na piasku - Fine sandy loam (25-40% sand Ø 0,1-0,02 mm) on sand	1,0	ścieki cukrownicze spławiakowe sugar factory waste water	5300	8,1	6,0	26	8,3	Cukrownia Strzelin, pola irygacyjne Sugar factory Strzelin, irrigation
Piasek słabo gliniasty - Weakly loamy sand	1,0	ścieki cukrownicze spławiskowe sugar factory waste water	110	5,5	0	100	0,1	Lizymetry przewietrzane Aerated lysimeters Lizymetry nie przewietrzane Un-aerated lysimeters Lizymetry przewietrzane Aerated lysimeters Lizymetry nie przewietrzane Un-aerated lysimeters
		ścieki cukrownicze dyfuzyjne sugar factory diffusion effluents	110	15,5	0	100	0,1	
Piasek gliniasty mocny - Compacted loamy sand	0,9	ścieki miejskie city sewage	30	13,3	1,5	89	-	Paic Pole [42]
	2,2	woda rzeczna - river water	-	2,5	0	100	-	Gleby lekkie [27] Light soils [27]
2,1	ścieki biologicznie oczyszczone biologically purified effluents	-	10,1	0,4	96	-		
	2,2	ścieki surowe - untreated effluents	-	20,2	0,7	57	-	
Czarnoziem południowy k. Odessy South USSR chornozem Odessa	0,20	ścieki miejskie - city sewage	100	-	3	80	-	Gleby średnio zwarte [14] Medium compacted soils [14]
	0,40		15	2	87			
	0,60			1,5	90			

\* m - błąd średni średniej w %

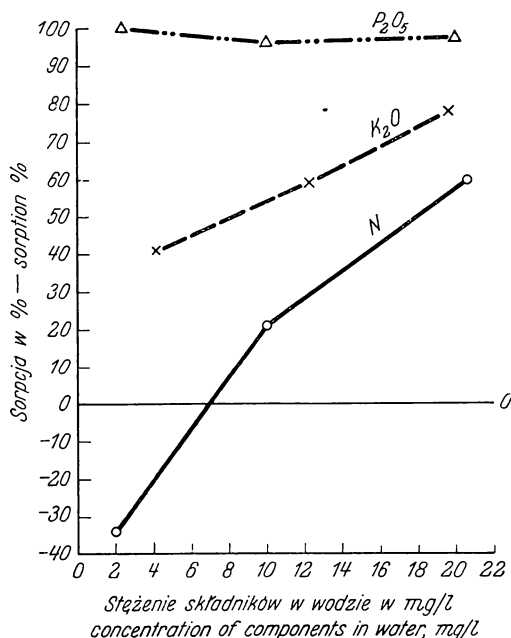
m - mean error of means in %

$\text{NH}_4\text{OH}$  wynosi tylko 0,013), a więc mała ilość jonów  $\text{NH}_4$  w roztworze nie sprzyja sorpcji wymiennej. Jednak w wodach ściekowych z powodu rozkładu związków organicznych wydziela się znaczną ilość dwutlenku węgla, który z wodorotlenkiem amonu tworzy węglan amonu, w którym kationy  $\text{NH}_4^+$  są sorbowane przez glebę w znacznie większych rozmiarach. Rozpuszczony w wodzie azot może znajdować się również w formie azotanowej.

Szczególnie dużo azotu saletrzanego zawierają ścieki po biologicznym oczyszczeniu. Azot występuje tutaj jako anion  $\text{NO}_3^-$ , który jest słabo sorbowany przez glebę [22, 40]. Dlatego też nawadnianie ściekami po biologicznym oczyszczeniu powoduje duże straty tego wartościowego składnika nawozowego.

Wyniki badań zestawione w tab. 4 wykazują dużą zależność zatrzymywania azotu przez glebę od obciążenia ściekami. Bardzo wyraźnie to widać na przykładzie pól irygacyjnych w Osobowicach, gdzie wraz ze wzrostem dawki ścieków gwałtownie maleje procent zatrzymywania azotu. Jeśli przy dawce ścieków 100 mm odciek był przeszło dziesięciokrotnie uboższy w azot, czyli sorpcja tego składnika stanowiła ponad 90%, to przy dawce 1000 mm zatrzymywany azot w glebie stanowił tylko 44% w stosunku do ilości dostarczonej w ściekach.

Jak wykazują badania Grinberga i Thomasa [22], sorpcja azotu w glebie zależy od jego stężenia w wodach użytych do nawod-



Rys. 4. Sorpcja składników pokarmowych w glebie w procentach w zależności od stężenia ich w wodzie użytej do nawodnień (opracowano na podstawie badań Grinberga i Thomasa [22])

Pert cent sorption of nutrients in soil in dependence on their concentration in the water used for irrigation (plotted on basis of investigations by Grinberg and Thomas [22])

T a b e l a 4

Sorpcja azotu w glebie nawadnianej ściekami - Nitrogen sorption in soils irrigated with sewage water

Rodzaj gleby Soil kind	Miażdżość warstwy filtracyjnej Filtration layer thickness m	Rodzaj wody - Kind of water	Dawka polewowa Field dose mm	Stężenie N mg/l N concen- tration mg/l in		Sorpcja N w glebie N sorption in soil %	m**	Uwagi - Notes
				w ście- kach in- flow	w od- cieku out- flow			
Gлина пылеста на песку - Fine sandy loam (25-40% sand Ø 0.1-0.02 mm) on sand	1	ścieki cukrownicze spławiakowe sugar factory waste water	5300	17,7	12,2	31	7,2	Cukrownia Strzelin, pola irygacyjne Sugar factory Strzelin, irrigation fields
Piasek luźny Loose sand	1,2	ścieki miejskie - city sewage	100	50	4	92	4,9	Pole irygacyjne w Osobowicach Irrigation field at Osobowice
			400	50	12	76	3,4	
			700	50	22	56	3,5	
			1000	50	28	44	3,2	
Piasek słabo gliniasty Weakly loamy sand	1,2	ścieki miejskie - city sewage	laguna * ściekowa	55	45	18	2,2	Laguna ściekowa w Osobowicach Sewage lagoon at Osobowice
Piasek luźny Loose sand	1,2	ścieki miejskie - city sewage	filtry gruntowe	55	50	9	4,5	Filtry gruntowe w Osobowicach Ground filter at Osobowice
Piasek gliniasty mocny Compacted loamy sand	0,9	ścieki miejskie - city sewage	30	47	7	96	-	Psie Pole [42]
	3,4	woda rzeczna - river water	-	2,1	2,9	33	-	Gleby lekkie [22] Light soils [22]
	3,4	ścieki biologicznie oczyszczone biologically purified effluents	-	10,1	8,0	21		
	2,6	ścieki surowe untreated effluents	-	20,7	8,5	59		

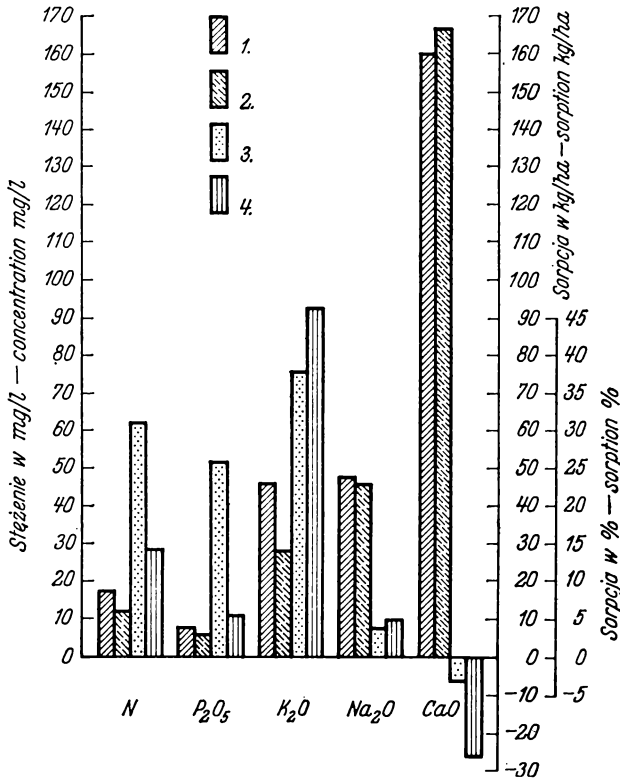
\* kwatera stale zalewana - permanently flooded area

\*\* m - błąd średni średniej w % - mean error of means in %

nień. Przy użyciu wody ubogiej w azot, zawierającej 2,1 mg/l N, wystąpiła sorpcja ujemna (tab. 4 i rys. 4). Niewiele lepiej przedstawia się sorpcja azotu przy nawodnieniach ściekami biologicznie oczyszczonymi, która wynosi tylko około 20%.

Dużą rolę podczas nawodnień ściekami odgrywa sorpcja mechaniczna, mimo że odnosi się tylko do zawieszin. Dlatego ścieki biologicznie oczyszczone, pozbawione zawieszin, są słabo wykorzystywane przez rośliny, szczególnie na glebach piaszczystych o małym kompleksie sorpcyjnym.

Poza obciążeniem i stężeniem azotu w ściekach o jego sorpcji w glebie decyduje wilgotność gleby. Jak wykazały nasze badania, w glebie



Rys. 5. Sorpcja składników pokarmowych na polach irygacyjnych Cukrowni Strzelin (ścieki spławiakowe)  
1 — ścieki przed oczyszczeniem, 2 — ścieki po oczyszczeniu,  
3 — sorpcja składników w procentach, 4 — sorpcja składników w kg/ha

Sorption of nutrients on irrigation fields of sugar factory Strzelin (flume water)

1 — effluents before purification, 2 — effluents after purification, 3 — sorption of components %, 4 — sorption of components kg/ha

stale przesyconej wodą sorpcja azotu gwałtownie spada. Na przykład odcinek z laguny ściekowej posiadał tylko o 18% mniej azotu w porównaniu do zawartości tego składnika w ściekach. Jeszcze słabsza sorpcja azotu zachodziła w filtrach gruntowych, gdzie stanowiła tylko 9%. Właściwa sorpcja azotu przez glebę jest jeszcze niższa, ponieważ w tych wartościach nie są uwzględnione straty tego składnika spowodowane utlenianiem się amoniaku i wolnego azotu, powstającego przy denitryfikacji.

#### PROCESY ZACHODZĄCE W GLEBIE NAWADNIANEJ ŚCIEKAMI

W celu zachowania wysokiej sprawności gleby jako środowiska oczyszczania wód ściekowych powinny być zapewnione odpowiednie warunki dla rozkładu tych zanieczyszczeń. W przeciwnym bowiem razie warunki oczyszczania wód ściekowych w glebie będą się stale pogarszać.

Ogólnie wskaźniki stanu sanitarnego zanieczyszczeń gleby [2, 15, 34, 59, 70] mogą mieć pewne znaczenie do określenia szybkości mineralizacji zanieczyszczeń w glebie, ale nie charakteryzują zdolności gleby do zatrzymywania tych zanieczyszczeń i produktów ich rozkładu podczas nawodnień. Wskaźniki te mogą być pomocne tylko w ocenie stanu sanitarnego gleby nawożonej odpadkami stałymi. Najlepszym miernikiem oczyszczania ścieków i samooczyszczania gleby jest stopień wykorzystania składników pokarmowych, czyli zwyczajka plonów roślin otrzymywana na jednostkę dostarczonej wody ściekowej. Rośliny pobierające składniki dostarczane w ściekach do gleby opróżniają niejako jej magazyn dla przyjęcia nowych ładunków zanieczyszczeń. A więc uprawa roślin i zbieranie plonów z pól nawadnianych domagają się utrzymania wysokiej sprawności gleby do jej samooczyszczenia się. Wszelkie zaburzenia w pracy pól nawadnianych, prowadzące do obniżenia ogólnej masy plonów, powodują nie tylko zmniejszenie korzyści rolniczych, ale także odbijają się ujemnie na dokładności oczyszczania wód ściekowych.

#### CZYNNIKI WARUNKUJĄCE ROZKŁAD SUBSTANCJI ORGANICZNEJ W GLEBIE

Ze względu na to, że mineralizacja substancji organicznej w glebie rozciąga się na dłuższy okres czasu, który trwa kilka tygodni do kilku miesięcy po nawodnieniu, a w przypadku wysokich dawek polewowych, szczególnie na glebach ciężkich, przedłużyć się może do kilku lat, o rozkładzie zanieczyszczeń decydują stosunki panujące w glebie nie tylko w czasie trwania nawadniania, ale przede wszystkim w okresach między

poszczególными nawodnieniami. Ponieważ rozkład nieczystości odbywa się przy czynnym współdziałaniu mikroorganizmów glebowych, głównie bakterii saprofitów, konieczne jest utrzymywanie w środowisku glebowym jak najlepszych warunków dla ich rozwoju.

Działalność mikroflory glebowej zależy głównie od rodzaju zanieczyszczeń dostarczanych w wodach ściekowych, temperatury i wilgotności gleby oraz zdolności wymiany powietrza glebowego, zapewniającej odpowiednią ilość tlenu w glebie. Składniki miejskich wód ściekowych, a także niektórych przemysłowych, np. przemysłu rolno-spożywczego, stanowią naturalną pożywkę dla bakterii. Dlatego też po nawodnieniu tymi ściekami następuje silny rozwój mikroflory glebowej [9]. Odwrotny obraz może wystąpić przy użyciu ścieków zawierających związki trujące. Jak wykazały jednak nasze liczne obserwacje, środowisko glebowe jest znacznie mniej wrażliwe na toksyczne działanie ścieków niż środowisko typowo wodne. Duża odporność mikroorganizmów glebowych na trujące działanie ścieków jest wynikiem buforujących właściwości gleby. Dzięki zdolnościom sorpcyjnym nawadnianej gleby pewna część związków jest chwilowo unieruchamiana i wobec tego roztwór glebowy posiada mniejszą koncentrację składników, w tym także trujących, niż wynikałoby to ze składu chemicznego ścieków. Większą odporność środowiska glebowego na toksyczne właściwości niektórych ścieków, w porównaniu np. do osadu czynnego, należy również tłumaczyć bardziej różnorodnym składem gatunkowym mikroflory glebowej, przez to mniej wrażliwej na zmienny skład chemiczny ścieków, odznaczającej się różnicowanymi cechami fizjologicznymi. Z tego też powodu mikroorganizmy glebowe są stosunkowo mało wrażliwe na zmienny skład chemiczny ścieków.

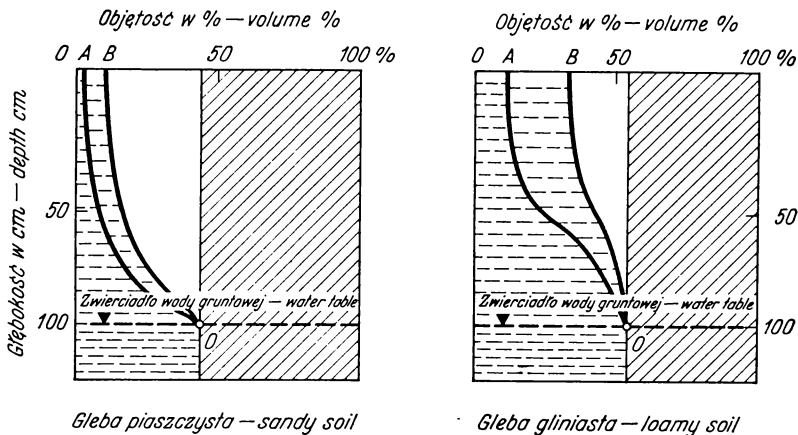
Duży wpływ na intensywność procesów biologicznych, a więc na szybkość rozkładu zanieczyszczeń zatrzymywanych w glebie, posiada temperatura gleby. W pewnych granicach wzrost temperatury powoduje wzmożenie funkcji biologicznych zgodnie z regułą Van't Hoffa (na każde podniesienie temperatury o 10 °C zwiększenie 2—3-krotne funkcji życiowej drobnoustrojów). Według Babajanca podwyższenie temperatury z 14 do 37 °C spowodowało 10-krotnie wyższy przyrost azotanów w glebie [4]. Wpływ temperatury na szybkość mineralizacji substancji organicznej został również stwierdzony na podstawie ilości wydzielonego dwutlenku węgla z gleby [63]. Dyfuzja CO<sub>2</sub> z gleby w zależności od jej temperatury wg Skripkina przedstawia się następująco [63]:

temperatura — °C	7,5	15,0	22,0
CO <sub>2</sub> mg/kg gleby/dobę	21,4	52,0	97,2

Podobnie jak temperatura wilgotność gleby ma również w pewnych granicach duży wpływ na intensywność mineralizacji nieczystości [4, 16].

Na przykład jeśli w glebie o wilgotności 9% stwierdzono 157 mg azotanów na 1 kg gleby, to przy 16% — 397 mg, a przy zawartości 20% wody w glebie wykryto 478 mg azotanów [4].

Jednakże zwiększenie zawartości wody w glebie pogarsza równocześnie jej stosunki powietrzne. Jak wykazały liczne badania, ze zwiększeniem wilgotności w glebie zmienia się skład powietrza glebowego, zmniejsza się koncentracja tlenu, a równolegle zwiększa się zawartość dwutlenku węgla [16, 29, 48, 69, 72]. Ze wzrostem wilgotności zmniejsza się szybciej ilość dyspozycyjnego tlenu w glebie, niżby to wynikało z pomniejszenia objętości wolnych por. Ze spadkiem koncentracji wolnego tlenu w glebie maleje oczywiście natężenie procesów biologicznych i, jak wykazały badania Walczyny, w środowisku beztlenowym po wyczerpaniu się wolnego tlenu po 80 dniach rozkład substancji organicznej ustaje zupełnie [73]. Należy dodać, że zużycie



Rys. 6. Wilgotność gleby ponad zwierciadłem wody gruntowej  
 A — wilgotność gleby przed nadwodnieniem, B — po nadwodnieniu  
 Soil moisture above the water table  
 A — moisture before irrigation, B — after irrigation

tlenu w glebach nawadnianych ściekami jest bardzo duże, wynosi około 400 kg O<sub>2</sub>/ha/dobę [17]. Dlatego też do rolniczego wykorzystania ścieków nadają się przede wszystkim gleby lekkie, o dużej zdolności wymiany powietrza glebowego.

Jak widać na schematycznym rys. 6, gleby piaszczyste, mimo że na ogół posiadają mniejszą porowatość ogólną od gleb gliniastych, odznaczają się większą przewiewnością [51]. Odgrywa tutaj rolę nie tylko objętość wolnych por gleby, ale przede wszystkim ich przekroje. W glebach lekkich są one znacznie większe i stanowią mniejsze opory w wymianie gazowej powietrza glebowego.

## BIOLOGICZNA AKTYWNOŚĆ GLEBY NAWADNIANEJ ŚCIEKAMI

Jak wykazały nasze poprzednie prace, pod wpływem nawodnień ściekami miejskimi występuje silny rozwój mikroflory glebowej [9]. Jednakże określenie ogólnej ilości mikroorganizmów metodą wysiewów gleby na sztucznych pożywkach nie zawsze obiektywnie wyraża aktywność mikroflory glebowej i z tego powodu może doprowadzić do wyciągnięcia mylnych wniosków. Były próby stosowania bezpośrednich oznaczeń ilości drobnoustrojów w glebie, np. za pomocą szkiełek obrastania. Szkiełka te, pokryte odpowiednią pożywką, umieszczano bezpośrednio w glebie i po pewnym czasie określano na nich ilość bakterii na zasadzie pozostawionych śladów (jakby odbitki fotograficznej) [53, 57]. Metoda ta jednak nie uzyskała szerokiego zastosowania, ponieważ jest żmudna i wymaga dużej subtelności w samym wykonaniu.

Do bezpośrednich metod badań biologicznej aktywności mikroflory glebowej zaliczyć należy metodę pasków bibułkowych lub z lnianego płótna, umieszczanych na szybkach i zakopywanych na żadaną głębokość w badanej glebie. Metoda ta, chociaż dobrze odzwierciedla aktywność biologiczną gleby i wyniki jej pokrywają się całkowicie z ilością wydzielanego  $\text{CO}_2$  z gleby [53], ma jednak tę ujemną stronę, że jest subiektywna w ocenie stopnia rozkładu pasków bibułkowych. W naszych badaniach zmodyfikowaliśmy tę metodę. Zamiast pasków bibułkowych na szybkach użyliśmy waty opatrunkowej, umieszczanej w woreczkach z siatki nylonowej (materiału nie podlegającego mikrobiologicznemu rozkładowi) o oczkach 1,5 mm. Woreczki z watą o wymiarach 6 do 18 cm umieszczaliśmy na okres 3—7 miesięcy w badanej glebie. Po pewnym czasie, po wydobywaniu woreczków z gleby, opróżnialiśmy je (resztki nie rozłożonej waty z oblepioną glebą) i po wysuszeniu w  $105^\circ\text{C}$ , a następnie spaleniu w temperaturze  $500^\circ\text{C}$ , z różnicy wagi określaliśmy ilość nie rozłożonej celulozy. Znając ciężar waty użytej do doświadczenia (stosowano próbki o wadze około 5 g) obliczano stopień rozkładu zakopywanego materiału. Równolegle spalano samą glebę z badanej głębokości w celu wprowadzenia korekty.

Wyniki badań, zestawione w tab. 5, wykazują różny stopień rozkładu celulozy w poszczególnych poziomach gleby. Na glinie piaszczystej (obiekt z wikliną) rozkład celulozy zachodził znacznie energiczniej na głębokości 20 cm, w porównaniu do poziomu 40 cm. Odnosi się to zarówno do kombinacji nawadnianych, jak i nie nawadnianych. Zjawisko zrozumiałe, gdyż bliżej powierzchni istnieją w glebie lepsze warunki tlenowe dla rozwoju mikroorganizmów. Na wyniki te wpłynął najprawdopodobniej także inny czynnik, a to większa żyzność górnego poziomu gleby, od którego zależy w dużym stopniu rozwój mikroflory glebowej. W przekonaniu tym utwierdza nas znacznie większy rozkład celulozy

w kombinacjach nawadnianych ściekami, a więc nawożonych, w porównaniu do nie nawadnianych. Na rozkład celulozy duży wpływ wywarła też temperatura. Średni miesięczny rozkład celulozy w okresie letnim był około 50% wyższy niż w okresie jesienno-zimowym. Należy dodać, że nawadnianie na tym obiekcie odbywało się wg jednakowego harmonogramu latem i zimą (raz w tygodniu, dawką po 100 mm ścieków).

Nieco inny obraz rozkładu celulozy uzyskano w piasku luźnym (łąka na polach zrzutowych). W porównaniu do gleby gliniastej rozkład w piasku przebiega znacznie energiczniej. Poza tym charakterystyczne jest to dla piasku luźnego, że na głębokości 40 cm rozkład celulozy był wyraźnie wyższy niż na głębokości 20 cm. Poziom wody gruntowej w tych piaskach zalega poniżej 2 m. Nawadniano przeciętnie raz w miesiącu i ze względu na dużą przepuszczalność gleby pojedyncze dawki ścieków wynosiły około 500 mm. Z powodu małej zdolności magazynowania wody między poszczególnymi nawodnieniami wystąpiły okresy suszy glebowej, które ograniczyły rozkład celulozy, leżącej w warstwach gleby bliżej powierzchni. W luźnych piaskach ilość tlenu na głębokości 40 cm nie jest czynnikiem ograniczającym działalność drobnoustrojów, a łatwe przenikanie składników pokarmowych umożliwia intensywny przebieg procesów biologicznych.

T a b e l a 5

Przebieg rozkładu celulozy w glebie nawadnianej miejskimi wodami ściekowymi  
Cellulose decomposition in soils irrigated with city sewage waters

Rodzaj gleby i użytkowania Soil kind and use	Czas trwania doświadczenia Experiment period	Ilość nawod- nień Number of floo- dings	Suma dawk ścieków Total doses mm	Głębokość umiesz- czenia celulozy Depth of cellulose accumula- tion cm	Stopień rozkładu celulozy Cellulose decomposition		m*
					w okresie badawczym in exper- period %	średnie w m-cu monthly mean	
Gлина piaszczysta Wiklina Sandy loam.Osier	5.IX.1960	28	2800	20	85	12,1	0,4
	4.IV.1961			40	65	9,3	0,0
	(7 miesięcy - 7 months)			0	-	20	44
		0	-	40	40	5,7	0,0
Piszek luźny, łąka Loose sand.Meadow	3.VII.1961	14	1400	20	69,1	19,7	2,2
	17.X.1961 (3,5 miesiąca - 3,5 months)			40	42,6	12,2	1,6
Piszek luźny, łąka Loose sand.Meadow	3.VII.1961	3	1500	20	77	22,0	0,0
	17.X.1961 (3,5 miesiąca - 3,5 months)			40	84	24,0	0,9
Piszek gliniasty, łąka Loamy sand.Meadow	25.V.1961	0	-	20	35,5	8,3	1,7
	20.IX.1961	5	200	20	48	12,0	1,1
	(4 miesiące - 4 months)	15	600	20	20,3	5,1	0,6

\* m - błąd średni średniej w %  
mean error of means in %

Nieoczekiwane wyniki uzyskano w następnym doświadczeniu, w którym badano intensywność rozkładu celulozy w zależności od częstości nawadniania. Badania przeprowadzono na łące doświadczalnej, położonej na piasku gliniastym mocnym w Kamieńcu Wrocławskim. Jak wykazują wyniki zestawione w tab. 5, najwyższy stopień rozkładu celulozy uzyskano na łące z 5-krotnym deszczowaniem, nieco słabszy na nie nawadnianej, a najniższy na łące z 15-krotnym deszczowaniem. Doświadczenie trwało 4 miesiące, a pojedyncze dawki nawadniające wynosiły 40 mm. Z badań tych wynika, że dla rozwoju mikroflory glebowej, rozkładającej błonnik w glebie łąki deszczowanej raz na 3 tygodnie, dodatnie działanie (użyźniające i zwilżające) ścieków przeważało nad pogarszającymi się warunkami tlenowymi gleby. Natomiast w kombinacji z cotygodniowym deszczowaniem znacznie gorsze stosunki tlenowe gleby nie zostały zrównoważone użyźniającym działaniem wód ściekowych. Marcilonek stwierdził również ujemny wpływ częstego nawadniania ściekami na rozkład celulozy w glebie [42].

Przedłożona przez nas metoda badania aktywności mikroflory ze względu na swą prostotę zasługuje na szersze zastosowanie, szczególnie w badaniach nad rolniczym wykorzystaniem wód ściekowych.

#### MASOWE USYCHANIE ROŚLINNOŚCI, CZYLI TZW. „WYPALANIE ROŚLIN”

Na glebach o wysokim obciążeniu ściekami na terenach o długoletniej eksploatacji występuje niekiedy w gorących latach masowe usychanie roślin. W naszych warunkach klimatycznych występuje ono rzadko, dało się zauważyć w czasie upalnego lata 1963 r. na niektórych kwaterach pól irygacyjnych w Osobowicach. Jak wykazały nasze obserwacje, wystąpiło ono najsilniej na kwaterach nawadnianych ściekami w czasie upalnych dni. Natomiast na kwaterach nawadnianych o kilka dni wcześniej przed wystąpieniem upałów nie zaobserwowano masowego usychania roślin. Obliczenia ciśnienia osmotycznego miejskich wód ściekowych wskazują, że jest ono znacznie niższe od tego, które roślina pokonuje przy pobieraniu wody z gleby. Wartość osmotyczna wszystkich rozpuszczonych składników w przeciętnych miejskich wodach ściekowych wynosi około 0,5 atm. Większość naszych roślin uprawnych przy parowaniu wody z gleby zdolna jest przewyciężyć ciśnienie osmotyczne roztworu glebowego ponad 5 atm [39]. Wynika z tego, że nawet przy 10-krotnie wyższym stężeniu soli w ściekach rośliny mogą jeszcze pobierać z nich wodę. Ze zwiększeniem stężenia ścieków ujawnia się toksyczne działanie niektórych składników. Poza tym przewyciężając większe ciśnienie osmotyczne roztworu glebowego korzenie roślin nie nadążają z pobieraniem wody dla uzupełnienia silnie parującej nad-

ziemnej części rośliny. Po przekroczeniu pewnej granicy zawartości wody w roślinie giną jej włosniki i wskutek tego roślina usycha [39].

Główną przyczyną usychania roślin w czasie nawadniania ściekami w upalne dni jest brak tlenu w strefie korzeniowej roślin. Ogólnie wiadomo, że aby roślina mogła pobierać wodę z gleby, korzenie roślin muszą mieć zapewnioną określoną koncentrację wolnego tlenu w swym otoczeniu [39]. W glebach nawadnianych ściekami, szczególnie silnie obciążonymi, duża ilość substancji organicznej łatwo ulegającej rozkładowi powoduje szybkie wyczerpywanie tlenu w glebie, z równoczesnym wydzielaniem dwutlenku węgla. Podwyższenie temperatury o każde 10 °C powoduje 2—3-krotne zwiększenie szybkości rozkładu, a poza tym podczas zwilżania gleby następuje desorpcja CO<sub>2</sub> [40, 48, 72]. Litr gleby w przeciętnych warunkach może zaabsorbować na powierzchni swych cząstek od 400 do 1200 cm<sup>3</sup> dwutlenku węgla, który w czasie nawodnień uwalnia się i tym samym zwiększa stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym [48, 72]. Dochodzi tutaj jeszcze ważny czynnik — temperatura krytyczna tego gazu. CO<sub>2</sub> posiada temperaturę krytyczną 31,5 °C, ale wg Turluna [72] w glebie o drobnych porach (o średnicy 10<sup>-2</sup>—10<sup>-4</sup> mm) ze względu na jej swoiste właściwości temperatura krytyczna tego gazu spada do ok. 18 °C. Ogólnie wiadomo, że sorpcja gazów powyżej krytycznej temperatury jest znacznie słabsza, czyli po przekroczeniu jej następuje desorpcja danego gazu. Hipoteza ta znalazła całkowite uzasadnienie w naszych obserwacjach. Wypalanie roślin w czasie nawodnień w upalne dni wystąpiło wyraźnie na glebach cięższych, o dużej zbiorowej powierzchni, w których podczas rozkładu substancji organicznej sorpcja dwutlenku węgla jest duża i odwrotnie, przy podwyższonych temperaturach gleby desorpcja tego gazu osiąga znaczne wartości.

Dowodem bezpośrednim, że usychanie roślin na glebach nawadnianych ściekami jest spowodowane głównie brakiem tlenu a nie egzozmózgą, wywołaną dużym stężeniem soli w roztworze glebowym, są nasze badania wazonowe [12]. W wazonach tych wypełnionych piaskiem, używano do nawodnień ścieków przemysłowych o kilkakrotnie wyższym stężeniu rozpuszczalnych soli niż w ściekach miejskich, a mimo to nie stwierdzono usychania roślin. Należy jeszcze dodać, że w wazonach, w odróżnieniu od warunków naturalnych, nie ma zapewnionego odpływu, a w związku z tym w miarę przedłużania doświadczenia występowało nagromadzanie soli w znajdującym się tam piasku.

Poza tym usychanie roślin może być spowodowane toksycznym działaniem niektórych składników. Jak wykazało wielu badaczy, trujące działanie wielu związków na rośliny jest zależne od panujących w glebie stosunków powietrznych [5, 6, 20, 25, 30, 44, 45, 76].

Jak wynika z naszych badań i danych literatury, tzw. „wypalanie roślin” na glebach nawadnianych ściekami w okresie upałów może być spowodowane kilkoma przyczynami; jednak najgłówniejszą przyczyną tego zjawiska w naszych warunkach jest najprawdopodobniej zachwiana równowaga w stosunkach powietrznych nawadnianej gleby. Potwierdzają to nasze obserwacje na polach irygacyjnych w Osobowicach, gdzie nawodnienia ściekami w czasie upałów czyniły większe szkody w roślinności na glebach zwięźlejszych niż na glebach lekkich, o lepszej zdolności wymiany powietrza glebowego.

#### TRWAŁE ZMIANY W GLEBIE ZACHODZĄCE POD WPŁYWEM NAWODNIEŃ ŚCIEKAMI

Gleby pól nawadnianych wodami ściekowymi odznaczają się dużym dynamizmem w przebiegu procesów glebowych. Wody ściekowe podlegające oczyszczaniu w glebie wywierają równocześnie na nią duży wpływ. Stosunkowo mała ilość prac badawczych w tym zakresie wynika stąd, że dotychczas tereny przeznaczone do nawodnień grawitacyjnych ściekami w większości były wyrównywane, a zniszczenie górnych poziomów genetycznych uniemożliwiało porównywanie wyników badań z glebami nie nawadnianymi. Pola irygacyjne do oczyszczania miejskich wód ściekowych wykonane w drugiej połowie ubiegłego stulecia (Wrocław, Gdańsk, Berlin, Moskwa, Odessa i inne) były przystosowane wyłącznie do nawodnień grawitacyjnych. Na podstawie dotychczasowych prac badawczych można ogólnie powiedzieć, że gleby lekkie pod wpływem długoletniego nawadniania miejskimi wodami ściekowymi z reguły poprawiają swe właściwości, a gleby ciężkie nie wykazują większych zmian albo nawet ulegają pogorszeniu [3, 37, 52, 58, 59, 61, 64]. W badaniach tych jednak brak jest ilościowego ujęcia zachodzących przemian.

#### GROMADZENIE SUBSTANCJI ORGANICZNEJ W GLEBIE

W miejskich wodach ściekowych będących w stanie surowym znajduje się przeciętnie  $1260 \text{ g/m}^3$  zanieczyszczeń [28]; w tym zanieczyszczenia mineralne wynoszą  $530 \text{ g/m}^3$  ścieków, co stanowi 42%, a części organiczne  $730 \text{ g/m}^3$ , tj. 58% ogólnych zanieczyszczeń<sup>1</sup>. Wprawdzie stosowanie do nawodnień ścieków miejskich w stanie surowym ze względów sanitarnych i estetycznych, a także utrudnionej techniki nawodnień nie jest zalecane, to jednak użycie ich na piaskach luźnych jest bardzo korzystne.

Szczególnie w pierwszych latach nawadniania gleb lekkich, ubogich

<sup>1</sup> Pod nazwą „części organiczne” należy rozumieć stratę na prażeniu.

w próchnicę, jest wskazane stosowanie ścieków surowych aż do wytworzenia dostatecznej miąższości warstwy próchnicznej gleby [78].

Głębokie luźne piaski przy niskim poziomie wody gruntowej mogą przyjąć kilka tysięcy mm wód ściekowych rocznie. Przy tak dużym obciążeniu dostarczane zawiesiny w wodach ściekowych wpływają wyraźnie na zmianę właściwości nawadnianej gleby. Na przykład przy dawce okresowej 2000 mm miejskich wód ściekowych w stanie surowym doprowadza się 25 ton/ha części stałych, co w przeliczeniu na obornik (o zawartości 75% wody) odpowiada 100 tonom tego nawozu. Tak więc prowadzone od 50 lat nawadnianie ściekami łódzkimi w dolinie Neru w większości na luźnych piaskach przyczyniło się do zwiększenia zawartości substancji organicznej z 0,3 do 4% [55]. W związku z tym wzrosła przeszło dwukrotnie pojemność wodna (w warstwie jednego metra ze 100 do 250 mm). Tak przeobrażonych gleb ze względu na nabyte własności nie można już uważać za luźne piaski [55, 67].

Zwiększenie zawartości substancji organicznej w glebach lekkich polepsza nie tylko ich żyzność i produktywność rolniczą, ale stwarza lepsze warunki do oczyszczania wód ściekowych w tym środowisku.

Nieco inny przebieg posiada gromadzenie substancji organicznej w glebach ciężkich. Z powodu mniejszej przepuszczalności obciążenie tych gleb ściekami jest odpowiednio niższe, a w związku z tym ilość dostarczanej substancji organicznej w ściekach do gleby jest mniejsza. Równocześnie jednak w glebach ciężkich wskutek słabej przewodności następuje bardzo wolny rozkład substancji organicznej, prowadząc bardzo często do procesów beztlenowych. Szczególnie ujemnie oddziałują na zdolność wymiany powietrza glebowego związki tłuszczowe, dostarczane w ściekach do gleby. Ze względu na to, że główna masa tłuszczów jest nieodłączną częścią osadów (w osadzie wyciąg eterowy dochodzi do 6% w stosunku do suchej masy osadu), nawadnianie surowymi wodami ściekowymi gleb ciężkich z reguły pogarsza ich właściwości fizyczne i jako wtórne zjawisko występuje tu pogorszenie się właściwości chemicznych.

Rohde badając zjawisko zmęczenia gleb na polach irygacyjnych, które między innymi objawia się chlorozą roślin, podaje jako jedną z głównych przyczyn nadmierne nagromadzenie substancji organicznych w glebie, w tym głównie związków tłuszczowych [58].

Na berlińskich polach irygacyjnych w glebie z roślinami dotkniętymi chlorozą zawartość związków organicznych wyniosła 6,275%, a w glebach z roślinnością zdrową — 2,725%. Podobnie na paryskich polach irygacyjnych gleba z roślinami chorymi miała 7,558% związków organicznych, a z roślinami zdrowymi — 3,845% [58]. Wydaje się jednakże, że szkodliwą bezpośrednio nie jest sama substancja organiczna, dostar-

czana w ściekach do gleby, lecz pogorszenie środowiska, które pod wpływem nadmiaru ścieków zostało wytworzone w glebie. Słaba wymiana powietrza nie zapewnia bowiem dostatecznej ilości tlenu, a rozkład substancji organicznej w warunkach beztlenowych powoduje wytwarzanie się związków szkodliwych dla roślin. Dlatego to obecność tłuszczów, szczególnie na glebach cięższych, potęguje to ujemne zjawisko.

Wykonane przez nas badania na zawartość próchnicy w glebie łąkowej po 5-letnim deszczowaniu miejskimi wodami ściekowymi w Psim Polu nie wykazały zmian (tab. 6).

T a b e l a 6

Zawartość próchnicy w glebie po 5-letnim deszczowaniu miejskimi wodami ściekowymi w Psim Polu  
Soil humus content after 5-year spray-irrigation with city sewage water on Psie Pole

Kombinacja - Treatment	Głębokość Depth cm	Zawartość próchnicy Humus content %
Nie nawadniana Unirrigated	5 - 15	2,12
Nawadniana 120 mm rocznie Irrig. 120 mm per year	5 - 15	1,91
Nawadniana 360 mm rocznie Irrig. 360 mm per year	5 - 15	2,30

Jak wykazują wyniki zestawione w tab. 6, różnice w zawartości próchnicy w poszczególnych kombinacjach nawodnień ściekami są bardzo małe i mieszczą się w granicach błędu doświadczalnego. Na łące deszczowanej niskimi dawkami ścieków dał się zauważyć pewien spadek próchnicy, co należy tłumaczyć szybszym rozkładem wywołanym przez energiczniejszy rozwój mikroflory glebowej. Dostarczona ilość substancji organicznej w ściekach przy obciążeniu nie wyrównuje ubytków. Natomiast wyższe dawki ścieków spowodowały nieznaczny wzrost zawartości próchnicy w glebie. Ogólny przyrost substancji organicznej w glebie nawadnianej ściekami jest zależny nie tylko od jej obciążenia wodami ściekowymi, ale duży wpływ na ten proces wywierają stosunki wodne. Na przykład w luźnych suchych piaskach nawet przy stosowaniu bardzo wysokich dawek ścieków gromadzenie substancji organicznej zachodzi bardzo powoli, ponieważ równocześnie występuje energiczny jej rozkład [67].

## ZMIANY W KOMPLEKSIE SORPCYJNYM GLEBY NAWADNIANEJ ŚCIEKAMI

Oczekiwaliśmy, że nawadnianie miejskimi wodami ściekowymi, w których znajduje się pokaźna ilość soli, wpłynie wyraźnie na zmiany chemiczne nawadnianej gleby. Szczególnie zawartość NaCl, która we wrocławskich wodach ściekowych wynosi około 200 mg/l, powinna by oddziaływać na wysycenie kompleksu sorpcyjnego. Jak wykazały badania, zmiany te są małe i często w naszych warunkach klimatycznych nieuchwytnie [11]. Po 5-letnim deszczowaniu miejskimi wodami ściekowymi dało się zauważyć nieco większe wysycenie kompleksu sorpcyjnego gleby zasadami oraz wzrost pH gleby (tab. 7). Zwiększenie zasa-

T a b e l a 7

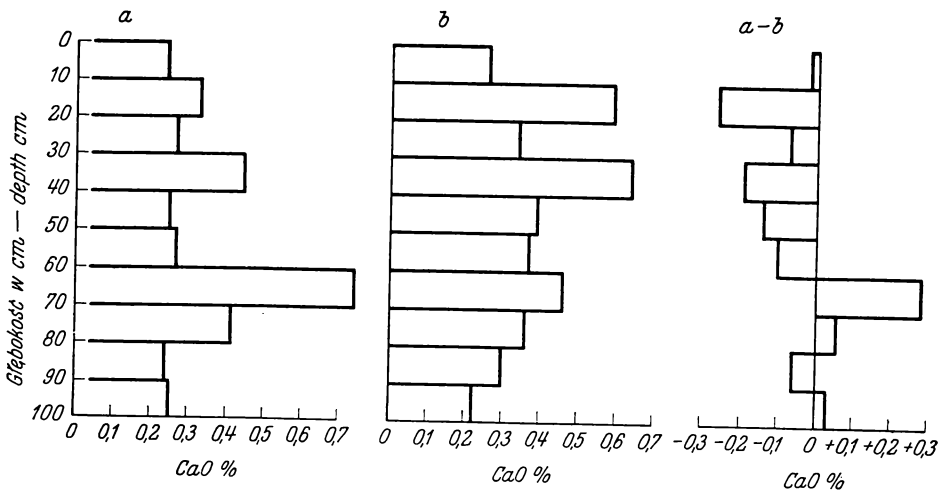
Wysycenie kompleksu sorpcyjnego gleby deszczowanej ściekami miejskimi  
Saturation of absorbing complex in soils spray-irrigated with city sewage water

Kombinacja Treatment	Głębokość Depth cm	pH		m.e./100 g gleby - m.e./100 g soil					
		w - in H <sub>2</sub> O	w - in ln KCl	kwaskowość hydrolytyczna hydrolytic acidity	Ca	Mg	Na	K	łącznie total
Nie nawadniana Unirrigated	5-15	6,3	5,3	1,5	9,3	3,26	0,52	0,51	15,09
	20-30	6,0	5,5	1,2	9,2	2,58	0,35	0,21	13,54
	40-60	6,5	5,7	0,8	6,4	2,73	0,39	0,13	10,45
Nawadniana 120 mm rocznie Irrig. 120 mm per year	5-15	6,0	5,5	1,3	8,3	2,61	0,38	0,41	13,00
	20-30	6,9	6,2	0,8	10,6	2,19	0,38	0,26	14,23
	40-60	6,4	5,9	0,8	8,0	2,40	0,34	0,18	11,72
Nawadniana 360 mm rocznie Irrig. 360 mm per year	5-15	6,2	5,5	1,2	8,7	4,33	0,48	0,28	14,99
	20-30	6,6	6,0	0,8	9,0	3,36	0,52	0,21	13,89
	40-60	7,0	6,3	0,5	8,0	2,61	0,35	0,18	11,64

dowości wystąpiło w głębszych poziomach gleby — poniżej 40 cm, co świadczyłoby o przemieszczaniu zasad. Górny poziom, uzupełniany składnikami ścieków, pozostał bez zmian. Powstała więc pewna równowaga między przychodem zasad ze ścieków a ubytkiem spowodowanym wymywaniem. Przytoczone wyniki badań odnoszą się do łąki, która była deszczowana przez 5 lat. Oznaczenia chemiczne gleby zostały wykonane po upływie pół roku od ostatniego nawodnienia. W ten sposób wykluczono chwilowe zmiany w glebie, jakie zachodzą po każdym nawodnieniu wodami ściekowymi. Jak wykazały nasze pierwsze badania w Psim Polu [9], wielokrotnie powtórzone na innych obiektach, po każdym nawodnieniu miejskimi wodami ściekowymi w górnym poziomie następuje wzrost pH, utrzymujący się przez kilka do kilkunastu dni. Zjawi-

sko to należy tłumaczyć głównie tym, że w czasie nawadniania sole znajdujące się w wodach ściekowych ulegają dysocjacji, a ich części składowe nie są jednakowo sorbowane przez kompleks sorpcyjny gleby [5]. Na przykład w przypadku soli kuchennej anion Cl nie jest zatrzymywany przez glebę, a pozostający w glebie sól wywołuje podwyższenie jej odczynu, póki nie zostanie wypłukany przez opady atmosferyczne.

Przeprowadzone przez nas badania nad kompleksem sorpcyjnym gleby na polach irygacyjnych w Osobowicach nie pozwoliły wyciągnąć dostatecznie pewnych wniosków ze względu na dużą zmienność glebową i nieporównywalność wyników (brak genetycznych naturalnych profilów glebowych na polach irygacyjnych). Na podkreślenie zasługuje jednak fakt, że ani w jednym przypadku nie stwierdziliśmy zasolenia gleby, pomimo że pola te są nawadniane miejskimi wodami ściekowymi ponad 50 lat i obciążenie jest bardzo wysokie, dochodzi bowiem obecnie do 5000 mm rocznie, tj. 50 000 m<sup>3</sup>/ha.



Rys. 7. Zasadowość ogólna w przeliczeniu na CaO w poszczególnych poziomach gleby nawadnianej ściekami w warunkach lizymetrycznych

a — nadmierne długotrwałe nasycenie wodą, b — okresowe nasycenie wodą, a-b — różnica w rozmieszczeniu CaO w profilu okresowo i nadmiernie nasyconym wodą

Total alkalinity in particular layers of lysimeter soils irrigated with sewage waters  
a — excessively long water saturation, b — periodic water saturation, a-b — difference between CaO distribution in profiles with periodic and with excess water saturation

W Polsce pewne objawy zasolenia wywołane ściekami zaobserwowali Moraczewski i Borkowski w dolinie Bzury, zalewanej ściekami przemysłowymi z „Boruty” [47]. Wystąpiły one tylko w niższych partiach terenu o wysokim poziomie wody gruntowej i ustępowały zwykle w przeciągu roku od przerwania nawodnień. Należy przy tym

dodać, że ścieki z Boruty są bardzo stężone; sucha pozostałość wynosi około 5000 mg/l, pozostałość po prażeniu — 4000 mg, w tym same chloroki stanowią ponad 2000 mg/l, tj. 10 razy więcej niż jest ich w przeciętnych miejskich wodach ściekowych [12].

Oprócz badań polowych przeprowadziliśmy oznaczenie zasadowości ogólnej w glebie stale nadmiernie wilgotnej i przewietrzanej w warunkach lizymetrycznych, opisanych uprzednio. Po dwuletnim nawadnianiu lizymetrów ściekami o łącznej sumie dawek 4000 mm wystąpiły znaczne różnice w zasadowości ogólnej gleby przewietrzanej i nie przewietrzanej.

Jak widać na rys. 8, w glebie będącej stale pod wodą wystąpiło wyraźne przemieszczenie zasad z górnych poziomów do dolnych warstw. Bilansując ilość zasad w jednometrowej warstwie gleby przewietrzanej i nie przewietrzanej stwierdzono w glebie nie przewietrzanej o 0,46% mniej zasad na suchą masę gleby w porównaniu do gleby przewietrzanej. Wyniki tych badań potwierdzają ogólnie znaną tezę, że wypłukiwanie zasad z gleby, w tym głównie wapnia, zachodzi intensywniej w warunkach anaerobowych niż w glebie o uregulowanych stosunkach powietrzno-wodnych.

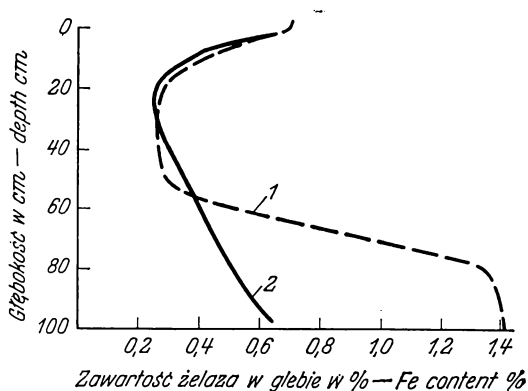
#### PRZEMIESZCZANIE ŻELAZA W GLEBIE

Rozmieszczenie żelaza w glebie łączy się ściśle z jej przepuszczalnością. Posiada to duże znaczenie na polach irygacyjnych, gdzie w ciągu roku gleba przefiltruje kilka tysięcy mm wody ściekowej, nie licząc naturalnych opadów. Jeszcze większe znaczenie ma przepuszczalność gleby, która spełnia funkcję filtrów gruntowych, których obciążenie w ciągu roku może osiągnąć 20 000 mm ścieków, a nawet i więcej.

Na przemieszczanie żelaza w glebie zwróciliśmy uwagę przy szukaniu przyczyn, które powodują słabą pracę odwadniającej sieci drenarskiej. Na wstępie należy podkreślić, że przy badaniu ciągów drenarskich źle pracujących nie spotkaliśmy nigdzie zamulonych prześwitów. Na glebach ciężkich zjawisko nieprzyjmowania wody przez dreny można by tłumaczyć zamulaniem styków drenów cząsteczkami ilastymi. Szczególnie przy wysokim obciążeniu ściekami przesączająca się woda może powodować przemieszczanie cząstek ilastych w profilu glebowym i osadzanie ich wokół drenów wytwarzając w tym miejscu warstwę trudno przepuszczalną. Nasze badania przeprowadzone na filtrach gruntowych w Osobowicach (około osadnika nr 2) wykazały, że główną przyczyną zaprzestania pracy ciągów drenarskich jest osadzanie się żelaza wokół drenów. Omawiane filtry gruntowe, zbudowane na luźnych piaskach (zawartość części spławialnych około 4%) i normalnie eksploatowane, pracowały bez zastrzeżeń od kilkudziesięciu lat. Dopiero przed kilku

laty z powodu nadmiernego obciążenia ściekami i to w dodatku bez wstępnego oczyszczenia, filtry te w ciągu 1 roku utraciły całkowicie zdolność filtracyjną.

Początkowo gwałtowne zmniejszenie się przepuszczalności przypisywaliśmy wytworzonej warstwie osadu na powierzchni gleby. Po osuszeniu jednak filtrów i usunięciu osadu z wierzchniej warstwy gruntu filtry te nie odzyskały już pierwotnej zdolności filtracyjnej. Zawartość najdrobniejszych części gleby w pobliżu drenów nie odbiegała od ich ilości w przekrojach wykonanych w pewnej odległości od ciągów drenarskich. W pobliżu drenów stwierdzono nieco większe zagęszczenie gruntu, jednak różnice w porowatości nie były duże i w większości przypadków mieściły się w granicach błędów oznaczenia. Dlatego nie wyjaśniły badanego zjawiska. Wystąpiły natomiast znaczne różnice w zawartości żelaza, którego ilość w pobliżu drenów była przeszło dwukrotnie wyższa niż na tej samej głębokości, ale w pewnym oddaleniu od drenów. W badanych filtrach gruntowych stwierdzono zwiększanie zawartości żelaza wraz z głębokością (rys. 8). Brak jednak danych wyj-



Rys. 8. Rozmieszczenie żelaza w filtrach gruntowych w Osobowicach pod Wrocławiem

1 — przekrój pionowy nad ciągiem drenarskim, 2 — przekrój pionowy w oddaleniu 1 m od ciągu drenarskiego

Iron distribution in ground filters at Osobowice n. Wrocław

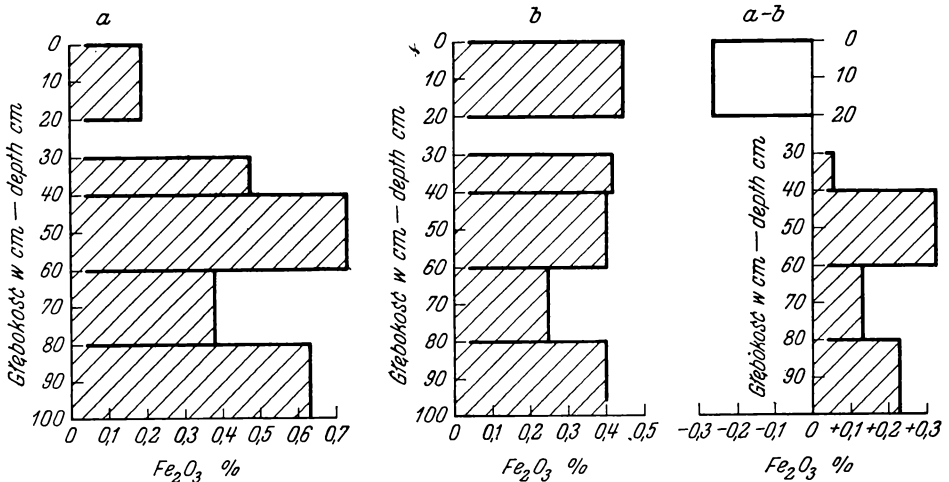
1 — vertical cut along and over the drain pipe, 2 — vertical cut parallel the drain pipe at 1 m distance

ściowych z okresu przed włączeniem filtrów gruntowych do użytkowania nie pozwala ściślej dociec, w jakim stopniu różnice te należy przypisać działaniu wód ściekowych.

Mechanizm utraty zdolności filtracyjnej omawianych filtrów gruntowych tłumaczymy następująco. W czasie zalewu dużymi dawkami

ścieków w stanie surowym wytworzona warstwa osadu hamowała wsiąkanie wody. W miarę przedłużania się zastoju wody ściekowej na powierzchni filtrów zanikały procesy tlenowego rozkładu. Z powodu wysokiego potencjału redoks żelazo trójwartościowe  $Fe^{3+}$  utleniając związki organiczne przechodziło w dwuwartościowe  $Fe^{2+}$ , w formę łatwo rozpuszczalną. Szczególnie w obecności rozpuszczalnej substancji organicznej żelazo ulegało przemieszczaniu w glebie [32, 68]. Część żelaza z przesiąkającą wodą dostaje się do drenów i w odcieku drenarskim unoszona jest z pola. Część natomiast przemieszczanego żelaza wskutek dostępu tlenu do gleby przez dreny (najczęściej woda płynie niepełnym przekrojem drenów) jest utleniana i tym samym wytrąca się w sąsiedztwie styków drenów. W tych procesach brać może udział rodzime żelazo, znajdujące się w profilu glebowym, jak również dostarczane do gleby w wodach ściekowych, głównie skupione w osadzie ściekowym [78].

Na polach irygacyjnych, a tym bardziej na nawadnianych (nawodnienie szerokoprzestrzenne) przemieszczanie żelaza zachodzi o wiele wolniej i nie pociąga za sobą tak jaskrawych skutków, wpływających na zmniejszenie przepuszczalności gleby. Ale również na terenach nawadnianych ściekami użytkowymi rolniczo następuje dość wyraźne przemieszczenie żelaza w glebie (rys. 9). W badaniach Orcholskiego i Rogińskiego, przeprowadzonych na bydgoskich polach iry-



Rys. 9. Rozmieszczenie żelaza na profilach glebowych pól irygacyjnych m. Bydgoszczy (opracowane w oparciu o badania Orcholskiego i Rogińskiego [50])  
 a — pole nawadniane, b — pole nie nawadniane, a-b — przychód bądź rozchód pod wpływem nawodnień ściekami

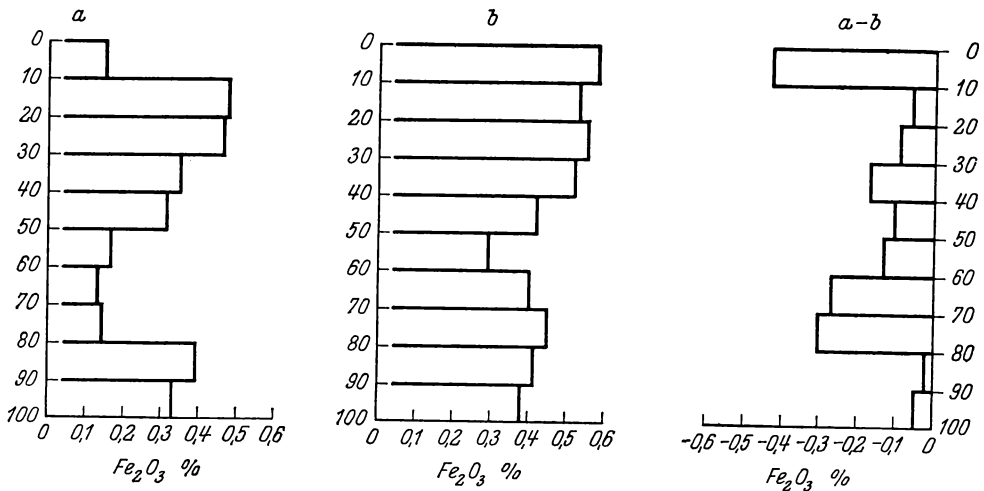
Iron distribution in soil profiles of irrigation fields of the city of Bydgoszcz (on basis of investigation by Orcholski and Rogiński [50])

a — irrigated field, b — unirrigated field, a-b — gain or loss due to sewerage irrigation

gacyjnych, wystąpiły wyraźne różnice w rozmieszczeniu żelaza w profilach glebowych terenów nawadnianych i nie nawadnianych [50]. W glebach nawadnianych stwierdzono w niższych poziomach większą zawartość żelaza niż na tych samych głębokościach gleb nie nawadnianych. Szkoda tylko, że w tych cennych badaniach opuszczono poziom od 20 do 30 cm, który z reguły zawiera kilkakrotnie więcej żelaza niż pozostałe warstwy [30]. Pozwoliłoby to dokładnie określić przychód i ubytek żelaza w poszczególnych poziomach gleby bydgoskich pól irygacyjnych.

Zrozumiałą jest rzeczą, że na przemieszczanie i wypłukiwanie żelaza z gleby, oprócz ilości przefiltrowanej wody, decydujący wpływ wywierają stosunki powietrzne, panujące w glebie. Przekonywają nas o tym badania przeprowadzone w lizymetrach. Przy tym samym wyjściowym materiale glebowym po dwóch latach prowadzenia nawodnienia i zastosowaniu około 4000 mm wód ściekowych stwierdzono w lizymetrach nie przewietrzanych znacznie mniej żelaza w glebie niż w lizymetrach przewietrzanych (rys. 10). W lizymetrach stale nadmiernie uwilgotnionych stwierdzono średnio w całym profilu glebowym o 0,18% mniej  $Fe_2O_3$  niż w lizymetrach o okresowym uwilgotnieniu.

Z przytoczonych badań nad przemieszczaniem żelaza w glebie nasuwa się praktyczny wniosek, że przy wyborze terenów do nawodnień ście-



Rys. 10. Zawartość żelaza w poszczególnych poziomach gleby nawadnianej ściekami w lizymetrach

a — długotrwale nadmierne nasycenie wodą, b — okresowe nasycenie wodą, a-b — różnica w rozmieszczeniu żelaza na profilu okresowo i nadmiernie nasyconym wodą

Fe content in particular layers of lysimeters irrigated with sewage waters

a — irrigated field, b — unirrigated field, a-b — gain or loss due to sewerage irrigation

kami należy zwracać dużą uwagę nie tylko na skład mechaniczny gleb, ale także na zawartość w niej żelaza. Większa zawartość żelaza w glebie jest niebezpieczna dla sprawnego funkcjonowania terenów nawadnianych, szczególnie w przypadku, gdy są one przeznaczone do wyższych obciążeń i wymagają drenowania.

#### PODSUMOWANIE I WNIOSKI OGÓLNE

W niniejszej pracy podajemy wyniki badań nad oczyszczaniem wód ściekowych w środowisku glebowym przy różnym obciążeniu (pola nawadniane, pola irygacyjne i filtry gruntowe). W naszych badaniach dużą uwagę zwróciliśmy na zdolność gleby do zatrzymywania bakterii i składników podczas przesiąkania wód ściekowych. Oprócz badań polowych, przeprowadzonych głównie na obiektach produkcyjnych, założyliśmy doświadczenia lizymetryczne, których głównym celem było uchwycenie różnic w przebiegu procesów oczyszczania wód ściekowych w warunkach beztlenowych gleby i normalnego jej napowietrzenia.

Poza zmianami w składzie chemicznym i bakteriologicznym przesiąkających wód ściekowych przez glebę określiliśmy biologiczną aktywność nawadnianej gleby. Do tego celu zastosowaliśmy własną metodę oznaczania stopnia rozkładu celulozy.

Badaliśmy również zmiany chemicznych właściwości gleby, zachodzące pod wpływem wieloletniego nawadniania ściekami. W tych procesach zwróciliśmy uwagę na wysycenie kompleksu sorpcyjnego gleby oraz na przemieszczanie żelaza.

Na podstawie wymienionych badań można wysunąć następujące wnioski:

1. Podczas przesiąkania wód ściekowych przez glebę zmniejsza się znacznie ilość bakterii w odcieku. W warunkach polowych (gleby zdrenowane) zmniejszenie to wynosi ponad 95%, a redukcja miana *E. coli* — ponad 99%. W warunkach lizymetrycznych oczyszczenie ścieków z drobnoustrojów jest jeszcze dokładniejsze; ogólna ilość bakterii zmniejsza się o ponad 99%, a miano *E. coli* o 99,999%, przy czym redukcja bakterii w odcieku nie zależy od obciążenia i panujących stosunków powietrznych w nawadnianej glebie. Gleby zwięźlejsze lepiej zatrzymują bakterie niż gleby piaszczyste, szczególnie ubogie w próchnicę. Dlatego też piaski luźne bezpróchniczne w pierwszych latach eksploatacji powinny być nawadniane surowymi wodami ściekowymi. Gromadząca się w górnym poziomie tych gleb substancja organiczna sprzyjać będzie lepszemu zatrzymywaniu bakterii wód ściekowych i składników nawozowych. Należy jednak przy tym obostrzyć przepisy sanitarne, a w szczególności zwiększyć okresy karencji między ostatnim nawodnieniem surowymi

ściekami a zbiorem roślin, uprawę warzyw zaś w tych warunkach całkowicie wykluczyć.

2. Zatrzymywanie głównych składników pokarmowych w glebie zależy od obciążenia ściekami, stosunków powietrznych panujących w glebie, składu mechanicznego gleby i rodzaju ścieków. Na polach nawadnianych (nawodnienia szerokoprzestrzenne) sorpcja głównych składników nawozowych jest bardzo wysoka i przekracza 80% ogólnej ilości dostarczanej w wodach ściekowych do gleby. W miarę zwiększania obciążenia ilość zatrzymywanych składników w glebie gwałtownie spada.

a. Sorpcja potasu w piasku słabogliniastym przy stosowaniu pojedynczych dawek polewowych w wysokości 100 mm wynosi dla ścieków cukrowniczych ponad 90%, a dla miejskich — około 80%. Słabsza sorpcja potasu przy nawadnianiu ściekami miejskimi w porównaniu do ścieków cukrowniczych jest spowodowana większą zawartością sodu w ściekach miejskich. Pierwiastki te wzajemnie się wypierają z kompleksu sorpcyjnego gleby. Przy wyższych dawkach ścieków zatrzymywanie potasu w glebie maleje; dotyczy to zarówno ścieków miejskich, jak cukrowniczych. Na polach irygacyjnych o rocznym obciążeniu 2—3 tys. mm w glebie pozostaje  $\frac{1}{3}$  potasu w stosunku do ilości dostarczonej w wodzie ściekowej. Gleby napowietrzane nieco lepiej sorbuja potas niż gleby stale przesycone wodą, różnice te są jednak nieznaczne.

b. Sorpcja sodu przy nawadnianiu miejskimi wodami ściekowymi utrzymuje się w glebie w równowadze, tj. ilość wypłukiwana z gleby równa się w przybliżeniu ilości dostarczanej w wodzie ściekowej. Na zdrenowanych polach irygacyjnych nie stwierdzono zasolenia gleby nawet przy wysokim obciążeniu ściekami miejskimi.

c. Sorpcja wapnia podczas nawodnień jest ściśle uzależniona od wielkości dawek polewowych i stosunków powietrznych, panujących w glebie. Przy niskim obciążeniu następuje gromadzenie się wapnia w profilu glebowym, natomiast duże dawki ścieków powodują jego wypłukiwanie, czyli występuje desorpcja tego składnika z gleby. Warunki beztlenowe środowiska powodują większe wypłukiwanie wapnia. W glebach nawadnianych miejskimi wodami ściekowymi w uruchamianiu wapnia dużą rolę odgrywa substancja organiczna ścieków, która podczas rozkładu wydzielając  $\text{CO}_2$  powoduje przejście węglanów obojętnych w dwuwęglany, a więc w formę łatwo wypłukiwaną z gleby.

d. Sorpcja fosforu jest najwyższa ze wszystkich głównych składników nawozowych, jednak tylko przy stosowaniu niskich dawek nawadniających. Przy nawadnianiu dawkami ścieków do 100 mm sorpcja fosforu w piasku słabogliniastym osiąga 100%. W miarę jednak zwiększania dawek polewowych fosfor jest coraz mniej sorbowany przez glebę. Ponad  $\frac{2}{3}$  tego składnika dostarczanego w wodach ściekowych

przechodzi z irygowanych pól do odcieku drenarskiego. Stwierdzono słabszą sorpcję fosforu w warunkach beztlenowych gleby (około 20% w stosunku do gleby przewietrzanej).

e. Sorpcja azotu przez glebę, podobnie jak potasu, zależy głównie od wielkości dawek nawadniających. Przy niskich dawkach polewowych do 100 mm ilość azotu zatrzymanego w glebie przekracza 90% w stosunku do zawartego w wodzie ściekowej, użytej do nawodnienia. Na sorpcję azotu przez glebę jeszcze większy wpływ wywierają stosunki powietrzne w glebie. W warunkach anaerobowych duża część azotu przechodzi do odcieku.

3. Gleby nawadniane miejskimi ściekami odznaczają się znacznie większą biologiczną aktywnością od nie nawadnianych.

a. Gleby piaszczyste wykazują większą biologiczną aktywność od gleb zwięźlejszych.

b. Najbardziej biologicznie aktywna jest wierzchnia warstwa o przeciętnej grubości 20 cm, z wyjątkiem luźnych piasków, gdzie sięga powyżej 40 cm.

c. Zbyt częste nawadnianie gleby obniża jej biologiczną aktywność. Na przykład piaski mocne nawadniane ściekami co tydzień wykazały mniejszą biologiczną aktywność niż nawadniane raz na 3 tygodnie.

4. Nawadnianie miejskimi wodami ściekowymi podczas upalnych dni powoduje niekiedy masowe usychanie roślin. Zjawisko to, które najczęściej występuje na glebach zwięźlejszych, należy tłumaczyć wyczerpaniem tlenu w tym środowisku w wyniku energicznego rozkładu substancji organicznej, dostarczanej w ściekach do gleby.

5. Gleby silnie obciążone ściekami po wieloletnim nawadnianiu ulegają dużym przeobrażeniom. Wzrasta w nich kilkakrotnie zawartość substancji organicznej, co na glebach piaszczystych jest zjawiskiem dodatnim zarówno z rolniczego, jak i sanitarnego punktu widzenia. Natomiast na glebach zwięźlejszych duża ilość dostarczonej substancji organicznej, a szczególnie obecność tłuszczów w ściekach, prowadzi często do zahamowania równowagi stosunków powietrznych w nawadnianych glebach.

6. W glebach nawadnianych wodami ściekowymi, szczególnie przy dużych obciążeniach, wytwarzają się warunki beztlenowe, które przyczyniają się do uruchomienia żelaza w glebie. Zredukowane związki żelaza wędrują w dół z wodą i wytrącają się w znacznych ilościach wokół drenów, tworząc często warstwę izolacyjną, powstrzymującą przesiąkanie wody do sieci drenarskiej.

## LITERATURA

- [1] Adierchin P. G. Rol obmiennych kationow w pogłoszczeni fosfornej kwasoty czarnoziomami. Poczwo-wiedien., 5, 1949.
- [2] Alf S. Z., Miszustin J. N., Piercowskaja M. I., Chlebnikow N. I.: Pokazатели sanitarnowo sostojanija poczwy nasielonnych miest. Medgis 1959.
- [3] Baars Ir. C.: Die landwirthschaftliche Aspekte zur Verregung von Molkerei-abwasser auf Grünland. Wasser und Nahrung, 4, 1960.
- [4] Babajanc R. A.: Poczwiennaja mineralizacja gorodskich otbrosow i ich sielskochazastwiennoje ispolzowanije. Medgiz 1958.
- [5] Baccok K. L., Carson R. M., Schulz R. K., Overstreet R.: A study of the effect of irrigation composition on soil properties. Hilgardia, t. 29, 1959, 3.
- [6] Balicka N., Sobieszczański J.: Żywotność *E. coli* w glebie nawadnianej ściekami miejskimi. Acta microbiologica, s. 207—210, 1956.
- [7] Balicka N., Sobieszczański J.: Różne gleby jako filtry bakteriologiczne przy rolniczym wykorzystaniu ścieków miejskich. Acta micr., 1957, s. 269—287.
- [8] Balicka N., Sobieszczański J.: Badania terenów nawadnianych pod względem rolniczym. VIII. Wpływ korzeni niektórych roślin i ich mikroflory korzeniowej na *Escherichia coli*. Acta Microb. Polonica, 4 — 1961.
- [9] Boćko J.: Wpływ deszczowania miejskimi wodami ściekowymi na plonowanie łąki i niektóre zjawiska biochemiczne gleby. Zeszyty Naukowe WSR Wrocław, 3, Melioracja, 1956, z. 1.
- [10] Boćko J.: Oczyszczanie ścieków cukrowniczych spławiakowych na polach irygacyjnych. Zeszyty Naukowe WSR Wrocław, Sesja Nauk. Wyd. Mel. Wodn., 1961.
- [11] Boćko J., Szerszeń L.: Zmiany chemiczne gleby nawadnianej ściekami miejskimi. Zeszyty Naukowe WSR Wrocław, nr 44, Melioracja, 1962, z. 7.
- [12] Boćko J., Lończuk A.: Abwässer einer Fabrik für organische Farbstoffe und deren Verwetungsmöglichkeiten. Ref. na Międzynar. Konfer. w Budapeszcie, 9—14.IX.1963.
- [13] Brodski A. Z.: Protozoa poczwy, ich rol w poczwiennych processach. Biuletyn Srednieaziatskowo Uniwersitieta, 1935.
- [14] Budanow M. T.: Agromelioratiwnaja i sanitarnaja ocienka suglinistych czernoziemow dla cielej ustroistwa polej oroszenija. Ukrainiskij Nauczno-Issledowatielskij Inst. Gidrotechniki i Melioracji. Naucznyje Trudy, Wyp. 76/2.
- [15] Chlebnikow N. I.: Sootnoszenije poczwiennogo i organiczeskowo azota kak sanitarnyj pokazatel poczw nasielennych miest. Gig. i San., 1951, nr 4.
- [16] Djakonowa K. W.: Poczwa kak istocznik uglekisloty dla rastienij w usłowijach oroszajemych i nieoroszajemych priekaukazskich czernoziemow. Poczwo-wiedien., 10, 1957.
- [17] Doliwo-Dobrowolskij L. B.: Mikrobiologiczeskije processy oczystki wody. Izd. Min. Kom. Choz., Moskwa 1958.
- [18] Dożańska W., Iwańczuk I.: Wpływ różnych metod oczyszczania ścieków na unieszkodliwienie jaj robaków ludzkich. Gaz, Woda i Techn. Sanit. 6, 1957.
- [19] Dunbar D.: Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. Berlin 1907.
- [20] Ensminger L. E.: Some factors affecting the adsorption of surface by Alabama soils. Proc. Soil. Sci. Soc. Amer. 19, 1954.

- [21] Goldeman A. W.: Oczystka stocznych wod na odesskich polach oroszenija i opyty opriedielenija filtracjonnoj sposobnosti poczwy. Poczwiennyje mietody obiezwrezywanija stocznych wod i otbrosow. Moskwa 1939.
- [22] Grinberg A. R., Thomas U. F.: Sewage effluent reclamations for industrial and agricultural use. Sewage and Industrial Wastes, 26, 1954, nr 6.
- [23] Gudkowa G. W.: Bakterii — antagonisty i kiszeczno-tifoznoj grupy w podzolistnych poczwach. Gigiena i Sanitaria 5, 1951.
- [24] Hartig H.: Die Wirkung von unbehandelten mechanisch gereinigten und biologisch geklärten Abwässer auf Ertragsbildung verschiedener Feldfruchte unter Beachtung der Nährstoffe im Abwasser. Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 5, 1961.
- [25] Hausenbuiller R. L., Haque M. A., Wahhab A.: Some effects of irrigation waters of differing quality on soil properties. Soil properties. Soil Sci., t. 90, 1960, 6.
- [26] Heinonen R.: Über die Umtauschkapazität des Bodens und verschiedener Bodenbestandteile in Finland. Zeitschr. f. Pflanzenern., 1, 1960.
- [27] Ichtomska ja F. I.: Rol fermentow w samooczyszczении poczwy. Gigiena i Sanitaria, 11, 1952.
- [28] Imhoff K.: Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Wydawn. Polskie, Warszawa 1957.
- [29] Jastriebow M. T.: Igła do wziatija poczwiennogo wozducha. Soderżanije CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> i N<sub>2</sub> w poczwiennom wozduchie i w poczwiennogruntowych wodach pojmy r. Klazmy. Poczwowiedien. 4, 1954.
- [30] Jenny N.: Factors of soil formation. Przekł. na j. ros., Moskwa 1948.
- [31] Karaś J.: Skład chemiczny i wartość pokarmowa siana oraz wydajność łąki nawadnianej ściekami rzeki Neru. Praca doktor. SGGW, 1963.
- [32] Kauriczew I. S., Kyłakow J., Nozdrunowa J. M.: K woprosu obrazowanii i migracji żelazoorganicznych sojedinenij w poczwach. Poczwowiedien. 12. 1958.
- [33] Koreniako A. I., Artamonowa O. I., Letumowa S. W.: Obrazowanije i sochranienije antibioticzeskich wieszczestw aktinamicetow w poczwie. Mikrobiologija, t. XXIV, wyp. 5, Izd. AN SSSR, 1955.
- [34] Kożynowa Z. A.: Samoczyszczeniije gorodskoj poczwy. Gigiena i Sanitaria, nr 4, 1951.
- [35] Kramer D.: Untersuchungen über das Abwässer von Zuckerfabriken und über die landw. Verwertung von Abwässern. Berlin 1959.
- [36] Lundegardh H.: Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. Jour. Soil Sci., v. 23, nr 6, s. 417—453.
- [37] Kutilek M.: Vliv závlak městeskými odpadními vodami na pudu. Čs. vědecko-technická společnost sekce pro vodní hospodařství při ČSAW.
- [38] Łapszyn M. N., Stroganow S. N.: Chimija i mikrobiologija pitiewych i stocznych wod. Gostrojizdat 1938.
- [39] Maksimow M.: Fizjologia roślin. Warszawa 1950.
- [40] Maksimow M., Góralski J.: Właściwości sorpcyjne gleb. Warszawa 1959.
- [41] Marcilonek S.: Zmiany zasobów wodnych i pokarmowych gleby nawadnianej ściekami miejskimi w Psim Polu pod Wrocławiem. Roczn. Nauk Roln., s. 7, t. 72, 1958, z. 4.
- [42] Marcilonek S.: Stosunki wodno-pokarmowe i biologiczne gleby oraz plonowanie roślin uprawnych nawadnianych wgłębnie ściekami miejskimi. Zesz. Nauk. WSR Wrocław, 13, Melioracja, 1958, z. 3.

- [43] Marcilonek S., Meks-Burmecka J.: Oczyszczanie ścieków miejskich w glebie z punktu widzenia sanitarnego. Ref. na Konf. PAN, 1961.
- [44] Matuszewski T.: Wstęp do mikrobiologii rolniczej. Puławy, 1947.
- [45] Mieszkow N. W.: K woprosu o toksiczeski diejstwujuszczich na rastienji produktach obrazujemych w podzolistych poczwach pri nagriwanij. Poczwo-wiedien., 5, 1949.
- [46] Miszustin J. R., Piercowskaja: Mikroorganizmy i samooczyszczanie poczwy. Izd. AN SSSR. Moskwa 1954.
- [47] Moraczewski R., Borkowski D.: Działanie ścieków przemysłowych na łąki w dolinie górnej Bzury. Ek. Pol., s. A, t. X, 1962, nr 7.
- [48] Musierowicz A.: Gleboznawstwo ogólne. Warszawa 1951.
- [49] Olbertz M., Baumann F.: Untersuchungen über die Entwicklungstendenzen und Sorbtionfähigkeiten langjähriggenutzter Rieselböden in Berliner Abwasserwertungsgebiet. Wissenschaft. H. der Humboldtuniversität, Berlin II, 1952/53.
- [50] Orcholski J., Rogiński S.: Wpływ nawodnień ściekami miejskimi pól irygacyjnych miasta Bydgoszczy na glebę i plonowanie roślin. Roczn. Nauk Roln., t. 72-F-4, 1953.
- [51] Ostromęcki J.: Wstęp do melioracji rolnych. Warszawa 1957.
- [52] Otter M.: Muss die Bewässerung mit Abwasser Bodenschädigungen hervorrufen? Wasser u. Nahrun, 4, 1960, 2, 1961.
- [53] Pietrowa A. N.: Mietody opriedielenija biologiczeskoj aktiwnosti poczwy. Mikroorganizmy w Sielskom Chazajstwie. Izd. Moskow. Uniwersit. 1963, s. 422—440.
- [54] Pikowskaja R. I., Bichiladze S. I., Gełaszwili M. C.: K woprosu o samooczyszczajuszczich swojstwach osnownych tipow poczw Gruzinskoj SSR. Gigiena i Sanitaria, 1, 1956.
- [55] Piwiński A.: Zmiany zachodzące w wodnych właściwościach profilów glebowych pod wpływem nawodnień wodami w dolinie Neru. Zeszyty Nauk. SGGW Warszawa, Melioracja, z. 2, 1959.
- [56] Prianisznikow D. W.: Izbrannyje soczynienija. Moskwa. 1952.
- [57] Radina A. G.: Mikrobiologiczeskije issledowanija wodojomow. Izd. AN SSSR, 1950.
- [58] Rohde G.: Spurenelementanreicherung verursacht Rieselmüdigkeit. Wasserwirtschaft, Wassertechnik, 11, 1961.
- [59] Rudolf Z., Skalmowski K.: Ochrona gleby przed zanieczyszczeniem i jej rola w życiu gospodarczym kraju. Konferencja Naukowo-Techniczna pt. „Ochrona atmosfery, wód i gleby a planowanie przestrzenne”. Wrocław 1963.
- [60] Russel E. J.: Warunki glebowe a wzrost roślin. Przekład z ang., PWRiL, 1958.
- [61] Schulz M.: Woprosy krugłogodowowo oroszenija stocznyimi wodami na supieszczanych poczwach. T. S. Ch. A., Moskwa 1961.
- [62] Skibniewski L.: Wpływ oczyszczania ścieków na wyniki rolniczego ich wykorzystania. Gospod. Wodna, 4, 1963.
- [63] Skripkin A. A.: Pribor dla opriedielenija koliczestwa diffundirujuszczej iz poczwy uglekisłoty. Poczwo-wiedien., 4, 1959.
- [64] Stroganow S. N., Kasmielskij A. W., Zwiaginskij J. J.: Pola oroszenija. Monografia 1937.
- [65] Szerszeń L.: Wpływ nawozów wapniowych na niektóre właściwości chemiczne gleby i roślinność łąk nawadnianych wodami ściekowymi. Zeszyty Nauk. WSR we Wrocławiu, 12, 1958.

- [66] Szniolis A.: Projekt radykalnej ochrony wód jeziora Hallwile. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 3, 1957.
- [67] Śniadowski Z.: Zmiany we właściwościach fizycznych gleby pod wpływem nawodnień wodami ściekowymi na polach irygacyjnych pod Bydgoszczą. Zeszyty Nauk. SGGW Warszawa, 1957.
- [68] Terlikowski F. K.: Prace wybrane z dziedziny gleboznawstwa chemii rolnej i nawożenia. PWRiL, 1958. s. 357—448.
- [69] Thorne D. W., Peterson H. B.: Irrigated Soils. 1949.
- [70] Tonkopin N. I.: Sanitarne sostojanije poczwy i gruntowej wody kołchoznych polej oroszenija noginskowo rajona, moskowskoj obl. AN SSSR Moskwa 1961.
- [71] Torn H. B., Torne I. D.: Change in composition of irrigated soils as related to the quality of irrigation waters. Proc. Soil. Soc. Amer., 1954.
- [72] Turlun I. A.: K teorii gazoobmiena w poczwach. Poczwowiedien., 7, 1957.
- [73] Walczyna J.: Rozkład korzeni w warunkach aerobowych i anaerobowych oraz tworzenie się próchnicy. Roczn. Nauk Roln., t. 75-F-2, 1962.
- [74] Wasilkowa Z. G.: Osnovy sanitarnoj gelmintologii. Medgiz. Moskwa 1950.
- [75] Weber O.: Über Veränderungen des Bodens durch Abwasser. Kulturtechniker. 1956.
- [76] Weernier A. R., Goliakow H. M.: Toksiczność solej na oswaiwajemnych bałotnych poczwach Baraby. Poczwowiedien., 8, 1956.
- [77] Wierzbicki J., Kowaliński S.: O strukturze gleby pól nawadnianych ściekami. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 10, 1953.
- [78] Wierzbicki J.: Działanie wód ściekowych na glebę. Wyd. II, Wrocław 1962.
- [79] Ząbek S.: Zatłuszczanie gleb łąkowych wskutek nawodnienia ściekami miejskimi. Roczn. Nauk. Roln., 5—72-F-4, 1958.
- [80] Zunker F.: Grundsätzliche zu landwirtschaftlicher Abwasserverwertung. Wasserwirtschaftstechnik, 8, 1955.
- [81] Zwiagincew D. C.: Adsorbicja mikroorganizmow poczwami i jejo wlijanije na ich aktiwnost. Mikroorganizmy w sielskom chazajstwie. Izd. Mosk. Uniw., 1963, s. 277—297.

Ю. БОЦЬКО

## ПОЧВА КАК СРЕДА ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Отделение Сельскохозяйственного Использования Сточных Вод  
Вроцлавской Сельскохозяйственной Академии

### Резюме

В настоящем труде поданы результаты исследований по очистке сточных вод в почвенной среде при различной нагрузке (земледельческие поля орошения, коммунальные поля орошения, грунтовые фильтры). В исследованиях большое внимание уделено способности почвы в задерживании бактерий и питательных веществ во время просачивания сточных вод. Кроме полевых опытов, проводимых главным образом на производственных объектах, были основаны лизиметрические опыты, целью которых было раскрыть различия в ходе процесса очистки сточных вод в анаэробных условиях почвы и при ее нормальном воздушном режиме.

Кроме изменений в химическом и бактериологическом составе сточных вод проникающих через почву, определяли биологическую активность орошаемой почвы. Для этого применяли оригинальный метод определения степени разложения целлюлозы.

Исследовали также изменение химических свойств почвы под влиянием многолетнего орошения сточными водами. В этих процессах обратили особое внимание на насыщение поглощающего комплекса почв и на миграцию железа.

На основании перечисленных выше исследований могут быть сделаны следующие выводы:

1. Во время просачивания сточных вод через почву заметно понижается количество бактерий в оттоке. В полевых условиях (дренированные почвы), уменьшение общего количества бактерий, составляет более 95% а понижение *E. coli* — более 99%. В лизиметрических условиях очистка сточных вод от микробов была еще точнее; численность бактерий уменьшалась сверх 99% а *E. coli* — 99,999%, при чем уменьшение населенности бактерий в оттоке не зависило от нагрузки и воздушного режима доминирующего в орошаемой почве. Более тяжелые почвы лучше задерживают микробов от песчаных почв, особенно бедных гумусом. Поэтому рыхлые пески в первых годах эксплуатации следует орошать неосветленными сточными водами. Накапливающееся в верхнем горизонте этих почв органическое вещество будет способствовать лучшему поглощению бактерий и питательных элементов из сточных вод. Однако следует при этом обострить санитарные предписания, а прежде всего увеличить интервал между последним орошением неосветленными сточными водами и уборкой растений, а в этих условиях совершенно исключить возделывание овощей.

2. Поглощение основных питательных элементов в почве зависит от нагрузки сточными водами, воздушного режима почв, их механического состава и разновидности сточных вод. На полях орошения, адсорбция основных питательных элементов очень высокая и превышает 80% от валового их количества вносимого со сточными водами в почву. С повышением нагрузки процентное количество поглощаемых элементов резко падает.

а) Адсорбция калия в слабосуглинистых песчаных почвах при применении поливных норм — 100 мм составляет для сточных вод сахарной промышленности выше 90% а для городских вод — около 80%. Более низкая адсорбция калия из городских сточных вод, по сравнению со сточными водами сахарной промышленности, вызвана высшим содержанием натрия в городских сточных водах. Элементы эти взаимно вытесняются из почвенного поглощающего комплекса. С повышением дозы сточных вод поглощение калия в почве понижается. Относится это так к городским сточным водам как и к водам сахарной промышленности. На полях фильтрации с годовой оросительной нормой в 2—3 тысячи мм в почве остается  $\frac{1}{3}$  калия по отношению к количеству вносимому в сточных водах. Аэрированные почвы поглощают калий немного сильнее от почв перувлажненных, однако эти различия невелики.

б) Адсорбция натрия при орошении городскими сточными водами удерживается в почве в равновесии, т. е. вынос этого элемента из почвы почти равен количеству вносимому в сточных водах. На дренированных полях фильтрации не обнаружено засоления почвы даже при высокой нагрузке городскими сточными водами.

в) Адсорбция кальция в период орошения показывает четкую зависимость от нормы полива и доминирующего воздушного режима почв. При небольшой нагрузке в почвенном профиле происходит накопление кальция, но высокие

дозы сточных вод вызывают его выщелачивание, т. е. происходит десорбция этого элемента из почвы. Анаэробные условия повышают выщелачивание кальция. В почвах орошаемых городскими сточными водами большая роль в образовании подвижного кальция принадлежит органическому веществу, во время его разложения выделяющийся  $\text{CO}_2$  вызывает превращение карбонатов в бикарбонаты, т. е. в форму легко выщелачиваемую из почвы.

г) Адсорбция фосфора была самой высокой из всех питательных элементов, но только при низких дозах орошения. При орошении дозами сточных вод до 100 мм адсорбция фосфора в слабосуглинистой песчаной почве достигала 100%. Однако с увеличением нормы полива адсорбция фосфора понижается. Свыше  $\frac{2}{3}$  этого элемента вносимого со сточными водами уходит с полей фильтрации в дренажный отток. Обнаружено понижение адсорбции в анаэробных условиях (около 20%) по отношению к аэрируемой почве.

ж) Адсорбция азота почвой, аналогично как и калия, зависит преимущественно от дозы орошения. При низкой дозе полива — до 100 мм, количество азота поглощаемого в почве превышает 90% от его содержания в сточных водах примененных для орошения. На адсорбцию азота почвой еще большее влияние оказывает воздушный режим почвы. В анаэробных условиях большая часть азота переходит в отток.

3. Почвы орошаемые городскими сточными водами отличаются более высокой биологической активностью.

а) Песчаные почвы показывают высшую биологическую активность от более связных почв.

б) Наиболее биологически активным является верхний слой средней толщины в 20 см, за исключением рыхлых песков, где толщина биологически активного слоя превышает 40 см.

в) Слишком частое орошение почвы понижает ее биологическую активность. Например суглинистые пески орошаемые еженедельно показали меньшую биологическую активность от орошаемых раз в три недели.

4. Орошение городскими сточными водами во время знойных дней вызывает иногда массовое завядание растений. Это явление, наблюдаемое чаще на более связных почвах, следует объяснить недостатком кислорода в этой среде вследствие энергичного разложения органического вещества вносимого со сточными водами в почву.

5. Почвы с высокой нагрузкой сточными водами после многолетнего орошения подвергаются большому преобразению. Они обогащаются в несколько раз органическим веществом что на песчаных почвах является положительным процессом, как с сельскохозяйственной так и санитарной точки зрения. Наоборот, на более тяжелых почвах большое количество вносимого органического вещества, а особенно наличие жиров в сточных водах, приводит часто к нарушению равновесия в воздушном режиме орошаемых почв.

6. В почвах орошаемых сточными водами, в особенности при высокой нагрузке, создаются анаэробные условия, которые способствуют образованию подвижного железа. Восстановленные соединения железа мигрируют вглубь с водой и осаждаются в значительных количествах вокруг дренаж, образуя нередко изоляционный слой препятствующий оттоку воды в дренажную сеть.

J. BOCKO

## THE SOIL AS A MEDIUM OF SEWAGE PURIFICATION

Department of Agricultural Sewage Utilization College of Agriculture, Wrocław

## Summary

Author discusses the results of his investigations on purification of city sewage and industrial waste water in the soil medium under different charge conditions (spray irrigation, flood irrigation, ground filters). Special attention was given to soil retention capacity for bacteria and nutrients in seeping of the sewage and waste water through the soil. The field investigations conducted primarily on production objects were supplemented by lysimeter tests, laid out mainly for the purpose of observing the differences arising in the march of the purification processes under anaerobic and under normal soil air conditions.

In addition to the changes occurring in the chemical and bacterial composition of the sewage waters in seepage through the soil, was determined also the biologic activity of the irrigated soils by means of an own method for defining the decomposition degree of cellulose.

Observed were also the changes in chemical soil properties resulting from many year irrigation with fertile water, paying special attention to the degree of saturation of the soil sorption complex and to the translocation iron.

The following conclusions may be drawn from those experiments:

1. The number of bacteria in sewer and waste waters diminishes very considerably during percolation through the soil. In field conditions (drained soils) the reduction of numbers exceeds 95%, for *E. coli* even 99%. In lysimeter tests the purification rate of microorganisms was even higher, namely 99% and for *E. coli* 99.99%, the reduction rate being independent of load and air conditions in the watered soil. Compact soils retain bacteria more effectively than light, notably humus-deficient soils, for which reason loose sands with no humus should in the first years of exploitation be irrigated with unpurified sewer water. The organic substances accumulating in the upper horizon of such soils will assist retention of bacteria of sewage and of fertilizing constituents. It will be necessary though to apply then stricter sanitary regulations, notably to extend the period between the last dose of crude sewer water and the harvesting of plants, also to prohibit completely the growing of vegetables under those conditions.

2. Soil adsorption of the main nutritive components depends on irrigation water charge, soil air conditions, mechanical soil composition and kind of sewage. On flooded fields (sheet irrigation), sorption of the principal fertile components is very high, exceeding 80% of the total amount delivered to the soil by the sewage water. With increasing charge amount of components retained by the soil declines rapidly.

a) Sorption of potassium given in single doses of 100mm depth amounts in weakly loamy sands to over 90% in waste waters from sugar factories, and to approximately 80% in city sewer water. The latter lower figure is due to higher sodium content of the city sewage, sodium and potassium expelling one another from the soil sorption complex. If larger than the mentioned about doses of effluents are given, soil adsorption of potassium diminishes both in the case of sugar factory and city sewage water. On irrigated fields with 2 to 3 thou mm

annual charge, only one third of the potassium delivered by the sewage water remains in the soil. Well-aerated soil adsorbs potassium somewhat better than permanently saturated soil, but the difference is insignificant.

b) Sorption of sodium in irrigation with city sewage maintains in the soil a state of equilibrium, the amount of sodium leached out from the soil equalling approximately that brought in by the irrigation water. Even with high charges of liquid sewage no salting of the soil was observed on drained irrigation fields.

c) Sorption of calcium carried by the irrigation water is strictly related with magnitude of the doses and air conditions of the soil. With low charges the calcium accumulates in the soil profile, while large doses of sewage water cause the calcium to be flushed down, i. e. desorption of this component takes place in the soil. Anaerobic conditions in the medium increase elution. On soils irrigated with city sewage waters, the organic sewer substances take an important part in calcium activation since in decomposing they give off  $\text{CO}_2$ , causing the transformation of carbonates to bicarbonates which are readily leached out from the soil.

d) Sorption of phosphorus is highest among all principal fertilizing components, provided that only low irrigation doses are applied. With sewage doses up to 100mm phosphorus sorption in weakly loamy sands reaches 100%, but it diminishes then in ratio to increased dosage. Over two third of this component delivered in the liquid sewage passes from the irrigated field to the drainage pipes. Phosphorus sorption was found to be lower in anaerobic (approx. 20%) conditions that in well-aerated soils.

e) Soil sorption of nitrogen depends (as in the case of potassium) largely on magnitude of the irrigated dose. With low doses-up to 100%-over 90% of nitrogen delivered by the sewage is retained by the soil. Even greater influence on nitrogen sorption is exercised by the air conditions in the soil. Under anaerobic conditions a large portion of the nitrogen passes to the drains.

3. Soils irrigated with sewage water show much stronger biologic activity than unirrigated soils.

a) Biologic activity on sandy soils is greater than on relatively compact ones.

b) Biologically most active is the upper soil layer to an average depth of 20 cm, in loose sands down to 40 cm and more.

c) Too frequent irrigation reduces biologic activity in the soil. E. g. Soils treated every week with large doses were less active than those watered once in three weeks.

4. Irrigation with city sewer waters during a spell of hot days causes sometimes bulk drying of plants. This phenomenon, occurring most frequently on fairly compact soils, is presumably due to oxygen exhaustion in the medium, resulting from rapid decomposition of the organic substances in the effluents.

5. Many-year application of large amounts of liquid sewage produces considerable transformation of the soil. The soil contents of organic substances increase several times, which is desirable on sandy soils both from the agricultural and the sanitary viewpoint. In more compact soils however the accumulation of large quantities of organic substances and notably the presence of fats in the effluents produces often disturbances in equilibrium of air conditions in the irrigated soils.

6. In soils irrigated with city sewage waters are frequently forming anaerobic conditions (notably at high charges) which contribute to the activation of iron in the soil. The reduced iron compounds wander down with the water and are precipitated around the drains in large quantities, forming there impermeable layer which prevents seepage of the water to the drainage pipes.