

A MIKROORGANIZMUSOK AKTIVITÁSÁNAK SZABÁLYOZÁSA TALAJMŰVELÉSI ELJÁRÁSOK, TRÁGYÁZÁSI ÉS NÖVÉNYTERMESZTÉSI RENDSZEREK CÉLSZERŰ KOMBINÁCIÓIVAL

SZABÓ ISTVÁN MIHÁLY

a biológiai tudományok doktora

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest

Tisztelt Osztályülés !

A földi anyagforgalom evolúciójának eredményeképpen talajainkban az energiakanalizációnak, a mineralizációs-, detoxifikációs-, terminális elektronakceptorhasznosítási- és elemcirkulációs folyamatoknak rendkívül hatékony, flexibilis és részleteiben áttekinthetetlenül bonyolult önszabályozása alakult ki (Szabó 1974; Wood 1975; Dagley 1978; Ottow 1978; Kohlmaier 1981 stb.). Minthogy a talajmikrobák többsége sejtvolumenét tekintve az önálló biológiai egzisztenciát még egyáltalán biztosítani képes $1 \mu\text{m}^3$ körüli minimális méretre redukálódott, ezért a talajokban ezeknek, mint az önszabályozó rendszer funkcionális elemeinek (Szabó és Marton 1966; Szabó 1974, 1981) nagyfokú diszperzitása, redundanciája és amint azt számítógépes analízisekkel is igazolhattuk (Pham Van Ty 1981) anyagcseretípusaiknak maximális lokális diverzitása valósulhat meg. Következésképpen már grammnyi talajban is hatalmas biokémiai kapacitás kumulálódhat, mely a közösségi anyagcsere számtalan lehetséges ad hoc szelektálódó útvonalain át bontakozhat ki. A talajművelési eljárások csakúgy, mint a trágyázási és növénytermesztési rendszerek, melyek hatékony összehangolására törekszünk, ezt az anyagcserét sokoldalúan, de következményeikben bizonyos mértékig mindig disszonáns módon is befolyásolják.

A talajok biodinamikája aktiválásának ellentmondó következményei

A porhanyító ekékkel kivitelezett szántás és ezt követően a további lazítás és keverés céljait szolgáló csuklós-, ásó-, lengő- és más boronák használata dezintegrálja az s-matrix mikroaeráltóságú és anaerob lokalitásait, aerob rekolonizációt vált ki, deformálja a koprogén aggregátumokat, aktiválja a morzsafelület Bacillus, aktinomiceta és mikrogomba tevékenységét (Hattori 1973), mely egyre mélyebben bontja a struktúrképző, lineáris, poliszacharid karakterű kolloidokat, serkenti az O_2 -dependens nitrifikációt, melynek intenzitása az aggregátumok nagyságának csökkenésével nő (Van der Staay és Focht 1977;

Marshall 1975). Ilyenkor a szerkezetkárosodás változásait a β -glükózidáz aktivitásszintjei jelezhetik, melyek a szétesett, ill. intakt aggregátumok felszíni areájával mutatnak korrelációt (Cerna 1970). Az aggregátum-destrukció fokozza a mikroflóra kitettségét a nehézfémekkel szemben (Doelman és Haanstra 1979). A fermentációs folyamatok, az anaerob kemolitotróf autotróf aktivitás, a klosztridiális N-kötés, a denitrifikációhoz kapcsolódó szervesanyag-hasznosítás, a ferrivasra irányuló energiaszerző elektronáram és a szulfát-, ill. kénlégzés a csökkenő méretű morzsák centrumára redukálódik. A talaj fellazítása korlátozza a nitrogénoxidok, metán, kénhidrogén, etilén, ammónia, szénmonoxid stb. szintézisét és kiáramlását. Csökken a sztratoszféra kemizmusára is kiható (Aneja et al 1979) olyan volatilis kénvegyületek mint a metilmerkaptán (CH_3SH), a dimetildiszulfid ($\text{CH}_3)_2\text{S}_2$, karbonilszulfid (COS)-és széndiszulfid (CS_2) termelése. A talaj agyagásvány-tartalmától függően csökken a ligninből származó vagy a mikróbák révén alifás prékurzorokból szintetizált fenolok bekapcsolódása az alacsony polimerizációs fokú, fulvosavkategóriájú, szférikus humuszkolloidok primér biokémiai szintézisébe. Az átmenetileg erősen emelkedő aerob csíraszám fokozhatja a talaj foszfatáz aktivitását (Ladd és Paul 1973), de mindenképpen meggyorsítja a talajidegen humán és állati patogének likvidálását. A nitrátok mennyisége nő. Megindul a humuszpolimérek leválasztása az ásványi komponensről. Fokozódik a szilikátok fémionjait szállítani képes, vízdékony, stabil komplexező ágensek mikrobiális produkciója és ezzel párhuzamosan gyakorta a hidrogénionok támadása is az elsődleges szilikátok ellen. A lignin és számos aromás vegyület gyorsan degradálódik. A szintetikus polimérek (polietilén, polivinilklorid, aminoplaszt, fenoplaszt stb.), ha jelen vannak, biológiai korróziónak lehetnek kitéve, míg az alacsony molekulású amidok (pl. hexametilén diamin adipát) *Achromobacter*-ek és *Brevibacterium*-ok okozta bontása fokozottabban valószínű (Küster 1979.). Kedvezővé válnak a feltételek az ellenálló peszticidek és cikloparaffinek kooxidációjára, ill. kometabolizmusára, mely megnyitja az utat további mobilizációjukhoz (Perry 1979). A talaj totális szervesanyagkészlete csökken, csakúgy mint a víztartókapacitás és az adszorpciós komplexus befogadóképessége. Erősen megemelkedik, majd lassan süllyed a talaj oxigénelnyelése és CO_2 leadása. Csernozjom talajokban pl. az intenzív kultiválás csökkenti a szerves-C %-ot, a humuszsav: fulvósav arányát és a humuszanyagok oldallánckomponenseinek mennyiségét, nő viszont a karboxil-csoport tartalom és az extrahálható humusz totális aciditása (Dormaar 1979). A tápelemregeneráció felgyorsul, gyakran a növények által hasznosíthatatlan készleteket eredményezve, ami az elemek szükségtelen, sőt káros migrációjához vezethet. A biokemizmusában ily módon rendszeresen és csak kevésbé ellensúlyozva befolyásolt talajokban, a romló vízgazdálkodás következtében fokozódik a növények hajsza- és gyökereinek felületén a normál *Pseudomonas-Flavobacterium* flóra kitettsége a gyökéridegen szaprofita xerofilekkel szemben, és nő a gombák okozta

patológiás folyamatok veszélye is. Az effektíve csökkenő vízpotenciálokkal a szimbionta nitrogénfixáció intenzitása is redukálódik (Smith 1978).

Az aerob mineralizációs aktivitás következetes stimulálásának eredményei már világviszonylatban is felmérhetők. A légkör CO₂-készleteinek növekedése, melynek hatására az elkövetkező 50 éven belül a mezőgazdasági termelésre is kiható klímaváltozásokkal kell számolnunk (Schneider 1975; Keulen et al. 1980) a fosszilis energiahordozók elégetésén kívül elsősorban is a szárazulatok talajainak szervesanyag-veszteségeire vezethető vissza. Az emberiség nekilendült talajforgató tevékenysége, vagy a magyar mezőgazdaság kiváló alakjának a néhai Gyárfás professzornak szavaival élve, a szántogatás olyan méreteket öltött, hogy Stuiver (1978) szerint a földfelszín szerves szénkészletei 1850 és 1950 között több mint 100 gigatonnával csökkentek (1 gigatonna = 1 ezermillió tonna). Ez az érték viszont megközelítően olyan nagy, mint az ugyanezen idő alatt a fosszilis energiahordozókból a légkörbe juttatott széné. A Föld talajainak tetemes mérvű károsodását, strukturális degradációját, tápelemtőke szegényedését, biokémiai szimplifikációját jelenti ez, ami semmiképpen sem vezet a termőképesség növekedéséhez. Az is tény viszont, hogy a mikrobiális aktivitásra is visszavezethető növekvő CO₂ készletek a felső sztratoszférában fokozzák az infravörös sugarak űr felé emittálását, és emiatt éppen abban a légrétegben idéznek elő lehűlést, ahol az ózon keletkezik (Isaksen et al. 1980). E lehűlés sajátosan fokozza az ózonképző reakciókat, ami viszont ellensúlyozhatja az ózonszféra antropogén hatásra megindult, ijesztő kimenetelűnek tűnő destrukcióját (Isaksen és Stordal 1981).

A talajbiodinamika korlátozásának ellentmondó következményei

Az érem másik oldalán a biodinamika mérséklését vagy csak minimális aktiválását célzó eljárások és eszközök sorakoznak. A tömörítés, helyesen megválasztott súlyú és felületű hengerekkel, a talaj művelt horizontját egy felszíni, néhány cm mély oxidatív zónára és egy alsó tetemesebb rétegvastagságú, mikroaerációjú szubhorizontra különíti. Utóbbiban a tápelemregeneráció a bedolgozott szervesstrágyából vagy a nyers növényi maradványokból lelassul és primitív szinten a humuszsintézis is folyhat. Művelésbe vont rozsdabarna erdőtalajok mineralizációs dinamikáját műgyantával készült talajszisolaton, direkt mikroszkópiával és bakteriológiai analízisekkel tanulmányozva (Szabó, Klimes-Szmk és Egerszegi 1970; Szabó és Egerszegi 1972) a szervesanyag viharos sebességű lebontásával jellemezhető legfelső-, a kolloidális amorf humuszá transzformálás középső- és szerves struktúrákat évtizedeken át változatlanul megőrző mélységi ún. „mumifikációs” szubhorizontokat különíthettünk el. Kimérve a talajszelvényen ezen átalakulások inverziós szint-

jét, ahol a degradáció és a humifikáció egyensúlya az értékes szerves kolloidokat a leghosszabb időn át képes megőrizni, lehetővé vált az istálló- vagy zöldtrágya mélybe szántásának a legnagyobb hatékonyságot biztosító mélységét cm-nyi pontossággal megállapítani.

A tárcsás boronák és szántóföldi kultivátorok jóval kevésbé növelik a moder \rightarrow mull átalakulások intenzitását, az aggregátumstabilizáló ún. „biokémiai cement” és az ásványi vázelemek és pórusfalak humuszkután-képződésének eliminálását, továbbá a talajplazmában az elemek vándorlását. Inkább hozzájárulnak viszont a rizoszféra-közösség maximális, de lokalizált aktivitását biztosító pF 2 körüli tenzióértékek fenntartásához, miközben a növény alatt, a morzsastruktúra és a szervesanyagkészlet károsítása nélkül, a talaj még több CO₂-t fejleszthet és biomasszája is nagyobb lehet mintha szántották volna. Ez a tény feltehetően az intenzív gyökéraktivitásra vezethető vissza (Barber és Standell 1977; Anderson és Domsch 1975; Lynch és Pauting 1980). Az ilyen talajművelés hatására a felszíni réteg végső soron gazdagabbá válik szerves anyagokban és szervesetlen tápanyagokban is mint a szántott (Douglas 1977; Drew és Saker 1978). A forgatás nélkül művelő lazítók, közöttük az altalaj vagy mélylazítók működésének biokémiai háttere egészen sajátos. Ezek a lazítókések távolságától és a lazítás mélységétől függően eltérő mértékben elsősorban is a talaj óvatos ventilációján át mérsékelten aktiválják az aerob dinamikát. A légjáratok levegőjében csökken számos illó anyagcsere-termék toxikusan magas szintje. A CO₂ a talaj gázfázisában pl. elérheti a 6%-ot, ami már gátolja a gyökerek K, N, P, Ca és Mg felvételét, de a mikrobiológiai aktivitást is (Alexander 1974). A kénhidrogén különösen a vasban vagy általában kationokban szegény talajokban jelentkezik fontos toxikus tényezőként. Főként *Tiobacillus*-ok hatására a gley-horizontban a redukált kén- és vasvegyületek oxidálódnak (Szabó 1981). Ezek a megújuló anaerobiózis során még mindig elektronakceptorként szolgálhatnak a szerves energiaforrások elégetéséhez. A mélylazítók hatására az anaerob fermentációk végtermékei, az ecetsav, hangyasav, vajsav, borostyánkősav stb., melyek a gyökérzetet már alacsony koncentrációban is károsítják, fokozatosan eltűnnek. Jóval kisebb százalékban károsodik a talaj Sekera-féle élvefelépítettsége, nagyrészt érintetlen marad az aggregátumokat összekötő gomba és aktinomiceta micéliális hálózat (Szabó et al. 1967) és az ezzel társuló, főleg aerob és részben fakultatív parazita hifoszféra-népszerűség, melynek invázióját a stabil humuszkolloidokra vagy azokra az elektronmikroszkópban megfigyelhető (Flaig 1976) fonalas kolloidokra, melyek a földgiliszták ürülékének nagyfokú víztartósságát biztosítják (Beutelspacher 1955), a nagyrészt sértetlenül maradt s-mátrix mechanikai gátja akadályozza.

Tény azonban, hogy a forgatóékével végrehajtott szántás, megfelelő talajon és időben, akár istállótrágya, akár nyers növényi maradványok egyidejű mélybedolgozásáról legyen is szó, maga is szervesanyag-konzerváló és struktúr-

regeneráló hatású lehet. Midőn az eke a barázdászeletet teljesen megfordítja és a szelet felszíne a szervesanyagokkal együtt a barázdafenekre kerül, ott először erőteljes degradáció, majd a fellépő O_2 -deficiencia hatására a mikrobák tömeges pusztulása bontakozik ki. A lizált sejtekből felszabadult, dezorganizált polifenoloxidázok, továbbá a talaj szerves, de nem enzimkarakterű és szervesetlen katalizátorainak hatására (Martin et al., 1975), reakcióképes kinonokon át, sötét színű, nitrogéntartalmú, polielektrolit jellegű, random-polimerek szintézise kezdődik és a ciklizálódás, aromatizálódás és szénülés jegyében a biokémiai, majd kémiai humifikáció kerül előtérbe (Suflita és Bollag 1980 etc.). A pusztulás fázisában megnő a mobilis és az adszorpciós komplexushoz kötődő szabad enzimek mennyisége, ami egyúttal csökkenti számos baktérium túlélési esélyeit (Skujins 1967). Az enzimeket közvetlenül humusz is lekötetheti, amint azt pl. arileszterázzal kimutatták (Ladd 1978). Így humusz-enzim komplexek jönnek létre, bár a talaj natív humuszának is van enzimikus pl. ureáz aktivitása (McLaren et al. 1975). A humuszsavak a nyers szervesanyagokra, így a fehérjékre is védőhatást fejtenek ki (Martin et al. 1978). A lebontással szemben nagyon ellenálló fehérje-humusz-agyagásvány kapcsolódások alapját képezik a szerves vegyületek stabilizálódásának. Ez utóbbi különösen 3 és nem 2 rétegű agyagásványokkal a kifejezettebb, továbbá Ca^{++} -montmorillonittal pl. sokkal inkább mint H^+ - vagy Fe^{+++} -montmorillonittal (Flaig 1976). A humusz az agyaggal COO^- -csoportjai segítségével, az oktaédes rétegek alumínium-ionjainak közvetítésével, kötődik (Tan 1976). Ugyanakkor a barázdászelet felszínre került és a szabad légtér felé exponált régiójában bár a degradatív folyamatok kerülnek előtérbe, ezek mégsem képesek az előző mélyszántás után kialakult tartós organominerális komplexeket gyorsan megbontani és így a szervesanyagvesztés és struktúrarombolás a felszínen is korlátozódik. Itt ugyanis szemben a fiatal humuszformákkal már az érett humuszfrakció a számottevő, melyre jellemző az aromás magvak kondenzációjának nagyobb mértéke, a karboxilcsoporttartalom fokozódása és a struktúra megnövekedett uniformizálódása (Kononova és Alexandrova 1973). A humusz átalakult erősen transzformált érett humusszá (Duchaufour 1976). Végző soron tehát megfelelő agrotechnikával a talaj szervesanyag-háztartásának pozitív mérlege alakítható ki.

Mennél hatékonyabbak azonban azok a talajművelési eljárások, melyek a szervesanyagkészlet tartósításával és az aerobok korlátozásával, az ökonómusabb gazdálkodást célozzák, disszonáns módon, annál inkább csökken a talajok lokális és globális viszonylatban érvényesülő és ma már rendkívül módon igényelt detoxifikációs funkciója. A rosszul szellőzött talajokban pl. a tarlómaradványok lebontásakor fitotoxikus benzoésav, fenilecetsav, 3-fenilpropionsav stb. szabadul fel, melyek a növényeknek még a rezisztenciáját is csökkentik a kórokozókkal szemben. Hasonlóan a lassan degradálódó ligninszármazékok és építő alegységek akkumulálódva talajuntságot idézhetnek elő.

Clostridium-ok, *Bacteroides*-ek és más anaerobok aminok, nitritek és nitrátok jelenlétében genotoxikus nitrozaminokat termelnek, melyek az ivóvíz forrásául szolgáló altalajvízbe juthatnak. Rosszul levegőzött talajokban az arzén, szelén és a tellur metalloidok rendkívül toxikus, illó termékekké alakítása is végbemegy (Alexander 1974). Anaeróbok az arzénvegyületeket redukálják és metilézéssel di- és trimetilarzint állítanak elő, bár igaz ezek az arzénciklusban viszonylag könnyen oxidálódnak kevésbé toxikus vegyületekké, így kakodil-savvá (Wood 1975). Anaeróbok fitotoxikus metilmerkaptánt is produkálnak. A *Clostridium cochlearium*, midőn a magvak védelmére alkalmazott szerves fungicidek a talajt higannyal szennyezik, nagyon mérgező metilhiganyt állít elő, amit a növényi gyökerek adszorbeálnak és ez a neurotoxin megjelenik a mezőgazdasági termékekben is (Alexander 1974). Az ólommal szennyezett talajokban még az aerob respiráció is nagyon lecsökken (Doelman és Haanstra 1979). Hasonló a helyzet a Zn-el is (Jordan és Lechevalier 1975). Szervestrágyák anaerob bontásakor, de nabam peszticidből is a központi idegrendszerre ható karbonilszulfid ($S = C = O$) keletkezik. *Clostridium*-ok tioglikolátból fitotoxikus etántiolt képeznek. Nyersolajtól öntisztulás csak aerob viszonyok között lehetséges. A nyersolaj szénhidrogénjeiből az anaerobok évtizedeken át termelnek és az altalajvízbe juttathatnak mutagén, kancerogén és terratogén vegyületeket.

A talajok aerob dinamikájának visszafojtása globális következményekkel is járhat. A légkört szennyező anyagok közül az etilén pl. csak az USA-ban a kipufogógázokkal évente több mint 14 millió tonna mennyiségben emittálódik (Primrose 1979). A talajok etilénelnyelése, mely többek között korineform baktériumok hatására hatalmas intenzitással folyik, kifejezetten aerob folyamat, mely már akkor nagyon lecsökken, ha az O_2 koncentrációja 2% alá süllyed (Primrose 1979). Anaerob dinamikájú vagy rosszul szellőzött talajok térségében etilénelnyelés nincs. Hasonló összefüggések jelentkeznek a levegő direkt mutagenitásáért felelős lehet policiklusos, aromás szénhidrogénjeinek, továbbá a légköri kénvegyületeknek az elnyelésében is. Bár a példákat még folytatni lehetne, nyilvánvaló, hogy talajaink egyre fokozódó szennyeződése nehézfémekkel, aromás szénhidrogénekkal stb. egyre kevésbé teszi lehetővé a talajművelési módszerek és eszközök megválasztását a talajok detoxifikációs vagy éppen a környezetet szennyezni is képes anyagcseréjének figyelembevétel nélkül, ami viszont a racionális tápanyagtőke-kihasználás, műtrágya-értékesítés vagy a talajstruktúrakonzerválás leghatékonyabb megoldásaival nem mindig könnyen összehangolható (Szabó 1981).

*Az intenzív tápanyagutánpótlás pozitív és negatív
következményei*

A műtrágyázás hozzájárulása terméseredményeink jelentős, napjainkig átlag 40–50%-os növeléséhez (Debreczeni 1979) vitathatatlan és a jövőben is ezt az utat kell járnunk. Más kérdés, hogy a műtrágyadózisok kalkulálásához és megfelelő alkalmazásához számos tényező együtthatásának, a mainál behatóbb, komplex ismeretére lenne szükség. Ilyen tényező pl. a termesztett növény potenciális termőképessége, mely rendszerint nem ismert (Debreczeni 1979), a nem mindig helyesen megválasztott és kivitelezett talajművelési eljárások várható módosító hatása, a talaj alig áttekinthető mikrobiológiai dinamikájának közbeavatkozása, időjárási tényezők stb. Mindez nagyon nehézkessé teszi a tervezett termés műtrágya-hatóanyag mennyiségének meghatározását és nem csodálkozhatunk, ha átlagban pl. az alkalmazott N-műtrágyák 40–50%-át a növények közvetlenül nem értékesítik. Általános szabály, hogy baktériumokban, a trágyázatlan talajokkal szemben a műtrágyázottak közepesen, az istállótrágyával kezelték sokkal gazdagabbak (Martyniuk és Wagner 1978 etc.). A különféle trágyázási rendszerek biokémiai, így enzimológiai, kolloidikai stb. kihatása jelen adataink alapján nehezen áttekinthető. A műtrágyák alkalmazásának árnyoldalait lokális és globális viszonylatban egyaránt felismerhetjük. Ezekre vizeink eutrofizációjától, a műtrágyázott növények nitrátgazdag terméseinek fogyasztására visszavezethető methemoglobin-anaemián át számtalan példát ismerünk. A N-tartalmú műtrágyák fokozódó használata növeli a légkörben az N_2O mennyiségét, ami a sztratoszférikus ózon akár 10%-os redukcióját is kiválthatja (Crutzen 1976). E kalkuláció körül azonban újabb problémák jelentkeznek (Whitten et al. 1980). Más vonatkozásban patkányokon folytatott kísérletekre is támaszkodva nemrég pl. valószínűsítették (Schlag et al. 1979), hogy az embernél a gyomorműtéteket követően esetenként észlelhető rosszindulatú daganatok fellépésénél, a vagotomia után elszaporodó nitrátredukáló baktériumok játszhatnak közre. Ezek növelik a gyomorfoliadék nitrit koncentrációját, ami nitrozálható aminok jelenlétében karcinogén nitrozaminok szintéziséhez és tumorogenezishez vezet stb.

A nitrogéntartalmú műtrágyák enorm méreteket öltő ipari produkciója és a pillangósok széles körű elterjesztése, a rendkívül intenzív bakteriális nitrifikációs folyamatokkal társulva, a denitrifikálók aktivitásának világviszonylatban jelentkező elégtelensége folytán, globális méretekből borította fel a nitrogén évmilliók óta kiegyensúlyozottan fejlődő körforgalmának egyensúlyát (Delwiche 1970). Arról, hogy ez hova vezet, pillanatnyilag nincs elképzelésünk. Mindenesetre máris költség- és energiaigényes eljárások kidolgozásán fáradoznak egyes exponált környezetek fölös fixált N-készleteinek bakteriális eliminálására.

A növénytermesztés rendszereinek eltérő talajbiokémiai-biológiai következményei

A talajok biodinamikáját a termesztett növények sem könnyen áttekinthetően befolyásolják. A monokultúrák általában biológiai és biokémiai szimplifikációhoz és aktivitásvesztéshez vezetnek. Vegyes füves-pillangós állományok alatt pl. a talaj konstansan több amilázt tartalmaz, mint burgonya monokultúra alatt (Shcherbakova et al. 1975). Egyes növények fokozzák, mások csökkentik a mikrobák enzimátikus, így pl. n-hexadékan degradáló aktivitását (Haukin és Hill 1978). A búza alatt általában nagyobb a mikrobaszám, mint a kukorica alatt (Martyniuk és Wagner 1978) stb. Több összefüggést árulnak el a növény és a mikrobák közötti finomabb kölcsönhatásokra vonatkozó újabb ismereteink. A burgonya, cukorrépa, retek stb. gumóit, magvait, gyökereit ezek rizoplánjából szelektált *Pseudomonas fluorescens-putida* csoportba tartozó és fluoreszkáló sziderofórokat, így pszeudobaktint termelő törzsekkel nagy denzitással inokulálva 100%-ot is meghaladó statisztikailag szignifikáns terméstöbbletet lehet elérni. A pszeudobaktin a gyökérszónában a gyökérszónaanyagcserét zavarni képes baktériumok és gombák számára elviselhetetlen vasdeficiens miliót kreál, ami nagyon megjavítja a gyökerek tápanyag-abszorpciójának feltételeit. A kedvező hatást baktériumok nélkül, tisztított pszeudobaktin készítményekkel is elérhették (Klopper et al. 1980). Magvak, gyökerek inokulálása szelektált, bioaktív anyagokat (pl. gibberellint) termelő baktériumtörzsekkel hatékony útja lehet terméseredményeink fokozásának (Brown 1974). A termesztett növények bakterizációja kutatása terén a közeljövőben hazánkban is cselekednünk kell.

Az egyes haszonnövények és termesztésük során alkalmazott agrotechnikák okozta talajbiokémiai változásokra vonatkozó adatok száma napjaink szakirodalmában gyorsan nő. Így pl. a búza, burgonya, cukorrépa, kukorica stb. és a talaj-amiláz, -proteáz, -alkalikus foszfatáz, -celluláz, -xilanáz stb. aktivitásai relációjában. A mikrobiológiai változások detektálására felhasználnak fumigációs-respirometrikus- (Lynch és Panting 1980), talaj-DNS (Torsvik és Goksoyr 1978), talaj-ATP (Christian et al. 1975; Jenkinson et al. 1979 stb.) méréseket, talaj-muraminsav assayt (Millar és Casida 1970), speciális eljárásokat kórokozók populációs dinamikájának detektálására (Elesawy és Szabó 1981) és más módszereket. Tekintettel arra, hogy a kapott eredményeket nemcsak módszertani hibák terhelik (Nannipieri et al. 1979), hanem nagyon eltérő talajtípusokra, klimatikus viszonyokra, előveteményekre és agrotechnikákra vonatkoznak, korrekt összehasonlításuk nagyon nehéz és segítségükkel számos téren elfogadható általánosításokra jutni ma még lehetetlen.

Az ellentmondások feloldásának lehetőségei

Röviden így foglalhatnánk össze:

1. Az egyes gazdaságokban művelt talajok lokálisan érvényesülő, sajátos biológiai dinamikájának jobb megismerése.

2. A műtrágyák térben és időben kivitelezett adagolásának fokozottabb összehangolása a termesztett növények tápanyagfelvételében és a talajmikrobák ezzel összefüggő aktivitásában jelentkező, ill. elvárható változásokkal.

3. A növények tápanyag-hasznosításának és növekedésének kedvező befolyásolása szelektált, speciális teljesítőképességű és a lokális talajviszonyokhoz adaptált baktériumtörzsekből előállított oltóanyagokkal.

4. A talajok struktúráképző szervesanyag-tökéjének stabilizálása, ill. mennyiségének növelése olyan komplex agrotechnikával, mely a környezetvédelem igényeinek megfelelően a detoxifikációs és toxintermelő mikrobiális folyamatokat is kontrollálja.

IRODALOM

- Alexander, M.: Adv. Appl. Microbiol. 18, 1, 1974.
 Anderson, J. P. E., Domsch, K. H.: Canad. J. Microbiol. 21, 314, 1975.
 Aneja, V. P., Overton, J. H., Cupitt, L. T., Durham, J. L., Wilson, W. E.: Nature 282, 493, 1979.
 Barber, D. A., Standell, C. J.: Agr. Res. Council. Letcombe Lab. Ann. Rep. for 1976 58, 1977.
 Beutelspacher, H.: Proc. Nat. Acad. Sci. 24, Sect. A., Part II. 1955.
 Brown, M. E.: Ann. Rev. Phytopath. 12, 181, 1974.
 Cerná, S.: Acta Univ. Carol. Biol. 6, 461, 1970.
 Christian, R. R., Bancroft, K., Wiebe, W. J.: Soil Sci. 119, 89, 1975.
 Crutzen, P. J.: Geophys. Res. Lett. 3, 169, 1976.
 Dagley, S.: Naturwiss. 65, 85, 1978.
 Debreczeni, B.: Kis Agrokémiai Útmutató. Mezőgazd. kiadó. Budapest, 1979.
 Dehriche, C.C.: The nitrogen cycle. Sci. Amer. Book, 71–80, Freeman, W. H. and Co., San Francisco, 1970.
 Doelman, P., Haanstra, L.: Soil Biol. Biochem. 11, 487, 1979.
 Dormaar, J. F.: Can. J. Soil Sci. 55, 473, 1975.
 Dormaar, J. F.: Can. J. Soil Sci. 59, 349, 1979.
 Douglas, J.: Agr. Res. Council. Letcombe Lab. Ann. Rep. for 1976, 46, 1977.
 Drew, M. C., Saker, L. R.: Journ. Sci. Food and Agr. 29, 201, 1978.
 Duchaufour, P.: Geoderma 15, 31, 1976.
 Dzingov, A., Márialigeti, K., Jáger, K., Contreras, E., Kondics, L., Szabó, I. M.: Pedobiologia 24, 1, 1982.
 Elesawuy, A. A., Szabó, I. M.: Acta Phytopathol. Acad. Sci. Hung. 16, 67, 1981.
 Fernandez, C., Szabó, I. M.: Zbl. Bakt. II. 133, 34, 1978.
 Fernandez, C., Szabó, I. M.: Folia Microbiol. 27, 423, 1982.
 Flaig, W.: Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent. 41/1, 23, 1976.
 Hankin, L., Hill, D. E.: Soil Sci. 126, 40, 1978.
 Hattori, T.: Microbial Life in the Soil. Marcel Dekker, New York, 1973.
 Isaksen, I. S. A., Hesstvedt, E., Stordal, F.: Nature 283, 189, 1980.
 Isaksen, I. S. A., Stordal, F.: Ambio 10, 9, 1981.
 Jenkinson, D. S., Davidson, S. A., Powlson, D. S.: Soil Biol. Biochem. 11, 521, 1979.
 Jordan, M. J., Lechevalier, M. P.: Canad. J. Microbiol. 31, 1855, 1975.
 Keulen, van H., Laar, van H. H., Louwerse, W., Goudriaan, J.: Experientia 36, 786, 1980.
 Klopper, J. W., Leong, J., Teintze, M., Schroth, M. N.: Nature 286, 885, 1980.
 Kohlmaier, G. H.: Radiat. Environ. Biophys. 19, 67, 1981.

- Kononova, M. M., Alexandrova, I. V.: *Geoderma* 9, 157, 1973.
- Küster, E.: *J. Appl. Polymer Sci.* 35, 395, 1979.
- Ladd, J. N., Paul, E. A.: *Soil Biol. Biochem.* 5, 825, 1973.
- Ladd, J. N.: Origin and range of enzymes in soil. in Burns, R. G.: *Soil enzymes*. p. 51. Acad. Press, London, 1978.
- Lynch, J. M., Panting, L. M.: *Soil Biol. Biochem.* 12, 29, 1980.
- Marshall, K. C.: *Ann. Rev. Phytopathology* 13, 357, 1975.
- Martin, J. P., Haider, K., Bondiotti, E.: *Proc. Int. Meet. Humic. Substances, Nieuwersluis*, 171, 1975.
- Martin, J. P., Parsa, A. A., Haider, K.: *Soil Biol. Biochem.* 10, 483, 1978.
- Martyniuk, S., Wagner, G. H.: *Soil Sci.* 125, 343, 1978.
- McLaren, A. D., Pukite, A. H., Barshad, I.: *Soil Sci.* 119, 178, 1975.
- Millar, W. N., Casida, L. E.: *Can. J. Microbiol.* 16, 305, 1970.
- Nannipieri, P., Johnson, R. L., Paul, E. A.: *Soil Biol. Biochem.* 10, 223, 1978.
- Nannipieri, P., Pedrazzini, F., Arcara, P. G., Piovanelli, C.: *Soil Sci.* 127, 26, 1979.
- Ottow, J. C. G.: *Naturwiss.* 65, 413, 1978.
- Perry, I. I.: *Microbiol. Rev.* 43, 59, 1979.
- Primrose, S. B.: *J. Appl. Bact.* 46, 1, 1979.
- Schlag, P., Meyer, H., Wonka, W., Feyerabend, G. and Merkle, P.: in *Fliedner, T. M., Heit, H., Niethammer, D. and Pflieger, H. Eds.: Clinical and Experimental gnotobiotics*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart—New York, p. 315, 1979.
- Schneider, S. H.: *J. Atmos. Sci.* 32, 2060, 1975.
- Shcherbakova, T. A., Korobova, G., Volkov, A. E., Borodkos, S. N., Shimko, N. A., Volodina, L. A.: *Probl. Polesya* 4, 228, 1975.
- Skujins, J.: Enzymes in soil. In "Soil Biochemistry" (A. D. McLaren and G. H. Peterson, eds) p. 371. Marcel Dekker, New York 1967.
- Smith, D. W.: Water relations of microorganisms in nature. in Kushner, D. J. (ed.): *Microbial Life in extreme environments*. p. 369. Acad. Press, London—New York, 1978.
- Stuiver, M.: *Science*. 199, 253, 1978.
- Suflita, J. M., Bollag, J.: *Soil Biol. Biochem.* 12, 177, 1980.
- Szabó, I. M.: *Pedobiologia*, 1983. In Press.
- Szabó, I., Marton, M.: *Ann. Inst. Pasteur.* 111, Supl. 178, 1966.
- Szabó, I., Bártfay, T., Marton, M.: in *Graff, O. and Satchell, J. E. Eds.: Progress in Soil Biology*. Friedr. Vieweg and Sohn, North-Holland Publ. Co., Braunschweig-Amsterdam. 475, 1967.
- Szabó, I., Klimes-Szmik, A., Egerszegi, S.: *Acta Agron. Acad. Sci. Hung.* 19, 394, 1970.
- Szabó, I., Egerszegi, S.: *Third Int. Working-Meeting on Soil Micromorphology*. Wrocław, 1969. p. 97, 1972.
- Szabó, I. M.: *Microbial Communities in a Forest-*rendzina* Ecosystem. The Pattern of Microbial Communities*. Akad. Kiadó, Budapest, 1974.
- Szabó I. M.: *Általános Mikrobiológia III. Tankönyvkiadó, Egyetemi Jegyzet*, Budapest, 1981.
- Szabó, I. M., Jáger, K., Contreras, E., Márialigeti, K., Dzingov, A., Barabás, Gy., Pobožny, M.: in Ph. Lebrun et al. (Eds): *New Trends in Soil Biology*. Louvain-La-Neuve (Belgium). p. 9. 1983.
- Tan, K. H.: *Soil Biol. Biochem.* 8, 235, 1976.
- Torsvik, V. L., Goksoyr, J.: *Soil Biol. Biochem.* 10, 7, 1978.
- Ty, Pham Van: *MTA Biol. Oszt. Közlem.*, 25, 11, 1982.
- Van der Staay, R. L., Focht, D. D.: *Soil Sci.* 123, 18, 1977.
- Whitten, R. C., Borucki, W. J., Capone, L. A., Riegel, C. A., Turco, R. P.: *Nature* 283, 191, 1980.
- Wood, J. M.: *Naturwiss.* 62, 357, 1975.