

Különböző *Streptomyces* törzsek szervesanyag-mineralizációja

A. N. IBRAHIM, M. A. EL-SHERBENY és M. A. A. AMIN

Al-Azhar Egyetem, Kairó, E. A. K.

A talaj termékenységének fokozása érdekében a gazdaságok széles körben végeznek szerves trágyázást termésmaradványokkal, zöldtrágyával, istállótrágyával, komposzttal és egyéb anyagokkal. Ez kedvező a talaj szervesanyag-tartalmának fenntartására és fokozására, javítja a talaj szerkezetét és tápanyag-szolgáltatását. Szerves trágyázáskor leginkább nitrogén- és foszfortápanyag, valamint még kálium és egyéb tápelemek kerülnek a talajba. Az ilyen módon talajba jutott tápanyagok szerves formában vannak és a mineralizáció során válnak a növények által felvehető szervesetlen vegyületekké. A mineralizáció a talajban a szerves anyag mikrobiológiai lebontása folyamán megy végbe, és a tápanyagok a lebontás sebességétől függően szabadulnak fel. A mineralizálódó tápanyagnak a mikroorganizmusok által fel nem használt része felvehető a növények számára. Ezért intenzív természetben a talaj szervesanyag-tartalmát magas szinten tartva a terméshozamok közvetlenül befolyásolhatók. Minthogy a talajban — akár hasznosítják mezőgazdaságilag, akár nem — a sugárgombaflóra 70—90%-át a *Streptomyces* alkotja, ezek a törzsek feltehetően jelentős szerepet játszanak a szerves növényi és állati maradványok lebontásában, valamint a talaj saját szervesanyag-frakciójának a nyers szerves anyagokból történő felépítésében, a humuszanyagok szintézisében.

Így a talaj humusztartalma fenntartásának szemszögéből megvizsgáltuk a *Streptomyces* törzsek szerepét két, Egyiptomban elterjedt természetű növény maradványainak (kukoricaszár és hereszéna) a mineralizációjában.

Anyag és módszer

Streptomyces izolátumok. — Ebben a vizsgálatban *S. viridans* 581, *S. viridans* 1130 és *S. violaceoruber* 1133 törzseket használtunk. Ökológiai és rendszertani besorolásukat IBRAHIM [21] végezte el.

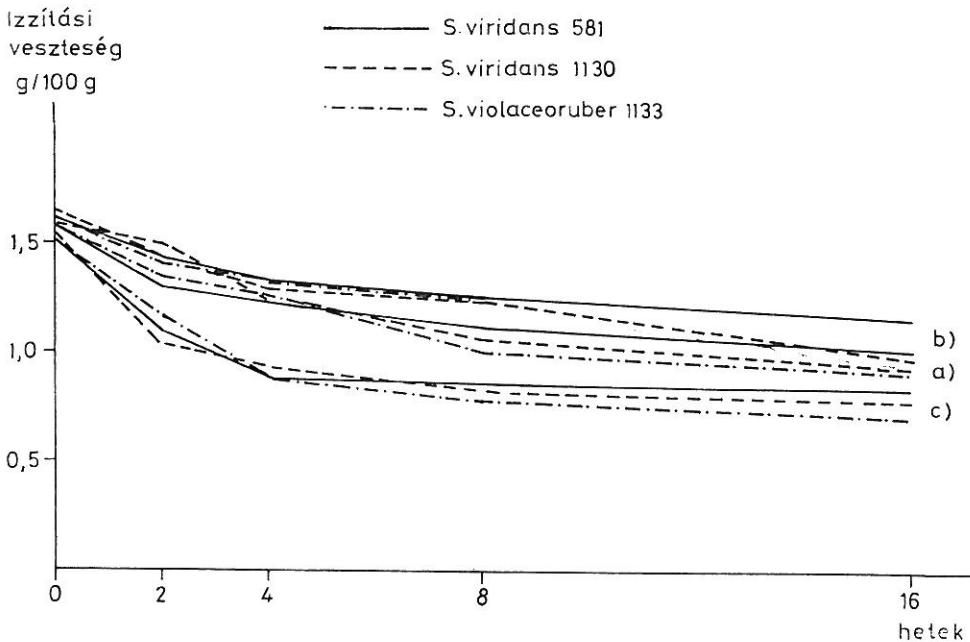
Szerves anyagok. — A kukoricaszárát és a hereszénát szárítószekrényben kiszáritottuk és 0,85 mm finomságúra megőröltük. A kémiai összetételük: kukoricaszár: C: 54,10%; N: 0,65%; C/N-arány 83 : 1; hereszéna: C: 50,40%; N: 1,40%; C/N-arány 36 : 1.

100 g savval mosott, szervesanyag-mentes homokot kevertünk össze kukoricaszárral, illetve hereszénával vattadugóval lezárt 250 ml-es Erlenmeyer lom-

bikban. A lombikot két napig naponta kétszer 2–2 órán át 1 atm. túlnyomáson autoklávozva sterilizáltuk. Az ammónium-szulfát törzsoldat sterilizálására Seitz-Werke szűrőt használtunk. A megfelelő kezeléshez 750 ppm mennyiségben adtunk $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -t, csíramentesen, a C/N-arány 10 : 1 értékre való beállítása érdekében. Valamennyi kezelésre a megfelelő *Streptomyces* törzs — *Streptomyces viridans* 581 és 1130 és *S. violaceoruber* 1133 — 5 ml spóraszuszpenzióját oltottuk. Az optimális nedvességállapotot (a teljes vízkapacitás 60%-a) a kísérleti periódus alatt steril vízzel öntözve tartottuk fenn. Minden kezelést 4 ismétlésben végeztünk, és párhuzamosan nem oltott kezeléseket is beállítottunk és 28 °C-on inkubáltunk. A lebontás sebességét 2, 4, 8 és 16 hetes inkubáció után a közeg izzítási veszteségéből határoztuk meg és g/100 g egységben fejeztük ki (BRAY [7]). Ugyanakkor JACKSON [23], MA és ZUJAZAGA [29], valamint POSNER [43] módszerei szerint az összes nitrogént, az ammónium-nitrogént és a nátriumhumát-frakciót is megállapítottuk. A homokot adalék nélkül érlelve mérhető N vagy humát értékeket nem találtunk.

Az eredmények értékelése

Két eltérő C/N-arányú növényi maradványnak, a kukoricaszárnak és a hereszénának, a leghatékonyabb cellulózbontó *Streptomyces* törzsek által történő lebontását vizsgáltuk homokkultúrában. A lebomlás sebességét különböző időközökben mért szénvesztés alapján határoztuk meg (1. és 2. ábra).



1. ábra

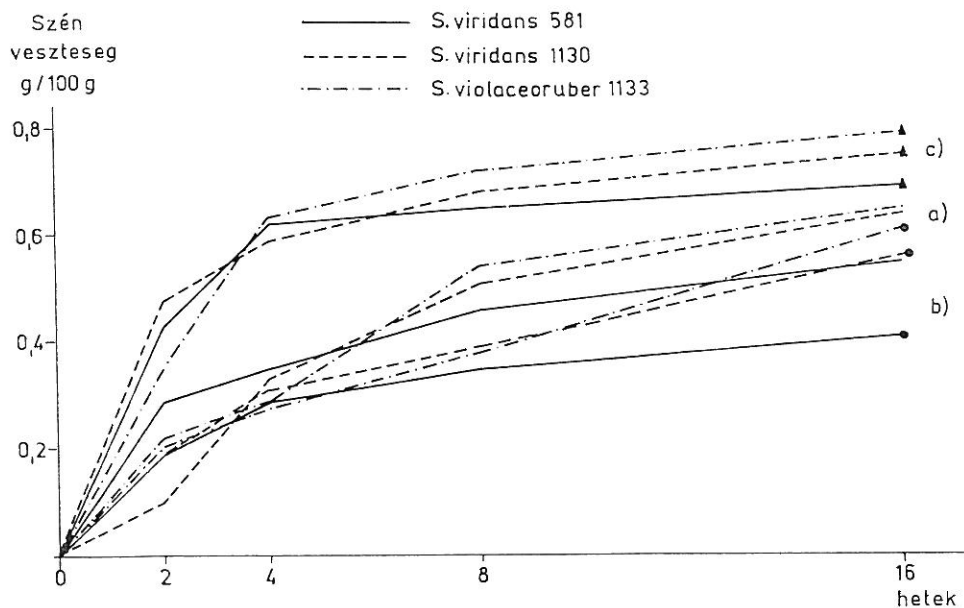
Különböző *Streptomyces* törzsek hatása a szerves anyagok lebontásának sebességére. Kezelések: a) Kukoricaszár; b) Kukoricaszár + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; c) Hereszár. Vízszintes tengely: inkubációs periódusok, hetek

1. táblázat

A különböző *Streptomyces* törzsek jelenlétében mért N-tartalom az érlelés folyamán, ppm

(1) <i>Streptomyces</i> törzs	(2) Kezelés	(3) Az érlelés időtartama, hét				
		0	2	4	8	16
Nem oltott	a) Kukoricaszár	120	120	120	120	120
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	840	780	750	700	680
	c) Hereszéna	280	280	280	280	280
<i>S. viridans</i> 581	a) Kukoricaszár	120	118	115	110	105
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	840	700	650	600	580
	c) Hereszéna	280	260	250	245	235
<i>S. viridans</i> 1130	a) Kukoricaszár	120	115	110	105	100
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	840	720	680	620	600
	c) Hereszéna	280	260	240	220	210
<i>S. violaceoruber</i> 1133	a) Kukoricaszár	120	118	115	110	105
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	840	700	640	600	590
	c) Hereszéna	280	265	255	240	230

Elmondható, hogy a kukoricaszár lebontása nagyon lassú volt az inkubáció kezdetén. A legnagyobb szénvesztesség az inkubáció első nyolc hetében volt kimutatható, majd a könnyen lebomló anyagok hasznosítása után a lebontás még inkább lelassult.

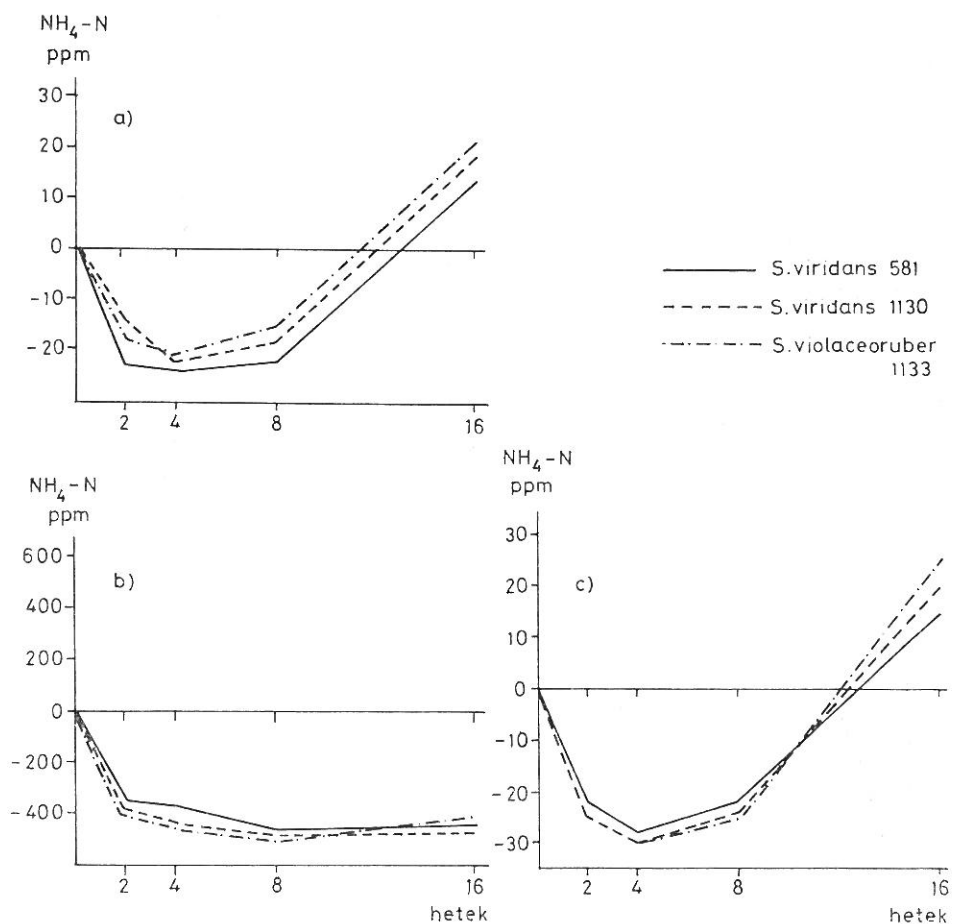


2. ábra

Különböző *Streptomyces* törzsek hatása a szerves anyagok széntartalma mineralizációjának sebességére. a)–c) lásd 1. ábra

A hereszéna lebontása jóval gyorsabb volt, mint a kukoricaszaré. Ez a hereszéna szűk C/N-arányára (36 : 1) vezethető vissza. Így az eredmények összhangban vannak azzal a kísérleti tapasztalattal, hogy a szűkebb C/N-arányú szerves anyagok lebomlása gyorsabb, mint a tág C/N-arányúaké [1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 11, 14, 15, 18, 28, 31, 36, 39, 40, 41, 42, 44, 45, 46, 47, 48, 49].

Abban a kezelésben, ahol a kukoricaszárhoz $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -t adtunk, hogy a C/N-arányt 10 : 1 értékre állítsuk be, a lebontás az első három inkubációs periódus alatt nagyon lassú volt, majd erősen felgyorsult. Ezek az ellentmondásos eredmények az alkalmazott 750 ppm ammónium-szulfát mérgező hatásával magyarázhatók, valószínűleg ez okozta a *Streptomyces* törzsek tevékenységének jelentős csökkenését. A károsító hatás közvetve, a közeg pH-jának csökkentésével, vagy a sókoncentráció növelésével is jelentkezhet. Mindez szemmel láthatóan befolyásolta a *Streptomyces* törzsek növekedési sebességét. A kísérlet később-



3. ábra

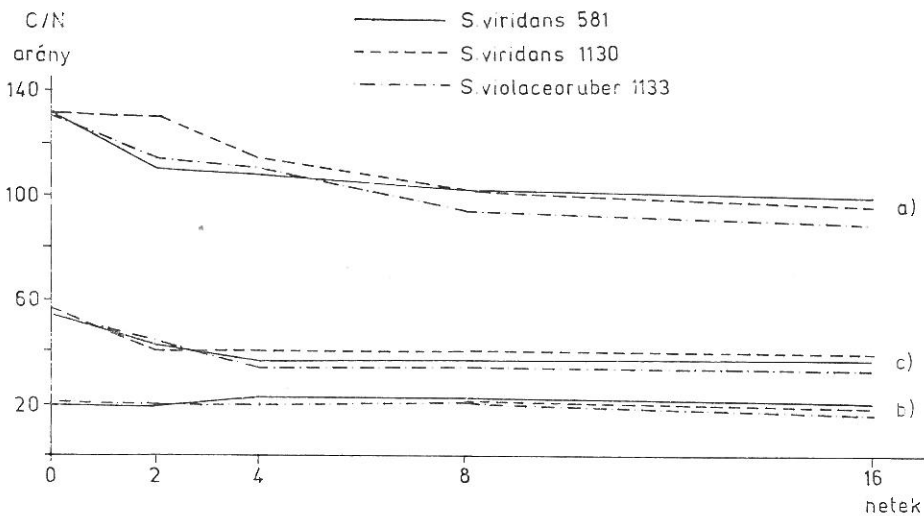
Az $\text{NH}_4\text{-N}$ immobilizációja és felszabadulása a különböző *Streptomyces* törzsek szervesanyag-lebontása folyamán. a)–c) lásd 1. ábra

bi periódusában a lebontási sebesség növekedését valószínűleg az okozta, hogy a nagy mennyiségű ammónia elillanásának következtében a közeg megváltozott. Ebben az összefüggésben PINCK és munkatársai [42] említik, hogy nagy mennyiségű (13 t/ha-ig menő) ammónium-nitrát alkalmazása jelentősen gátolhatja az élő szervezetek tevékenységét. ALLISON és COVER [3] megjegyezte, hogy nagy nitrogénadagok esetében a dekompozíció lelassulása részben a mikroorganizmusok növekedését gátló pH-érték csökkenésének volt a következménye. NOVAK [38] vizsgálatában 0, 10, 30 és 100 mg %-os nitrogénadag jelenlétében a szalma 17,8, 22,4, 18,2 és 17,7%-a mineralizálódott. YOSHIDA és munkatársai [50] is vizsgálták a talajba juttatott NH_4 -ionnak a szervesanyag-mineralizációra gyakorolt károsító hatását. Rizsszalmából a CO_2 -felszabadulás és az N-mineralizáció 20 mg NH_4 -N jelenlétében volt a legnagyobb, 120 mg NH_4 -N esetében a legkisebb.

A kukoricaszár és a hereszár lebontása az egyes *Streptomyces* törzsek jelenlétében különböző hatékonyságú volt. Leghatékonyabb volt a *S. violaceoruber* 1133, kevésbé a *S. viridans* 1130 és a *S. viridans* 581.

Érdekesek a kukoricaszár és hereszéna lebontása folyamán bekövetkezett nitrogén-mineralizáció és immobilizáció vizsgálatának eredményei. Az összes nitrogéntartalom alig változott a kukoricaszár és a hereszéna lebontásakor, viszont a kukoricaszárat ammónium-szulfáttal kiegészítve a közeg összes nitrogéntartalma a kísérlet folyamán jelentősen csökkent (1. táblázat). Ez a csökkenés az ammónia elillanásának tudható be. PARKER [40] hasonló eredményekről számolt be, vagyis vizsgálataiban a beásott, illetve felszínen elterített kukoricaszár összes nitrogéntartalma a bontás folyamán csak kis mértékben változott.

A kimutatott ammónium-nitrogén mennyisége erősen változó. Eleinte a kukoricaszár és a hereszéna bomlásával az immobilizáció következtében csökken, majd az inkubációs periódus végén kezdődő nitrogén-mineralizáció az immobilizációt felülmúlja (3., 4. és 5. ábra). A hereszéna lebontásakor több ammó-



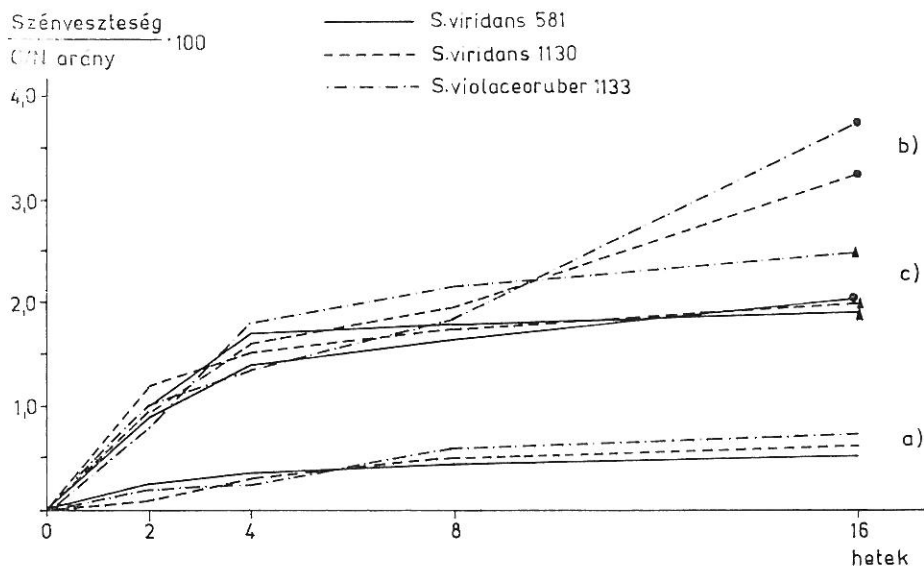
4. ábra

A C/N arány változása a különböző *Streptomyces* törzsek szervesanyag-lebontása folyamán a)–c) lásd 1. ábra

nium-nitrogén szabadul fel, mint a kukoricaszár lebontásakor. ALEXANDER [1] hasonló eredményeket kapott, rámutatva, hogy a nitrogén immobilizációja a szerves N mikrobiológiai asszimilációinak a következménye. BROADBENT és NAKASHIMA [8] említik, hogy a szokásos aerob körülmények között az érett növények maradványaiból származó nitrogén nettó immobilizációja néhány nap vagy hét alatt eléri a maximumot, ezzel az eredeti anyag nitrogéntartalma 1,2–1,7%-ig növekedhet, majd a szerves nitrogéntartalom előbb gyorsan csökken, a későbbiekben pedig nagyon lassan változik. HIROSE [18] arról számol be, hogy amikor a talajhoz olyan növényi maradványokat adott, amelyek C/N aránya szűkebb volt mint 10 : 1, azonnal elkezdődött a nitrogén mineralizációja, viszont amikor a talajhoz adott növényi maradványok C/N aránya tágabb volt mint 37 : 1, nem volt mineralizáció. PARNAS [41] megerősítette, hogy a szerves nitrogén nettó mineralizációja akkor következik be, ha a lebontandó szerves anyag kezdeti C/N aránya 20–30 alatt van, és ammónium-szulfát hozzáadása növelheti a szerves nitrogén mineralizációját, de nem szükségképpen növeli a nettó mineralizáció sebességét.

Megvizsgáltuk a különböző *Streptomyces* törzseknek a kukoricaszár és hereszéna lebontása során a humuszképződésre gyakorolt hatását (2. táblázat).

A humuszszerű anyagok mennyisége a kezdeti alig kimutatható szintről valamennyi kezelésben, minden egyes inkubációs periódusban jelentős mértékben növekedett. Ezek az eredmények összhangban vannak több kutató eredményeivel [1, 10, 12, 13, 16, 17, 22, 24, 25, 26, 27, 30, 32, 37, 51], akik szerint a talaj mikroflórája jelentős szerepet játszik a különböző szerves anyagok lebontása során folyó humuszképzésben. MATSCHKE [33, 34, 35] és HUNTJENS [19, 20] hangsúlyozták, hogy a *Streptomyces* speciális szerepet tölt be a humuszképzésben. A humuszképződés az egyes kezeléseknél különböző arányú volt, a szer-



5. ábra

A C/N arány hatása a különböző *Streptomyces* törzsek szervesanyag-lebontásának sebességére. a)–c) lásd 1. ábra

2. táblázat

A különböző *Streptomyces* törzsek jelenlétében mért Na-humát-tartalmak az érlelés folyamán, mg/100 g

(1) <i>Streptomyces</i> törzs	(2) Kezelés	(3) Az érlelés időtartama, hét				
		0	2	4	8	16
Nem oltott	a) Kukoricaszár	ny	ny	ny	20	25
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	ny	ny	ny	5	100
	c) Hereszéna	ny	ny	ny	10	15
<i>S. viridans</i> 581	a) Kukoricaszár	ny	73	90	95	110
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	ny	70	80	281	391
	c) Hereszéna	ny	96	100	350	580
<i>S. viridans</i> 1130	a) Kukoricaszár	ny	80	95	140	170
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	ny	74	85	356	450
	c) Hereszéna	ny	101	110	450	610
<i>S. violaceoruber</i> 1133	a) Kukoricaszár	ny	97	120	165	185
	b) Kukoricaszár + (NH ₄) ₂ SO ₄	ny	80	91	430	530
	c) Hereszéna	ny	116	120	525	725

vesanyag-lebontás típusától, illetve fokától függően. A kukoricaszárból önmagában képződött a legkevesebb humusz. A kukoricaszár + ammónium-szulfát kezelésben a humuszképződés változott az inkubációs periódusok folyamán. Az inkubáció első négy hetében nagyon kevés humusz képződött, míg a későbbiekben a humuszképződés jelentősen fokozódott. A humuszképződés fölfogható a szubsztrátum elbontása bizonyos fokozatának, és jelen esetben a lebontás a korai szakaszokban akadályozott volt, később azonban a sebessége nőtt. Hasonló eredményeket kapott MATSCHKE [33], aki arról számolt be, hogy glicerintirozin-ammónium-szulfát közegben idővel nőtt a *Streptomyces*nek a humuszanyag-szintézisben kifejtett tevékenysége.

A hereszéna lebontásakor kimutathatóan több humuszt sikerült kivonni, mint a kukoricaszár és a kukoricaszár + ammónium-szulfát kezelésekből. Ez megfelel FOKIN és KARAPUKHIN [13] megállapításának, hogy a humuszképződés nagymértékben függ a különböző botanikai eredetű növényi maradványok mineralizációs fokától.

A kísérleti feltételek között a *S. violaceoruber* 1133 törzsnek a jelenlétében észleltük a legnagyobb mértékű humuszképződést, ezt követte a *S. viridans* 1130, majd a *S. viridans* 581.

Összefoglalás

A szerves anyagok lebontása során végbemenő humuszképződést és a nitrogén-mineralizációt vizsgáltuk.

A kukoricaszár (C/N = 83 : 1) elbontása igen lassan folyt a korai inkubációs periódusokban. A hereszéna (C/N = 36 : 1) lebontása gyors volt és itt voltak a zymogén hatások a legnagyobbak. A kukoricaszárhoz ammónium-szulfátot adva (C/N = 10 : 1) a lebontás intenzívebbé vált. A maximális bomlássebességet a 16 hetes inkubációs periódus végén mértük.

A nitrogén immobilizációja a kísérleti periódus elején nagyobb volt, a nitrogén mineralizációja a kísérlet végén kezdődött. A kimutatott ammónium-nitrogén mennyisége nagyobb volt a hereszéna, mint a kukoricaszár esetében.

A nitrogén-immobilizáció és mineralizáció szorosan összefüggött az elbomló kukoricaszár és hereszéna C/N arányával.

A *S. violaceoruber* 1133 törzs jelenlétében észleltük a legintenzívebb szervesanyag-lebontást, amelyet megközelít a *S. viridans* 1130 tevékenysége; a lebomlás a *S. viridans* 581 jelenlétében volt a legkisebb mértékű.

A *Streptomyces* törzsek jelentős szerepet játszanak a szervesanyag-lebontás folyamán a nátriumhumát képzésében. A szervesanyag-lebontás hatására történő nátriumhumát-képződés az egyes kezelések szerint a következő sorrendben csökkent: hereszéna > kukoricaszár + ammónium-szulfát > kukoricaszár. A *Streptomyces* törzsek jelenlétében mért humuszképződés a kísérlet egész időszakában a következő sorrendben csökkent: *S. violaceoruber* 1133, *S. viridans* 1130, *S. viridans* 581.

I r o d a l o m

- [1] ALEXANDER, M.: Introduction to soil microbiology. Wiley & Sons. New York. 1961.
- [2] ALLISON, F. E.: Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier Sci. Publ. Comp. Amsterdam. London. New York. 1973.
- [3] ALLISON, F. E. & COVER, R. G.: Rate of decomposition of shortleaf pine sawdust in soil at various levels of nitrogen. Soil Sci. **89**. 194—201. 1960.
- [4] ALLISON, F. E. & KLEIN, C. J.: Rates of immobilization and release of nitrogen following additions of carbonaceous materials and nitrogen. Soil Sci. **93**. 383—386. 1962.
- [5] AMBERGER, A.: Decomposition of organic matter in maize straw. Proc. Internat. Symp. Soil Fert. Eval. New Delhi. Indian Soc. Soil Sci. **1**. 773—780. 1971.
- [6] BOLLEN, W. B. & LU, K. C.: Effect of Douglas fir sawdust mulches and incorporations on soil microbial activities and plant growth. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **21**. 35—41. 1957.
- [7] BRAY, M. W.: Methods used at the Forest Products Laboratory for the chemical analysis of pulps and pulpwoods. US. Forest Products Laboratory. Madison. Wis. USA. 1939.
- [8] BROADBENT, F. E. & NAKASHIMA, T.: Nitrogen immobilization in flooded soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **34**. 218—221. 1970.
- [9] DATTA, N. P. & GOSWAMI, N. N.: Transformation of organic matter in soil in relation to the availability of nutrients to plants. In: Radioisotopes in soil-plant nutrition Studies. Proc. of Symposium. Bombay. 223—238. 1962.
- [10] DAWSON, R. C., DAWSON, V. T. & McCALLA, T. M.: The response of the soil microflora to the additions of crop residues. Neb. Agric. Expt. Sta. Res. Bull. 155. 1948.
- [11] DEBNATH, N. C. & HAJRA, J. N.: Transformation of organic matter in soil in relation to mineralization of carbon and nutrients availability. J. Indian Soc. Soil Sci. **20**. (2) 95—102. 1972.
- [12] FLAIG, W. & HAIDER, K.: Über die Beteiligung von Phenolen am Aufbau von Huminsäuren. Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci. Adelaide. **3**. 175—182. 1968.
- [13] FOKIN, A. D. & KARPUHIN, A. I.: Vključenje produktov razloženija rasztitel'nyh osztatkov (mecsennüh ¹⁴C) v gumuszövüe vöcseszötvä. Pöcsövövedenie. (11) 72—78. 1974.
- [14] GAUR, A. C. et al.: A study on the decomposition of organic matter in an alluvial soil. CO₂ evolution, microbiological and chemical transformation. Plant and Soil. **34**. 17—28. 1971.
- [15] GRAFFIN, P.: Étude intégrée de la décomposition d'apports organiques dans le sol. Ann. Agron. **22**. 213—239. 1971.
- [16] HAIDER, K. & MARTIN, J. P.: Humic acid-type phenolic polymer from Aspergillus sydawi culture medium, Stachyborys sp. cells and autoxidized phenol mixture. Soil Biol. Biochem. **2**. 145—156. 1970.
- [17] HEINZE, B.: On the nitrogen assimilation by lower organisms. Landw. T. Lab. **35**. 889. 1906.

- [18] HIROSE, S.: Mineralization of organic nitrogen of various plant residues in the soil under upland conditions. *Soil Sci. Plant Nutr.* **20**. 328. 1973.
- [19] HUNTJENS, J. L. M.: Amino-acid composition of humic acid-like polymers produced by *Streptomyces* and humic acids from pasture and arable land. *Soil Biol. Biochem.* **4**. 339-345. 1972.
- [20] HUNTJENS, J. L. M.: Immobilization and mineralization of nitrogen in pasture soil. *Agric. Res. Rep. NJ.* 781. 1-26. 1973.
- [21] IBRAHIM, A. N.: *Streptomyces* population of the soil and rhizosphere of berseem and lucerne. *Al-Azhar Bull. of Agric. Sci. Cairo.* 1976.
- [22] IGEL, H.: Über die Humifizierung von ^{14}C -markierter Glukose und Zellulose unter besonderer Berücksichtigung einer Zusätzlichen Mineralstoffgabe und des nativen Huminstoffpegels. *Albrecht-Thaer-Arch.* **13**. 267-282. 1969.
- [23] JACKSON, M. L.: *Soil chemical analysis.* Constable and Co. London. 1958.
- [24] KHANDELWAL, K. C. & GAUR, A. C.: Microbial decomposition of humic acid in soil. *Indian J. Microbiol.* **9**. (4) 87-92. 1970.
- [25] KONONOVA, M. M.: Microorganisms and the process of humus formation. *Tagesber. deutsche Akad. Landw. Wiss. Berlin.* **82**. 87-92. 1966.
- [26] KONONOVA, M. M. & ALEXANDROVA, I. V.: Formation of humic acids during plant residue humification and their nature. *Geoderma.* **9**. 157-164. 1974.
- [27] LAMMERMAN, O. et al.: Development of Actinomycetes in soil. 1909. In: *Principles of soil microbiology.* (Ed.: WAKSMAN, S. A.) Williams & Wilkins. Baltimore. USA. 1927.
- [28] LENZ, K.: Über den Abbau von organischen Substanzen verschiedenen Alters mit unterschiedlichen N-Gehalten in Boden. *Albrecht-Thaer-Arch.* **12**. 413-423. 1968.
- [29] MA, J. S. & ZUAZAGA, G.: Micro-Kjeldahl determination of nitrogen. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* **14**. 280-282. 1942.
- [30] MACE, E.: De la decomposition des alluminoides par les cladotrix (*Actinomycetes*). *Comp. Rend. Acad. Sci.* **1**. 141-147. 1905. In: *Principles of soil microbiology.* (Ed.: WAKSMAN, S. A.) Williams & Wilkins. Baltimore. USA. 1927.
- [31] MACMILLAN, K. A.: Biological oxidation of a humic mesisol under laboratory conditions. *Canad. J. Soil Sci.* **56**. 51-53. 1976.
- [32] MARTIN, J. P., RICHARDS, S. J. & HAIDER, K.: Properties and decomposition and binding action in soil of „humic acid“ synthesised by *Epicoccum nigrum*. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **31**. 657-662. 1967.
- [33] MATSCHKE, J.: Untersuchungen zur Huminstoffsynthese durch einige Boden-Streptomyceten. *Zbl. Bakt. Abt. II.* **123**. 539-557. 1969.
- [34] MATSCHKE, J.: Ein Beitrag zur Huminstoffsynthese durch *Streptomyces aureus*. 1. Stoffwechselfvorgänge von *Str. aureus*. 2. Absorptionsspektrographisches Verhalten der isolierten Huminstoff-Fractionen. 3. Chemische Untersuchungen an den Organismen-Huminstoffen. *Zbl. Bakt.* **125**. 85-99. 150-161. 162-169. 1970.
- [35] MATSCHKE, J.: Ein Beitrag zur Huminstoffsynthese durch *Streptomyces aureus*. 4. Infrarotspektroskopischer Vergleich. 5. Untersuchungen an Sephadex fraktionierten *Streptomyceten*-Kulturfiltraten. *Zbl. Bakt.* **125**. 438-447. 448-457. 1970.
- [36] MILLER, H. C., SMITH, F. B. & BROWN, P. E.: The rate of decomposition of various plant materials in soils. *J. Amer. Soc. Agron.* **28**. 914-923. 1936.
- [37] MYSKOW, W.: Influence of microflora on humus formation in soil. *Waid Bot.* **12**. (3) 229-245. 1969.
- [38] NOVAK, B.: Effect of increasing amounts of nitrogen on the microbial transformation of straw in soil. *Proc. of the Symposium on Soil Microbiology. Symposia Biologica Hungarica.* **11**. 49-53. 1972.
- [39] OBERLÄNDER, H. E. VON & ROTH, K.: Die Umwandlung von ^{14}C -markiertem Gründünger im Boden. *Landw. Forsch.* **25**. 295-318. 1972.
- [40] PARKER, D. T.: Decomposition in the field of buried and surface-applied cornstalk residue. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **26**. 559-562. 1962.
- [41] PARNAS, H.: Model for decomposition of organic material by micro-organisms. *Soil Biol. Biochem.* **7**. 161-169. 1975.
- [42] PINCK, L. A., ALLISON, F. E. & SHERMAN, M. S.: Maintenance of soil organic matter: II. Losses of carbon and nitrogen from young and mature plant materials during decomposition in soil. *Soil Sci.* **69**. 391-401. 1950.
- [43] POSNER, A. M.: The humic acids extracted by various reagents from a soil. I. Yield, inorganic components and titration curves. *J. Soil Sci.* **17**. 65-78. 1966.
- [44] SMITH, J. H.: Some inter-relationships between decomposition of various plant residues and loss of soil organic matter as measured by ^{14}C -labelling. In: *The Use of*

- Isotopes in Soil Organic Matter Studies. Rep. FAO/IAEA. Tech. Meet. Brunswick-Völkensrode. 1963. 223—233. 1966.
- [45] TENNEY, F. G. & WAKSMAN, S. A.: Composition of natural organic materials and their decomposition in the soil. IV. The nature and rapidity of decomposition of the various organic complexes in different plant materials, under aerobic conditions. *Soil Sci.* **28**. 55—84. 1929.
- [46] TODOROVA, B.: Razlagane na njakoi organicseszki materiali v aluvialno-livadna i izluzsena kanelena gorszka pocsva. *Pocsvoznanie i Agrohimiya*. **2**. (6) 95—103. 1967.
- [47] TODOROVA, B.: Investigations on the decomposition of some root residues in soil. *Tagesber. deutsche. Akad. Landw. Wiss. Berlin*. **98**. 67—74. 1968.
- [48] VAN SCHREVEN, D. A.: A comparison between the effect of fresh and dried organic materials added to soil on carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*. **20**. 149—165. 1964.
- [49] WAKSMAN, S. A. & TENNEY, F. G.: Composition of natural organic materials and their decomposition in the soil. III. The influence of nature of plant upon the rapidity of its decomposition. *Soil. Sci.* **26**. 155—171. 1928.
- [50] YOSHIDA, T., KAI, H. & HARODA, T.: The harmful effect of ammonium ion on the mineralization and accumulation of organic matter in soil. *J. Faculty of Agric. Kyushu Univ.* **17**. (2) 227—246. 1973.
- [51] ZELLER, A., OBERLANDER, H. E. & ROTH, K.: Die Bildung von Huminsäuren aus ^{14}C -markierten Pflanzensubstanz im Boden. *Naturwiss.* **53**. 384. 1966.

Érkezett: 1980. június 9.

Mineralization of Organic Materials by Different Strains of *Streptomyces*

A. N. IBRAHIM, M. A. EL-SHERBENY and M. A. A. AMIN

Al-Azhar University, Cairo (A.R.E.)

Summary

The mineralization of nitrogen and the formation of humic substances during the decomposition of the organic materials were investigated in the present study.

Decomposition of cornstalks (C/N = 83 : 1) was very slow during the early incubation periods, but its rate relatively increased during the latter incubation periods. Clover straw (C/N = 36 : 1) decomposition was very rapid and showed the largest zymogenic effects. Addition of ammonium sulphate to cornstalk (C/N = 10 : 1) stimulated the decomposition process. However, maximum rate was recorded at the end of the incubation period (16 weeks).

Immobilization of nitrogen was greater early in the experimental period, however, mineralization of nitrogen started at the end of the experiment. The amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ recorded were higher for clover straw than for cornstalks.

Nitrogen immobilization and mineralization closely paralleled the C/N ratio of the decomposed cornstalks and clover straw.

S. violaceoruber 1133 was the most active strain in the decomposition of the organic materials, *S. viridans* 1130 was next in activity while *S. viridans* 581 showed the lowest activity.

Streptomyces strains played a pronounced role in the formation of sodium humate during the decomposition of the two organic materials. The amount of sodium humate formed in the various treatments decreased in the following order: clover straw > cornstalks + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ > cornstalks. As for humus formation, it was the most intense in the presence of *S. violaceoruber* 1133, followed by *S. viridans* 1130 and *S. viridans* 581.

Table 1. Changes in the total N content of organic materials investigated, as influenced by different strains of *Streptomyces*, ppm N. (1) *Streptomyces* strains: Un-inoculated; *S. viridans* 581; *S. viridans* 1130; *S. violaceoruber* 1133. (2) Organic materials: a) Cornstalks; b) Cornstalks + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; c) Clover straw. (3) Incubation period, weeks.

Table 2. Sodium humate formation as affected by the decomposition of some organic materials by different strains of *Streptomyces*, mg/100 g. (1) *Streptomyces* strains: see Table 1. (2) Organic materials: a)—b)—c): see Table 1. (3) Incubation period, weeks. ny = traces.

Fig. 1. Influence of the different *Streptomyces* strains on the decomposition rate of the organic materials investigated. Organic materials: a) Cornstalks; b) Cornstalks + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; c) Clover straw.

Fig. 2. Influence of the different *Streptomyces* strains on the mineralization rate of the C content of the organic materials investigated. a)–c): see Fig. 1.

Fig. 3. Immobilisation and mobilisation of $\text{NH}_4\text{-N}$ during the decomposition of the organic materials by the different *Streptomyces* strains. a)–c): see Fig. 1.

Fig. 4. Changes in the C/N ratio during the decomposition of the organic materials by the different *Streptomyces* strains. 1)–c): see Fig. 1.

Fig. 5. Effect of the C/N ratio on the decomposition rate of the organic materials by the different *Streptomyces* strains. Ordinate: (C loss : C/N ratio) · 100. a)–c): see Fig. 1.

Mineralisation von organischen Stoffen durch verschiedene Kulturen von *Streptomyces*

A. N. IBRAHIM, M. A. EL-SHERBENY und M. A. A. AMIN

„Al-Azhar“ Universität, Kairo (Ägypten)

Zusammenfassung

In gegenwärtiger Arbeit wurde die Mineralisation des Stickstoffes und die Bildung von Humusstoffen während der Zersetzung von organischen Stoffen untersucht.

Die Zersetzung von Maisstengeln (C/N = 83 : 1) ging am Anfang der Inkubation sehr langsam vor sich, ihre Geschwindigkeit nahm aber während der späteren Phasen relativ zu. Die Zersetzung von Kleestroh (C/N = 36 : 1) erfolgte sehr rasch und zeigte die höchsten Gärungseffekte. Ein Zufügen von Ammoniumsulfat zu den Maisstengeln (C/N = 10 : 1) förderte den Zersetzungsprozess, die grösste Geschwindigkeit wurde trotzdem am Ende der Inkubationsperiode, d. h. nach 16 Wochen festgestellt.

In der frühen Periode des Versuches war die Immobilisation des N überwiegend, während die Mineralisation des N am Ende des Versuches erfolgte. Die Mengen des $\text{NH}_4\text{-N}$ waren höher bei Kleestroh als bei den Maisstengeln.

Die Immobilisation und Mineralisation von N lief mit dem C/N-Verhältnis des zersetzten Maisstengels, bzw. Kleestrohs nahe parallel.

In der Zersetzung der organischen Stoffe war *S. violaceoruber* 1133 der aktivste Stamm, *S. viridans* 1130 der nächst aktivste, während *S. viridans* 581 die geringste Aktivität aufgewiesen hat.

Streptomyces Stämme spielten eine betonte Rolle in der Bildung von Natrium-Humaten während der Zersetzung dieser beiden organischen Stoffe. Die Bildung von Na-Humaten infolge der Zersetzung von organischen Stoffen wies folgende Reihenfolge auf: Kleestroh > Maisstengel + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ > Maisstengel. Der Einfluss der *Streptomyces*-Stämme auf die Humusbildung zeigte folgende Reihenfolge: *S. violaceoruber* 1133 > *S. viridans* 1130 > *S. viridans* 581 während des ganzen Zersetzungsverlaufes der Maisstengel und des Kleestrohs.

Tab. 1. Änderungen im gesamten N-Gehalt von verschiedenen organischen Stoffen im Laufe der Inkubation (ppm N). (1) *Streptomyces* Stämme (Angaben der ersten Spalte beziehen sich auf die Variante «ungeimpft»). (2) Organische Stoffe: a) Maisstengel; b) Maisstengel + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; c) Kleestroh. (3) Inkubationsdauer in Wochen.

Tab. 2. Menge des aus den verschiedenen organischen Stoffen auf Einwirkung von *Streptomyces* Stämmen entstandenen Na-Humates im Laufe der Inkubation, in mg/100 g Bezeichnungen: s. Tab. 1.

Abb. 1. Einfluss von verschiedenen *Streptomyces* Stämmen auf die Geschwindigkeit der Zersetzung verschiedener organischer Stoffe. Varianten: a) Maisstengel; b) Maisstengel + $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; c) Kleestroh. Ordinate: Glühverlust, g/100 g. Abszisse: Inkubationsdauer in Wochen.

Abb. 2. Einfluss von verschiedenen *Streptomyces* Stämmen auf die Geschwindigkeit der Mineralisation vom Kohlenstoff verschiedener organischer Stoffe. a)–c): s. Abb. 1. Ordinate: Verlust an Kohlenstoff, g/100 g.

Abb. 3. Immobilisation und Mobilisation von $\text{NH}_4\text{-N}$ auf Einwirkung von Streptomyces-Stämmen im Laufe der Zersetzung verschiedener organischer Stoffe. a) — c): s. Abb. 1.

Abb. 4. Änderung des C/N-Verhältnisses im Laufe der Zersetzung der verschiedenen organischen Stoffe durch Streptomyces-Stämme. a) — c): s. Abb. 1. Ordinate: C/N-Verhältnis.

Abb. 5. Einfluss des C/N-Verhältnisses auf die Geschwindigkeit der Zersetzung von organischen Stoffen durch Streptomyces-Stämme. Ordinate: (C-Verlust/C : N-Verhältnis) · 100. a) — c): s. Abb. 1.

Изучение минерализации органического вещества отдельными штаммами стрептомицесов

А. Н. ИБРАХИМ, М. А. ЭЛ-ШЕРБЕНИ и М. А. АМИН

Университет Ал-Азхар, Каир (Египет)

Резюме

Изучили процессы гумусообразования и минерализации азота в ходе разложения органических веществ.

В ранних периодах инкубации разложение стеблей кукурузы (C/N = 83 : 1) проходило очень медленно. Сено клевера (C/N = 36 : 1) разлагалось быстро и здесь наблюдали, в основном, самые значительные эффекты. При добавлении к стеблям кукурузы сульфата аммония (C/N = 10 : 1) вызвало интенсификацию разложения. Максимальную скорость разложения измерили в конце шестнадцатинедельного периода инкубации.

Иммобилизация азота началась в конце опыта. Количество определенного нитратного азота было выше в случае сена клевера, по сравнению с кукурузными стеблями.

Иммобилизация и минерализация азота находились в тесной зависимости с соотношением C/N в разрушающихся кукурузных стеблях и клеверном сене.

Самое интенсивное разложение органического вещества наблюдали в присутствии штамма *S. violaceoruber* 1133, подобное влияние, хотя и в меньшей мере, проявил штамм *S. viridans* 1130; самую незначительную степень разложения наблюдали в присутствии штамма *S. viridans* 581.

Штаммы стрептомицесов играют значительную роль в образовании гуматов натрия при разрушении органического вещества. Образование гумата натрия под влиянием разложения органического вещества, согласно вариантам, убывает в следующем порядке: клеверное сено, стебли кукурузы, стебли кукурузы + сульфат аммония. Гумусообразование проходящее за все время опыта в присутствии штаммов стрептомицесов снижается в следующем порядке: *S. violaceoruber* 1133, *S. viridans* 1130, *S. viridans* 581.

Табл. 1. Содержание азота, измеренное в ходе инкубации в присутствии различных штаммов стрептомицесов, в мг/кг. (1) Штаммы стрептомицесов (первое без инокуляции). (2) Варианты: а) Стебли кукурузы. б) Стебли кукурузы + сульфат аммония. в) Клеверное сено. (3) Время инкубации, недели.

Табл. 2. Содержание гумата натрия в мг/100 г за время инкубации, в присутствии различных штаммов стрептомицесов. Обозначения смотри в таблице 1.

Рис. 1. Влияние различных штаммов стрептомицесов на скорость разложения органических веществ. Варианты: а) Стебли кукурузы. в) Стебли кукурузы + сульфат аммония. с) Стебли клевера. По вертикальной оси: Потери от прокалывания г/100 г. По горизонтальной оси: Время инкубационного периода, недели.

Рис. 2. Влияние различных штаммов стрептомицесов на скорость минерализации углерода органических веществ. От а) до с) смотри на рисунке 1. По вертикальной оси: Потери углерода г/100 г.

Рис. 3. Иммобилизация и освобождение аммонийного азота в ходе разложения органического вещества различными штаммами стрептомицесов. От а) до с) смотри на рисунке 1.

Рис. 4. Изменение соотношения C/N в ходе разложение органического вещества в присутствии различных штаммов стрептомицесов. От а) до с) смотри на рисунке 1. По вертикальной оси: соотношение C/N.

Рис. 5. Влияние соотношения C/N на скорость разложения органического вещества в присутствии различных штаммов стрептомицесов. По вертикальной оси: (потеря углерода/соотношение C/N) · 100. От а) до с) смотри на рисунке 1.