

SZEMLE

Vermikomposztálás, mint a szennyvíziszap-komposztálás alternatív megoldása — Szemle —

¹DRASKOVITS Eszter, ²NÉMETH-BORSÁNYI Barbara,
³Pierre-Adrien RIVIER, ⁴SZABÓ Anita

¹MTA ATK Talajtani és Agrokémia Intézet, Budapest
²Érd és Térsége Szennyvízelvezetési és Szennyvíztisztítási Önkormányzati Társulás,
Érd

³NIBIO, Norvég Bioökonómiai Kutatóintézet, Ås
⁴Inno-Water Zrt., Budapest

Bevezetés

Magyarországon ma a települési szennyvíziszap hasznosításának gerince a mezőgazdasági és rekultivációs célú hasznosítás iszap, vagy komposzt formájában.

A mezőgazdasági hasznosítás történhet víztelenített, folyékony iszappal és komposzt formájában is. A komposztálás az az irányított biológiai folyamat, mely során a szervesanyagból makro- és mikroorganizmusok hatására, aerob körülmények között, hőtermelés közben humuszanyagok és egyszerű alapvegyületek (CO₂, H₂O, SO₄, NO₃) keletkeznek (EPSTEIN, 1997; ALEXA & DÉR, 2001). A szennyvíziszap komposztálás célja a szervesanyag stabilizálása, fertőtlenítése, mennyiségének csökkentése a víztartalom szabályozásával.

A komposzt számos előnnyel rendelkezik, hiszen hatására javul a talaj víz- és tápanyagszolgáltató képessége. A talajba vitt szervesanyagoknak köszönhetően kedvezőbb lesz a talaj szerkezete, csökkentve ezáltal a vízhiány okozta károkat, valamint a talajerózió mértékét. Ezen kívül a bevitt szervesanyag növeli a talaj porozitását, az aggregátumstabilitást, ill. a hidraulikus vezetőképességet (MARTENS & FRANKENBERGER, 1992). Növénytáplálás szempontjából a komposztok növelik a talaj termékenységét, kiegyensúlyozottabb tápanyag feltáródást biztosítanak (a kimosódás veszélye kisebb lesz), nagy adszorpciós képességük miatt növelik a talaj tápanyagtároló kapacitását (ALEXA & DÉR, 2001).

A vermikomposztálás a komposztálás egyik speciális válfaja, amikor a kiindulási alapanyagokat gilisztákkal, vagy gilisztákban gazdag humusszal keverik, így a lebontás hatékonyságát a giliszták keverő hatásával, illetve lebontó tevékenységükkel növelik. A folyamat végterméke a vermikomposzt, ami a humuszhoz hasonló, stabil, jó minőségű szervesanyag forrást jelenthet a mezőgazdasági termesztésben (YADAV & GARG, 2011). A vermikomposzt több

Postai cím: DRASKOVITS ESZTER, MTA ATK Talajtani és Agrokémia Intézet,
Budapest, Herman Ottó út 15-17.

Levelező szerző (munkahelyének) levelezési címe.

E-mail: draskovits.eszter@agrar.mta.hu

felvehető tápelemet tartalmaz, mint a vermikomposztáláshoz használt kiindulási alapanyagok (BUCHANAM et al., 1988).

1. A vermikomposztálás „főszereplői”, a vermikomposztálás biotikus tényezői

Charles Darwin természettudós, az evolúciós elmélet megalkotója elsőként vállalkozott a földigilisztákkal kapcsolatos ismeretek tudományos igényű összefoglalására 1881-ben megjelent könyvében. Szerinte a földigiliszták az egyik legfontosabb talajjavító élőlények, melyek jelentős mértékben javítják a talaj állapotát, a növények számára könnyebbé teszik a különböző tápanyagokat, valamint növelik a talaj humusz tartalmát (DARWIN, 1881). Darwin óta világszerte széles körben vizsgálják a szervesanyagok lebontásában, átalakításában, a mineralizációs folyamatok gyorsításában betöltött szerepüket.

A földigiliszták a talajban előforduló legnagyobb testű és leginkább feltűnő fajokhoz, a makrofauna élőlényeihez tartoznak. A hazánkban honos giliszta fajok többsége a földigilisztá-félék (*Lumbricidae*) családjába tartozik. A Kárpát-medencében ebből a családból mintegy 62 faj található meg (ZICSI, 1985). Táplálékuk elkorhadt növényi részekkel kevert, szervesanyag tartalmú talaj. Miután a bélcsatornájukból a tápanyagok felszívódnak, a salakanyagukat elsősorban a talaj felszínére ürítik.

A földigilisztákat sokféleképpen csoportosíthatjuk, BOUCHE (1987) morfo-ökológiai szempontból 3 kategóriát határozott meg: epigeikus (avarlakó), endogeikus (talajlakó) és anöcikus (mélyben aknázó) (YADAV & GARG, 2011). A különböző életformatípusokba sorolt fajok közt szélsőséges körülményekhez alkalmazkodott fajokat is találunk. Ilyenek a kizárólag trágya-, illetve komposztalakók, vagyis azok a fajok, amelyek bomlásban lévő szervesanyagok további feltárásában vesznek részt. A vermikomposztálás szempontjából jelentős fajok (*Eisenia sp.*, *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus*) az epigeikus gilisztafajok közé tartoznak (TRIPATHI & BHARDWAJ, 2004; LIM et al., 2016). 2-5 cm hosszúak, vörös pigmentációjúak, avarban vagy fakéreg alatt élnek, állandó járatokat nem készítenek, növényevők. Az életciklusuk viszonylag rövid és gyors szaporodásúak (YADAV & GARG, 2011).

Világszerte az *Eisenia fetida* a vermikomposztálás során leggyakrabban használt giliszta faj, elterjedt elnevezése a vörös giliszta (EDWARDS, 1998; SINHA et al., 2002; SUTHAR, 2007; KIZILKAYA & TÜRKAY 2014). Hazánkban trágyagiliszta néven ismert. Előnye, hogy tápláléka lehet bármilyen szerves eredetű anyag, illetve a komposztálás folyamatában különösen fontos, hogy tág hőmérsékleti határok között is megél. GAJALAKSHMI & ABBASI (2004) szerint magasabb (akár 43°C) és alacsonyabb hőmérsékleten (<5°C) is életképesek. Továbbá gyorsan nőnek, szaporodnak és a szennyvíziszap vermikomposztálása során nehézfém-akkumulációra is képesek (EDWARDS & BATER, 1992).

A vermikomposztálás működéséhez alapvető szempont a földigiliszták egyedsűrűségének optimális meghatározása. Túl magas egyedszám esetén csökken a kokonok (szaporítóképletek) száma, és nő a mortalitás (UVAROV & SCHEU, 2004;

YADAV & GARG, 2011). NDEGWA és munkatársai (2000) az optimális egyedszámot 1,60 kg giliszta m² – ben határozták meg.

A földgiliszták talajbeli szerepe részben fizikai, részben biokémiai jellegű. A fizikai hatások közé soroljuk a közeg keverését, levegőztetését és nem utolsósorban az aprító tevékenységüket (NDEGWA et al., 2000). Vermikomposztálás során a földgiliszták a friss szervesanyagot átalakítják nagy fajlagos felületű anyaggá, amely így jobban hozzáférhetővé válik a mikroorganizmusok számára (SEN & CHANDRA, 2009). Ezzel javul a tápanyagok növények általi felvehetősége is a hagyományos komposztálási eljárásokhoz képest (KAUSHIK & GARG, 2003). Biokémiai szempontból a vermikomposztálás egy olyan mezofil biooxidatív folyamat, mely során a földgiliszták mikroorganizmusokkal együtt alapvetően meghatározzák a lebontási folyamatokat, felgyorsítva a szervesanyag stabilizációját, megváltoztatva annak fizikai és biokémiai tulajdonságait (EDWARDS & BOHLEN, 1996; DOMINGUEZ, 2004; EDWARDS et al., 2004). A mikroorganizmus populáció összetételét jelentősen befolyásolják a vermikomposztálás során felhasznált giliszta fajok, és a kiindulási anyagok összetétele is (HUANG et al., 2013). A giliszták gyomrában található mikroorganizmus összetételéről (HUSSAIN et al., 2016) még kevés információ áll rendelkezésünkre. A vermikomposztálás során a giliszták számos mikroorganizmust el is fogyasztanak, ezek egy része nem pusztul el, sőt szaporodni is képes a giliszták bélrendszerében (EDWARDS & FLETCHER, 1988). A megemésztett anyagban jelenlévő baktériumok és sugárgombák száma a bélrendszeren keresztülhaladva akár 1000-szeresére is növekedhet (EDWARDS, 1988).

A mikroorganizmusok mellett a giliszták a bélrendszerükben képesek olyan enzimeket is kiválasztani, amelyek elősegítik a cellulóz, illetve fehérje tartalmú anyagok lebontását (HAND et al., 1988).

2. Vermikomposztálás abiotikus feltételei

A vermikomposztálás sikeres folyamatát azon abiotikus tényezők befolyásolják, amelyek a giliszták életfeltételeihez nélkülözhetetlenek. Ezek a nedvességtartalom, a kémhatás, a hőmérséklet, a levegőzöttség, a C/N arány, és a kiindulási anyagok összetétele.

Nedvességtartalom

A földgiliszták optimális fejlődése, szaporodása és tevékenysége szempontjából megfelelő nedvességtartalmú közegnek EDWARDS (1998) szerint a 60-80%-os tekinthető.

Kémhatás

A földgiliszták és a mikroorganizmusok széles pH tartomány (5,5-8,5) mellett képesek ellátni a feladatukat, azonban a semleges vagy közel semleges érték a legkedvezőbb számukra (YADAV & GARG, 2011).

Hőmérséklet

A földigiliszták érzékenyen reagálnak a hőmérséklet változására. Az optimális hőmérsékleti tartomány a 12-28 °C. Ez alatt és felett egyaránt csökken a földigiliszták szaporodása és a tevékenységük intenzitása is. A túl alacsony hőmérséklet mellett nem táplálkoznak, míg az extrém magas hőmérséklet a pusztulásukhoz vezethet (RIGGLE & HOLMES, 1994; YADAV & GARG, 2011).

Levegőztetés

Nincs speciális légzőszervük, a földigiliszták a bőrükön keresztül lélegeznek, így az oxigén jelenléte nélkülözhetetlen a vermikomposztálás alatt. Az *Eisenia fetida* faj egyedei képesek akár tömegesen is elvándorolni a vízzel telített, oxigénhiányos közegből (DOMINGUEZ & EDWARDS, 2011).

Kiindulási anyagok összetétele, C/N arány

A kiindulási anyagok összetétele kevésbé befolyásolja a vermikomposztálás folyamatát, hiszen csaknem valamennyi szervesanyag lebontására alkalmasak a földigiliszták. Az oxigén ellátottság miatt viszont az olaj tartalmú hulladékok jelenléte kedvezőtlenül befolyásolja a folyamatot (ISMAIL, 1997; YADAV & GARG, 2011). Továbbá a földigiliszták nagyon érzékenyek az ammónium jelenlétére, valamint nem tolerálják a magas szervesetlen sótartalmat sem. GUNADI és munkatársai (2002) szerint a megengedhető maximális sótartalom 0,5%.

LEE (1985) a földigilisztákat természetes közegükben vizsgálta és a C/N arány fontosságára hívta fel a figyelmet. BUTT (1993) papíripari iszapot vermikomposztált és az induláskor a 25 C/N arányt találta a legkedvezőbbnek, azzal a kiegészítéssel, hogy az egyes földigiliszták fajok eltérően reagálnak a különböző nitrogén forrásokra. NDEGWA és munkatársai (2000) ezt vizsgálva kísérletet állítottak be négyféle (10, 15, 20, 25) C/N aránnyal. Tapasztalataik szerint mind a mikroroganizmusok, mind a földigiliszták tevékenységére a 25 C/N arány bizonyult a legkedvezőbbnek, BUTT (1993) eredményével megegyezően.

3. A vermikomposztálás folyamata

A kutatások azt igazolják, hogy csaknem bármely szerves hulladék alkalmas lehet vermikomposztálásra kommunális eredetű szennyvíziszapok, cukorgyártásból (PRAMANIK, 2010; SUTHAR, 2010), papíriparból (BANU et al., 2001; ELVIRA et al., 1998), élelmiszeriparból (YADAV & GARG, 2011), textiliparból (KAUSHIK & GARG, 2004) származó iszapok különböző állati, növényi eredetű segédanyagok hozzáadásával.

A végtermék, azaz a vermikomposzt minősége szempontjából fontos nyomon követni a vermikomposztálás során lezajló fizikai, kémiai változásokat a kiindulási anyagoktól a kész vermikomposztig. A nemzetközi szakirodalom számos tanulmányban ismerteti a különböző vermikomposztálási kísérletek eredményeit, a vermikomposztálás folyamata alatt bekövetkező fizikai, kémiai változásokat.

3.1. Kémhatás változása a vermikomposztálás alatt

GARG és munkatársai (2006b) szerves hulladék (konyhai, kommunális, és mezőgazdasági hulladékanyag valamint textilipari iszap), tehéntrágya és talaj 6:3:1 arányú keverékével 3 ismétléses tenyészedény-kísérletet állítottak be. A kémhatás tekintetében a kiindulási anyagok 8,4-9,5 pH értéke a vermikomposztálás 100 napja alatt 7,7-8,3 értékre csökkent. GUPTA & GARG 2007-ben különböző arányban összekevert szennyvíziszap és tehéntrágya keverékét vizsgálva a kiindulási 8,0-8,2 pH értékről 6,8-7,7 értékre történő csökkenést figyeltek meg (GUPTA & GARG, 2008).

A cukornád termelés során értékes, talajjavításra alkalmas melléktermék keletkezik nagy mennyiségben, melyet SUTHAR (2009) vizsgált. A vermikomposztálási kísérletében 5 keveréket állított be szennyvíziszap és cukornád melléktermékből, a kiindulási pH 7,7-7,2 értékek 7,1-6,7-re csökkentek. KHWAIRAKPAM & BHARGAVA (2009) szennyvíziszap vermikomposztálását vizsgálták 45 napig laboratóriumi körülmények között. Az első 15 nap során hagyományos komposztálási technológiát alkalmaztak, ez alatt a kémhatás csökkenését tapasztalták, majd a giliszták behelyezését követő 15-30, illetve 30-45 nap között a pH 5,3-6,0 pH értékekről 6,6-7,2 értékekre emelkedett. MOLINA és munkatársai (2013) azokban a keverékekben a kémhatás csökkenését tapasztalták, ahol a kiindulási anyag (nyúltrágya + különböző arányban szennyvíziszap) eredeti kémhatása a lúgos tartományban (7,9-8,4) volt, míg azokban (nyúltrágya+különböző arányban cefre), ahol az eredeti kémhatás savanyú (6,0-6,7), ott pH növekedést tapasztaltak.

A folyamat során bekövetkező pH csökkenést a mikroorganizmusok lebontó tevékenysége következtében felszabaduló CO₂ és szerves savak okozhatják (ELVIRA et al., 1998). NDGEWA & THOMPSON (2000) szerint a pH csökkenésében szerepe lehet a nitrogén és foszfor átalakulási folyamatoknak is. PRAMANIK és munkatársai (2007) cikkükben a pH változás mögött e kettős hatás összeadódását feltételezik. A lebomlási folyamat során a szerves savak karboxil- és fenolos OH-csoportjai miatt a pH értékének csökkenését, míg az ammónium ionok (NH₄⁺) hatására növekszik a rendszer pH-ja. A két folyamat együttes hatásaként a vermikomposztok kémhatása semleges körüli.

HARTENSTEIN & HARTENSTEIN (1981) másik aspektusból közelítik meg a pH csökkenését. Szerintük a pH csökkenése azért fontos, mert magasabb pH érték mellett az ammónia könnyen volatilizálódik. Ugyanakkor a különböző kiindulási anyagok, hulladékok eltérő tulajdonságai alapján a pH érték emelkedése is előfordulhat a vermikomposztálás során (DATAR et al., 1997; HAIT & TARE, 2011; SINGH & KALAMDHAD, 2013).

3.2. Tápelemek és toxikus anyagok átalakulása a vermikomposztálás során

3.2.1. Nitrogén

A nitrogén egyrészt szerves kötésben, másrészt a növények számára felvehető szervetlen formában fordul elő a természetben. A szerves nitrogén egyfajta rezervoár, amely a szervesanyag átalakulása, lebomlása során válik a növények számára hozzáférhetővé. A földigiliszták bélrendszerében igen intenzív nitrogén mineralizáció folyik, mely a friss ürülékben még órákig folytatódik (BAROIS & LAVELLE, 1986; MARIANI et al., 2007), hozzájárulva a nitrogén növények általi felvehetőségéhez.

A vermikomposztálás során a kiindulási anyagok eredeti nitrogéntartalmától, valamint a lebomlás mértékétől függően változik a végtermék nitrogéntartalma (CRAWFORD, 1983). MITCHELL (1997) marhatrágya vermikomposztálását vizsgálva nem talált szignifikáns különbséget a kezdeti és a végső összes nitrogéntartalomban. PARVARESH és munkatársai (2004) 85% városi szennyvíziszapot és 15% zöldhulladékot tartalmazó hulladékot 9 hétig vermikomposztáltak, kontrollként gilisztá nélküli kezeléssel. Az első 7 hétben a gilisztás kezelésekben változó összes nitrogéntartalmat mértek, míg a hetedik héttől emelkedett az összes nitrogéntartalom. YADAV & GARG (2009) szignifikáns növekedést (1,25-3,37%) tapasztaltak az összes nitrogéntartalomban élelmiszeripari iszap és tehéntrágya különböző arányú keverékeinek vermikomposztálása során. KAUSHIK & GARG (2004) is hasonló eredményeket kaptak. Textilipari iszap vermikomposztálásakor 2,0-3,2% összes nitrogéntartalom növekedést tapasztaltak. NDEGWA & THOMPSON (2000) a kiindulási C/N arány szerepét vizsgálták a vermikomposztálás folyamatában, különböző C/N arányú szennyvíziszap és papíripari hulladék keverékek esetében. Az összes nitrogéntartalom növekedését a 25-ös C/N aránynál tapasztalták. Ugyanakkor BENITEZ és munkatársai (1999) 18 héten keresztül kétféle szennyvíziszap (50% anaerob papíripari + 50% aerob kommunális iszap) vermikomposztálását vizsgálták különös tekintettel az enzim aktivitásra. Az összes nitrogén vonatkozásában 36%-os csökkenést mértek.

A vermikomposztálás folyamatában a nitrogéntartalom növekedéséhez hozzájárulnak a földigiliszták által kiválasztott nitrogéntartalmú extraktumok, nyálkaanyagok, testnedvek, enzimek is (TRIPATHI & BHARDWAJ, 2004; SUTHAR & SINGH, 2008). Továbbá SUTHAR (2009) szerint az elpusztult földigiliszták bomlástermékei is.

3.2.1.1. Szerves C-tartalom és a C/N arány változása

A szerves C-tartalom a mikrobiális légzés során felszabaduló CO₂ formájában csökken, ugyanakkor a N-tartalom nő a földigiliszták hatására, így e két folyamat eredményeképpen a C/N arány csökken a vermikomposztálás alatt (SENAPATI et al., 1980).

A földgiliszták és a mikroorganizmusok együttes hatására a kiindulási anyagok szerves C-tartalma csökken, a felszabaduló CO₂-nak köszönhetően (YADAV & GARG, 2011). KAVIRAJ & SHARMA (2003) 20-45% szerves C-tartalom csökkenést tapasztaltak kommunális és ipari hulladékok esetében. ZHANG és munkatársai (2015) szennyvíziszap vermikomposztálása során 22,15%-os szerves C-tartalom csökkenést állapítottak meg.

A C/N arány változása jól tükrözi a szerves hulladék átalakulási, bomlási folyamatát a vermikomposztálás során. Meghatározza a N felvehetőségét a növények számára. Az indulási C/N arány optimális értéke PRAMANIK & CHUNG (2011) szerint 30 körüli, de nagyobb C/N arányú szerves hulladék is komposztálható. Ezt igazolják LIM és munkatársai (2015) adatai is, ahol az olajipari melléktermék és tehéntrágya keverékében a kezdeti C/N > 50 volt, és a vermikomposztálás végére a C/N arány 20 alá csökkent. SUTHAR (2007, 2009) a vermikomposztálás 90 napja alatt ugyancsak a C/N arány jelentős csökkenését figyelte meg cukorgyári melléktermék vermikomposztálásakor. GUPTA & GARG (2008) szennyvíziszap és tehéntrágya vermikomposztálásakor 105 nap után 57,9-85,2%-os C/N csökkenést tapasztaltak. KHWAIRAKPAM & BHARGAVA (2009) kísérleteiben a vermikomposzt C/N aránya 6-9, míg a hagyományos kontrollként használt komposztban 12. Ez is jelzi a földgiliszták intenzív szerepét a szerves anyagok stabilizálásban (NDGEWA & THOMPSON, 2000). SHRIMAL & KHWAIRAKPAM (2010) zöldség hulladék, tehéntrágya és fűrészpor különböző arányú keverékét vizsgálva 56,3-77,7% -os C/N arány csökkenést határozott meg a vermikomposztálás 42 napja alatt: a végső értékek 11-19 között változtak. HAIT & TARE (2011) kísérletében a szennyvíziszapból előállított vermikomposzt C/N aránya 5,97-9,36, a csökkenés mértéke 31,3-59,8% volt. EDWARDS (1998), illetve PADMAVATHIAMMA és munkatársai (2008) szerint a végtermékben a 20 alatti C/N arány a kedvező.

3.2.2. Foszfor

A foszfor a növények számára esszenciális tápelem, melynek meghatározó szerepe van a generatív szervek zavartalan működésében, nélkülözhetetlen a fotoszintézisben és a növények energiaháztartásában (ATP, ADP).

A nitrogénhez hasonlóan a vermikomposztálás során az összes foszfortartalom is nő a kiindulási anyagokhoz képest. SATCHELL & MARTIN (1984) 25%-os növekedést tapasztaltak az összes foszfortartalomban papíripari iszap vermikomposztálásakor. GHOSH és munkatársai (1999) kísérleteikben igazolták a giliszták meghatározó szerepét a foszfor átalakulási folyamatokban különböző szerves hulladékok esetében. A hagyományos komposztáláshoz képest a giliszták jelenlétében az intenzívebb mineralizációs folyamatnak köszönhetően nagyobb mértékben nőtt a növények számára felvehető foszfortartalom a vermikomposztban. GARG és munkatársai (2006a) különböző eredetű szervesanyagokat (konyhai-, mezőgazdasági hulladékok, textilipari és egyéb iszapok) vizsgálva szintén a felvehető foszfortartalom 1,4-6,5%-os növekedését tapasztalta a giliszták jelenlétében. Szennyvíziszap és tehéntrágya különböző arányú keverékeinek összes

P-tartalma a giliszták hatására kétszeresére nőtt (GUPTA & GARG, 2008). SANGWAN és munkatársai (2010) szintén 1,3-1,5 %-os növekedést mértek a teljes foszfortartalomban cukorgyári melléktermék vermikomposztálásakor. TAJBAKHSH és munkatársai (2008) gombakomposzt vermikomposztálásakor csaknem háromszoros foszfortartalom növekedést állapítottak meg. SUTHAR (2009) vizsgálta a felvehető foszfortartalmat is cukorgyári iszap esetében, ahol szintén növekedést tapasztalt. NAYAK és munkatársai (2013) szennyvíziszap, marhatrágya és fűrészpor keverékeinek vermikomposztálásakor mind az összes, mind a felvehető foszfortartalomban növekedést tapasztaltak.

A felvehető foszfortartalom növekedésében a gilisztáknak kétféle szerepe is lehet, közvetlenül a gyomrukban található enzimek (foszfátáz) által, míg közvetve a mikroflóra tevékenységének stimulálásával (GOSH et al., 1999; YADAV & GARG, 2011).

3.2.3. Kálium

A kálium a harmadik legfontosabb makroelem a nitrogén és a foszfor után. Alapvetően meghatározza a sejtek ozmotikus potenciálját, a növényi sejtek és szövetek turgorát, befolyásolja a vízgazdálkodást. Nagymértékben javítja a növényekben a vízfelhasználás hatékonyságát.

A kiindulási anyag káliumtartalmához képest YADAV & GARG (2011) 39,5-50%-os növekedést állapítottak meg, míg OROZCO és munkatársai (1996) káliumtartalom csökkenésről számoltak be kávégyártás során keletkezett hulladék vermikomposztálásakor. SUTHAR (2009) a felvehető kálium tekintetében csökkenést tapasztalt a cukorgyári iszap vermikomposztálása során. Ezzel összhangban számos kutató számol be arról, hogy a vermikomposztálás során keletkező csurgalékvízben nagyobb káliumtartalmat mértek (BENITEZ et al., 1999).

Az összes káliumtartalom növekedésében SHARMA (2003) megítélése szerint a giliszták gyomrában található nagyszámú mikroflórának lehet meghatározó szerepe. SUTHAR (2009) a káliumtartalom csökkenését azzal magyarázza, hogy a giliszták saját működésükhöz is hasznosíthatják a kálium egy részét. Megítélése szerint az ellentmondások kiküszöbölésére a kálium átalakulását a vermikomposztálás során tovább kell kutatni.

3.4. Nehézfém tartalom változása a vermikomposztálás alatt

A szennyvíziszapok alkalmasak lehetnek tápanyagok utánpótlására, és mintegy átvehetik az egyre kisebb mennyiségben keletkező állati eredetű trágyák szerepét. A hasznos anyagok mellett azonban káros hatású vegyületek, köztük nehézfémek is előfordulnak az iszapban (SIMON et al., 2000). Így a szennyvíziszapból előállított vermikomposzt tartalmazhat nagyobb mennyiségben nehézfémeket (GUPTA & GARG, 2008). Kis mennyiségben ezek az elemek esszenciálisak lehetnek a növények számára, de nagyobb koncentrációban káros hatással vannak a növényi fejlődésre (WHITTLE & DYSON, 2002). Bár a nehézfémek egy része a talaj szervesanyagaival komplexeket képezve nem kerül be a táplálékláncba, mégis a

vermikomposzt mezőgazdasági alkalmazása előtt fontos ismerni annak nehézfém tartalmát.

GUPTA & GARG (2008) a Pb kivételével a Fe-, Cu-, Zn- és Cr koncentrációjában valamennyi keverékükben megnövekedett összes fémtartalmat tapasztaltak. Összehasonlítva a kész vermikomposzt összes Fe-, Cu-, Zn-, Cd-, Cr-tartalmát a kiindulási anyagokkal YADAV & GARG (2011) szintén növekedést tapasztaltak. DEOLALIKAR és munkatársai (2005) szerint a nehézfém tartalom növekedése mögött elsősorban a szervesanyag lebomlásából, átalakulásából adódó súly és térfogat csökkenés állhat. Valamennyi szerző fontosnak tartja megemlíteni, hogy a vermikomposzt megnövekedett nehézfém tartalma sehol nem lépi túl a környezetvédelmi szempontból meghatározott határértékeket, így alkalmazásuk nem veszélyezteti a környezetet.

Ugyanakkor KHWAIRAKPAM & BHARGAVA (2009) szerint a szennyvíziszap összes Mn-, Zn-, Pb- és Cu-tartalma a vermikomposztálás során kis mértékben csökkent. LIU és munkatársai (2012) kommunális szennyvíziszap 120 napig tartó vermikomposztálását vizsgálták, az eredményeik alapján az összes Cu-, Cd-, Zn-, Pb- és Ni-tartalom is jelentős mértékben csökkent. KIZILKAYA & TÜRKAY (2014) anaerob szennyvíziszap, tehéntrágya és mogyoróhéj különböző keverékeit laboratóriumi körülmények között vermikomposztálták. 90 napig tartó kísérletükben 15 naponként vizsgálták a Zn-, Cu-, Cd-, Pb-, Ni- és Cr-tartalmat, az idő előrehaladtával csökkenést tapasztaltak. Legnagyobb mértékben a Zn tartalom csökkent (74,6-98,3%), legkisebb mértékben a Cu-tartalom (2,1-32%). A fenti eredményekkel párhuzamosan KIZILKAYA & TÜRKAY (2014) földigiliszták szöveteiben a legnagyobb mennyiségben Zn-t, és legkisebb mennyiségben Cu-t mértek.

A vermikomposztálás során a földigiliszták képesek akkumulálni egyes nehézfémeket, amely hozzájárul a végtermék kisebb összes nehézfém tartalmához (GARG & KAUSHIK, 2005; GUPTA et al., 2005). Ugyanakkor a bioakkumuláció vonatkozásában a kutatók egymástól eltérő eredményeket is tapasztaltak, pl. Ni tartalom tekintetében a földigiliszták szöveteit vizsgálva BEYER és munkatársai (1982) nem tapasztaltak Ni akkumulációt, míg LIU és munkatársai (2012) szerint az *Eisenia fetida* képes a nikkelt akkumulációjára. SONG és munkatársai (2014) marhasértéstrágya és gombakomposzt vermikomposztálási kísérletében felhívják a figyelmet arra, hogy a kiindulási anyagok nehézfém tartalma is döntően meghatározza a végtermék elem tartalmát.

ZHENG és munkatársai (2007) szerint az összes nehézfém tartalom, mint potenciális környezeti veszély fontos tényező, de a vermikomposztálás során a növények számára felvehető nehézfém tartalom alakulását is ismernünk kell (IWEGBUE et al., 2007; HAIT & TARE, 2012). E tekintetben SONG és munkatársai (2014) As-, Pb-, Cu-, és Zn esetében is csökkenést tapasztaltak, hasonlóan WALTER és munkatársai (2006), SUTHAR (2009), és SINGH & KALAMDHAD (2013) eredményeihez.

A felvehető elem tartalom csökkenésének hátterében két ok állhat (SONG et al., 2014). Egyrészt a giliszták tevékenységének hatására a vermikomposzt összetettebb humuszanyagokkal rendelkezik, amely erősebb, stabilabb fémkomplexek

kialakulását eredményezi (HAIT & TARE, 2012), különös tekintettel a Cu és Zn esetében (KANG et al., 2011). Másrészt a giliszták bioakkumulációjának köszönhetően is csökkenhet a kiindulási nehézfém-tartalom (SUTHAR & SINGH, 2008). Különösen szennyvíziszapok esetében van jelentősége annak, hogy a földigiliszták képesek akkumulálni a nehézfémeket részben a bőrükön, részben a gyomrukon keresztül (SUTHAR et al., 2014; LIM et al., 2015).

Bár a vermikomposztálás alkalmazása esetén a földigiliszták nehézfém-akkumulációs képességét a szennyvíziszapok szennyezőanyag-tartalmának csökkentése érdekében kihasználhatjuk, a túlzottan nagy környezeti koncentrációk toxikusak a gilisztákra. A földigiliszták eltérő mértékben érzékenyek a nehézfémekre és a fémek speciációira (SINGH & KALAMDHAD, 2013; KUMAR et al., 2008). A leginkább toxikus elemek a réz és a kadmium (Cu és Cd: 1,5 és 0,1 g kg⁻¹) (KUMAR et al., 2008).

Másrészt a földigiliszták fontos zsákmányállatok a táplálékláncban, így a nehézfémekkel szennyezett földigiliszták új környezeti veszélyforrást jelenthetnek (MOHEE & SOOBHANY, 2014). Fentiek miatt a magas szennyezőanyag-tartalmú anyagok esetében alkalmazott vermikomposztálási technológiákban ajánlott lehet a giliszták elszeparálása, hogy ne maradjanak jelen a talajjavító végtermékben (KUMAR et al., 2008).

3.5. Szerves szennyezők változása a vermikomposztálás során

A szerves szennyezőanyagok eltávolításában rendszerint döntő szerepet játszik a lebontás és a párolgás. A vermikomposztálás során a hőmérsékletet 15-25 °C között kell tartani (ez az optimális tartomány a giliszták számára), azonban így csak a leginkább illékony anyagok tudnak párolgás útján távozni a komposztból. Ugyanakkor azzal a feltételezéssel is lehet élni, hogy ezek a legillékonyabb komponensek már a szennyvíztisztítási eljárások közben evaporálnak, így a vermikomposztálás során a fő szennyeződés eltávolító folyamat a lebontás lesz. A szerves szennyeződések a degradáció során átalakulnak ásványi anyagokká, metabolitokká, mikrobiális biomasszává és nem extrahálható szermaradékká (NER - *Not-Extractable Residues*). A nem extrahálható maradékok különböző fizikokémiai kölcsönhatások vagy mikrobiális aktivitás által, a humuszképződés során jönnek létre (BOLLAG et al., 1992; KÄSTNER et al., 1999; NOWAK et al., 2013).

A földigiliszták emésztőrendszerét és az általuk hátrahagyott ürüléket vizsgálva azokban *Pseudomonas*, *Paenibacillus*, *Azoarcus*, *Burkholderia*, *Spiroplasma*, *Acaligenes* és *Acidobacterium* mikroba fajokat találtak, amelyek mind ismert szénhidrogénbontók. Néhány szénhidrogénbontó gomba is megtalálható a földigiliszták emésztőrendszerében, például a *Penicillium*, *Mucor* és *Aspergillus*. A *Mucor* még a poliklórozott bifenileket is képes bontani (PATHMA & SAKTHIVEL 2012).

A giliszták mechanikai aktivitása és a mikroorganizmusokat támogató hatásuk a tisztítási folyamatok alatt elméletileg hasznosabbak, mint a szerves szennyeződés felvevő és felhalmozó képességük. Kimutatások bizonyítják, hogy a giliszták

testének szerves szennyeződés terhelhetősége jellemzően alacsony (GEVAO et al., 2001).

3.6. Patogének a vermikomposztálás során

A vermikomposztálással szemben az egyik fő kétség, hogy hiányzik a folyamatból a termofil fázis. Mindazonáltal a kutatók egyetértenek abban, hogy a vermikomposztálás képes csökkenteni a patogén szervezetek jelenlétét a szerves hulladékokban (EASTMAN et al., 2001; MONROY et al., 2009; DOMINGUEZ & EDWARDS, 2011; LIM et al., 2016).

Az *Escherichia coli* (*E. coli*) baktériumot önmagában általában nem tekintjük patogén szervezetnek, de nagyon gyakori és jól használható mutatója a fekáliás szennyezéseknek, ezáltal indikátora lehet a valódi kórokozók esetleges jelenlétének. KHWAIRAKPAM & BHARGAVA (2009) ennek a baktériumnak a jelenlétét vizsgálták különböző gilisztafajok tevékenysége során, eredményeik alapján csaknem 100%-os csökkenést tapasztaltak a teljes és a fekáliás Coliform esetében is. YADAV és társai (2012) szintén csökkenést tapasztaltak a Coliform baktériumok mellett a Salmonella mennyiségében is.

A patogének számának csökkenésében a földigiliszták szerepe összetett (SOOBHANY et al., 2017). MONROY és társai (2009) megállapításai szerint a patogén szervezetek számának csökkenése mögött a földigiliszták rövidtávú indirekt hatása áll: a patogének inaktiválása a földigiliszták gyomrában következhet be (AIRA et al., 2002). SINHA és munkatársai (2010) szerint a giliszták olyan antibiotikumokat termelnek, amelyek elpusztítják a patogén szervezeteket. BROWN & MITCHELL (1981) meglátása szerint a földigiliszták saját baktérium flórája és a patogén szervezetek közötti kompetíció, illetve antagonizmus vezet a patogének számának csökkenéséhez.

4. Szennyvíziszap vermikomposztálásának előnyei a hagyományos komposztáláshoz képest

A vermikomposztálás folyamatának időigénye a hagyományos komposztálás időigényének mindössze 50%-a (VISVANATHAN et al., 2005). A gilisztaürülék mérettartományának köszönhetően a vermikomposzt szemcseméret-eloszlása, szerkezetessége kedvezőbb a hagyományos komposzténál: a 3,0-3,5 mm méretű szemcséi a giliszták által kiválasztott exudátumoknak köszönhetően jelentősen javítják a talajszemcsék aggregátum stabilitását (DOMINGUEZ et al., 1997; DOMINGUEZ & EDWARDS, 2011; FORNES et al., 2012). A vermikomposzt nagyobb mennyiségben tartalmaz a növények számára felvehető tápanyagokat (N, P, K, Ca, Mg) (ATIYEH et al., 2000; NDEGWA & THOMPSON, 2000; KUSHIK & GARG, 2003; PADMAVATHIAMMA et al., 2008; SOLIS-MEJIA et al., 2012; SUTHAR et al., 2015). A vermikomposzt gazdagabb mikroflórájú, nagyobb mikrobiális aktivitású termék, mint a hagyományos komposzt (TRIGO et al., 1999; LAZCANO et al., 2008; DOMINGUEZ & EDWARDS, 2011). A giliszták bélcsatornájában élő és az ürülék

gazdagító specifikus mikroorganizmusok által szintetizált növényi hormonhatású ún. PGR (*Plant Growth Regulators*) anyagok által (TOMATI et al., 1987; GALLI et al., 1990) a vermikomposztnak növényi növekedés-serkentő hatása is van.

A vermikomposztálással kapcsolatos kutatások áttekintése alapján megállapítható, hogy a kutatások a vermikomposztot általában jobb minőségű termékként jellemzik a hagyományos komposzthoz képest, amelynek a piaci értéke is nagyobb (NDEGWA & THOMPSON, 2000).

Összefoglalás

A szennyvíziszap hasznosításának perspektivikus lehetősége hazánkban a mezőgazdasági célú felhasználás. Lehetőség van a víztelenített szennyvíziszap ún. injektálására, illetve a komposztálás utáni hasznosításra. A komposztálás egyik speciális válfaja a vermikomposztálás, amikor a kiindulási alapanyagokat gilisztákkal, vagy gilisztákban gazdag humusszal keverik, így a lebontás hatékonyságát a giliszták keverő hatásával, illetve lebontó tevékenységükkel növelik. A különböző életformátípusokba sorolt fajok közt szélsőséges körülményekhez alkalmazkodott, kizárólag trágya-, illetve komposztlakók is megtalálhatók, vagyis azok a fajok, amelyek bomlásban lévő szervesanyagok további feltárásában vesznek részt. Így a vermikomposztálás szempontjából jelentős fajok *Eisenia sp.*, *Eudrilus eugeniae*, és *Perionyx excavatus*.

A vermikomposztálás szerepének, lehetőségeinek vizsgálatok a hagyományos komposztálással való összehasonlítás elkerülhetetlen.

A vermikomposzt előállításának legfontosabb szempontja a giliszták optimális életkörülményeinek biztosítása, elsősorban a hőmérséklet, nedvességtartalom, levegőzöttség tekintetében. Ez többlet odafigyelést igényel.

A hagyományos komposztálás egyik fontos jellemzője a termofil fázis, mely során a szennyvíziszapban található patogén szervezetek elpusztulnak. A vermikomposztálás során a földgiliszták hőérzékenysége miatt, kimarad a termofil fázis, azonban a földgiliszták tevékenységének, jelenlétének köszönhetően hasonló sterilitás érhető el.

Tápanyagtartalom vonatkozásában a vermikomposzt nagyobb mennyiségben tartalmaz összes és felvehető makrotápelemet a hagyományos komposztokhoz képest. A vermikomposztálás további előnye a földgiliszták által kiválasztott növényi hormonhatású anyagok jelenléte.

Környezetvédelmi szempontból a földgiliszták nehézfém akkumulációs képessége, valamint a speciális bélflóra által biztosított szerves szennyezők lebontásában való szerepük hozzájárulhat a szennyvíziszapok vermikomposztálásának jövőbeni terjedéséhez.

Miközben a vermikomposzt számos előnnyel rendelkezik, hazánkban való elterjedéséhez még jó néhány akadályt le kell győznie. A földtulajdonosok sok esetben a szennyvíziszap komposztra nem tápanyag- és talajjavító anyagként gondolnak, hanem sokkal inkább kockázatos hulladékként, amelyek használatával elszennyezhetik talajukat és a rajta termő növényeket. Habár számtalan szennyvíziszappal kapcsolatos ismeretanyag létezik, a hazai körülmények közötti

hosszú távú hatások vizsgálatáról szóló, a jelenkor aggályait is taglaló eredmények még hiányoznak.

A vermikomposztálás tehát perspektivikus, innovatív technológia a szennyvíziszap hasznosítás terén. Azok a szennyvíziszapok, szennyvíziszap komposztok, amelyek szennyező anyag tartalmuk miatt nem felelnek meg az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet alapján a mezőgazdasági felhasználásra, a vermikomposztálás révén arra alkalmassá tehetők.

Kulcsszavak: szennyvíziszap komposzt, vermikomposztálás, *Eisenia fetida*

A munka a HU09-0095-A1-2016 számú „Innovatív vermikomposztálási technológia fejlesztése kommunális szennyvíziszap újrahasznosítására” című projekt támogatásával készült.

Irodalom

- AIRA, M., MONROY F., DOMINGUEZ, J., MATO, S. 2002. How earthworm density affects microbial biomass and activity in pig manure. *Eur J Soil Biol.* **38**. 7-10.
- ALEXA, L. & DÉR, S. 2001. Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat, Profikomp Kft., Gödöllő. 264.
- ATIYEH, R.M., SUBLER, S., EDWARDS, C.A., BACHMAN, G., METZGER, J.D., SHUSTER, W. 2000. Effect of vermicompost on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia.* **44**. 579-590.
- BANU, J.R., LOGAKANTHI, S., VIJAYALAKSHMI, G.S. 2001. Biomangement of paper mill sludge using an indigenous (*Lampito mauritii*) and two exotic (*Eudrilus eugineae* and *Eisenia foetida*) earthworms. *J. Environ Biol.* **22**. 181-185.
- BAROIS, I. & LAVELLE, P. 1986. Changes in respiration rate and some physicochemical properties of a tropical soil during transit through *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochéta). *Soil Biology & Biochemistry.* **18**. 539-541.
- BENITEZ, E., NOGALES, R., ELVIRA, C., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B. 1999. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludge composting with *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* **67**. 297-303.
- BEYER, W.N., CHANEY, R.L., MULHERN B.M. 1982. Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* **11**. 381-385.
- BOLLAG, J.M., MYERS, C.J., MINARD, R.D. 1992. Biological and chemical interactions of pesticides with soil organic matter. *Sci. Total Environ.* **123-124**. 205-217.

- BOUCHE, M.B. 1987. Emergence and development of vermiculture and vermicomposting: From a hobby to an industry, from marketing to a biotechnology, from irrational to credible practices. In: Bonvicinni Paglioi, A.M., Omodeo, P. (Eds.), On Earthworms Proceedings of International Symposium on Earthworms. Selected Symposia and Monographs Unione Zoologica Italiana, 2, Mucchi Modena, 519-531.
- BROWN, B.A. & MITCHELL M.J. 1981. Role of the earthworm, *Eisenia fetida*, in affecting survival of *Salmonella enteritidis* ser. Typhimurium. *Pedobiologia*. **22**. 434-438.
- BUCHANAM, M.A., RUSSELL, E., BLOCK, S.D. 1988. Chemical characterization and nitrogen mineralization potentials of vermicompost derived from differing organic wastes. In: Edwards C.A., Neuhauser E.F., editors. Earthworms in Environmental and Waste Management. SPB Academic Publishing; The Netherlands. 231-240.
- BUTT, K.R. 1993. Utilisation of solid paper-mill sludge and spent brewery yeast as feed for soil-dwelling earth worms. *Bioresour. Technol.* **44**. 105-107.
- CRAWFORD, J.H. 1983. Review of composting. *Process Biochem.* **18**. 14-15.
- DARWIN, C.R. 1881. The Formation of Vegetable Mould through the Action of Worms, with Observations on Their Habits. Murray, London.
- DATAR, M.T., RAO, M.N., REDDY, S. 1997. Vermicomposting- a technological option for solid waste management. *J. Solid Waste Technol. Manag.* **24**. 89-93.
- DEOLALIKAR, A.V., MITRA, A., BHATTACHARYEE, S., CHAKRABORTY, S., 2005. Effect of vermicomposting process on metal content of paper mill solid waste. *J. Environ.Sci. Eng.* **47**. 81-84.
- DOMINGUEZ, J. 2004. State of the art and new perspectives on vermicomposting research. In: Edwards, C.A. (ed.), *Earthworm Ecology* 2nd Edition, 401-424. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- DOMINGUEZ, J., EDWARDS, C.A., SUBLER, S. 1997. A comparison of vermicomposting and composting. *BioCycle*. **38**. 57-59.
- DOMINGUEZ, J. & EDWARDS, C.A. 2011. Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting in Vermiculture Technology, Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management; 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300 Boca Raton, FL 33487-2742; 978-1-4398-0988-4
- EASTMAN, B.R., KANE, P.N., EDWARDS, C.A., TRYTEK, L., GUNADI, B., STERMER, L., MOBLEY, J.R. 2001. The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization. *Compost Sci. Utilization*. **9**. 38-49.
- EDWARDS, C.A. 1988. Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworm. *Agric. Ecosyst. Environ.* **24**. 21-31.
- EDWARDS, C.A. 1998. The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes. In: Edwards CA (ed) *Earthworm ecology*. St. Lucie Press, Boca Raton. 327-354.
- EDWARDS, C.A. & BATER, J.E. 1992. The use of earthworm in environmental management. *Soil Biol. Biochem.* **24**. 1683-1689.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*, 3rd Ed. Chapman and Hall: London.

- EDWARDS, C.A., DOMINGUEZ, J., ARANCON, N.Q. 2004. The influence of vermicomposts on plant growth and pest incidence. In Shakir, S.H. & Mikhail, W.Z.A. (eds), Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century, El Cairo, Egypt. 397-420.
- EDWARDS, C.A. & FLETCHER, K.E. 1988. Interactions between earthworms and microorganisms in organic matter breakdown. *Agric. Ecosyst. Environ.* **24**. 235-247.
- ELVIRA, C., SAMPEDRO, L., BENITEZ, E., NOGALES, R. 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: a pilot scale study. *Bioresour. Technol.* **63**. 205-211.
- EPSTEIN, E. 1997. The science of composting. Technomic Publication. Lancaster.
- FORNES, F., MENDONZA-HERNÁNDEZ, D., GRACÍA-DE-LA-FUENTE, R., ABAD, M., BELDA, R.M. 2012. Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresour. Technol.* **118**. 296-305.
- GAJALAKSHMI, S. & ABBASI, S.A. 2004. Neem leaves as a source of fertilizer-cum-pesticide vermicompost. *Bioresour. Technol.* **92**. 291-296.
- GALLI, E., TOMATI, U., GRAPPELLI, A., DI LENA, G. 1990. Effect of earthworm casts on protein synthesis in *Agaricus-bisporus*. *Biol. Fertil. Soils.* **9**. 290-291.
- GARG, V.K. & KAUSHIK, P. 2005. Vermistabilization of Textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* **96**. 1063-1071.
- GARG, P., GUPTA, A., SATYA, S. 2006a. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Bioresour. Technol.* **97**. 391-395.
- GARG, V.K., KAUSHIK, P., DILBAGHI, N. 2006b. Vermiconversion of wastewater sludge from textile mill spiked with anaerobically digested biogas plant slurry employing *Eisenia foetida*. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **65**. 412-419.
- GEVAO, B., MORDAUNT, C., SEMPLE, K.T., PEARCE, T.G., JONES, K.C. 2001. Bioavailability of nonextractable (bound) pesticide residues to earthworms. *Environ. Sci. Technol.* **35**. 501-507.
- GHOSH, M., CHATTOPADHYAY, G.N., BARAL, K. 1999. Transformation of phosphorus during vermicomposting. *Bioresour. Technol.* **69**. 149-154.
- GUNADI, B., BLOUNT, C., EDWARDS, C. A. 2002. The growth and fecundity of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiologia.* **46**. 15-23.
- GUPTA, S.K., TEWARI, A., SRIVASTAVA, R., MURTHY, R.C., CHANDRA, S. 2005. Potential of *Eisenia foetida* for sustainable and effective vermicomposting of fly ash. *Water Air Soil Poll.* **163**. 293-302.
- GUPTA R. & GARG, V.K. 2008. Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *J. Hazard. Mater.* **153**. 1023-1030.
- HAND, P., HAYES, W.A., FRANKLAND, J.C., SATCHELL, J.E. 1988. The vermicomposting of cow slurry. In: *Earthworms in Waste and Environmental Management*. The Hague : SPB Academic Publishing, Netherlands. 49-63.

- HUANG, K., LI, F., WEI, Y., CHEN, X., FU, X. 2013. Changes of bacterial and fungal community compositions during vermicomposting of vegetable wastes by *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* **150**. 235-241.
- HAIT, S. & TARE, V. 2011. Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bioresour. Technol.* **102**. 2812-2820.
- HAIT, S. & TARE, V. 2012. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **79**. 214-224.
- HARTENSTEIN, R. & HARTENSTEIN, F. 1981. Physicochemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*. *J. of Environ. Quality.* **10**. 372-376.
- HUSSAIN, N., ABBASI, T., ABBASI, S.A. 2016. Vermiremediation of an invasive and pernicious weed salvinia (*Salvinia molesta*). *Ecol Eng.* **91**. 432-440.
- ISMAIL, S.A. 1997. Vermicology "Biology of Earthworms". Orient Longman Ltd, Chennai.
- IWEGBUE, C.M.A., EMUH, F.N., ISIRIMAH, N.O., EGUN, A.C. 2007. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. *Afr. J. Biotechnol.* **6**. 67-78.
- KANG, J., ZHANG, Z., WANG, J.J. 2011. Influence of humic substances on bioavailability of Cu and Zn during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* **102**. 8022-8026.
- KAUSHIK, P., GARG, V.K. 2003. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresour. Technol.* **90**. 311-316.
- KAUSHIK, P. & GARG, V.K. 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresour. Technol.* **94**. 203-209.
- KAVIRAJ, S. & SHARMA, S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresour. Technol.* **90**. 169-173.
- KÄSTNER, M., STREIBICH, S., BEYRER, M., RICHNOW, H.H., FRITSCH, W. 1999. Formation of bound residues during microbial degradation of [¹⁴C] anthracene in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* **65**. 1834-1842.
- KHWAIRAKPAM, M. & BHARGAVA, R. 2009. Vermitechnology for sewage sludge recycling. *J. Hazard. Mater.* **161**. 948-954.
- KIZILKAYA, R., HEPŞEN TÜRKAY, F.Ş., 2014. Vermicomposting of anaerobically digested sewage sludge with hazelnut husk and cow manure by earthworm *Eisenia foetida*. *Compost Science & Utilization.* **22**. 68-82.
- KUMAR, S., SHARMA, V., BHOYAR, R.V., BHATTACHARYYA, J.K., CHAKRABARTI, T. 2008. Effect of heavy metals on earthworm activities during vermicomposting of municipal solid waste. *Water Environ. Res.* **80**. 154-161.
- LAZCANO, C., GÓMEZ-BRANDÓN, M., DOMÍNGUEZ J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere.* **72**. 1013-1019.

- Lee, K.E. 1985. Earthworms: their ecology and relationships with soil and land use. Academic Press, Sydney. 411.
- LIM, P.N., WU, T.Y., CLARKE, C., DAUD, N.N.N. 2015. A potential bioconversion of empty fruit bunches into organic fertilizer using *Eudrilus eugeniae*. Int. J. Environ. Sci. Technol. **12**. 2533-2544.
- LIM, S.L., LEE, L.H., WU, T.Y. 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. J. Clean Prod. **111**. 262-278.
- LIU, F., ZHU, P., XUE, J. 2012. Comparative study on physical and chemical characteristics of sludge vermicomposted by *Eisenia fetida*. Procedia Environmental Sciences. **16**. 418-423.
- MARIANI, L., JIMENEZ J.J., ASAKAWA, N., THOMAS R.J., DECAËNS, T. 2007. What happens to earthworm casts in the soil? A field study of carbon and nitrogen dynamics in Neotropical savannahs. Soil Biology and Biochemistry. **39**. 757-767.
- MARTENS, D.-A. & FRANKENBERGER, W.-T. JR. 1992. Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. Agron. J. **84**. 707-717.
- MITCHELL, A. 1997. Production of eisenia foetida and vermicompost from feed lot cattle manure. Bioresour. Technol. **88**. 197-206.
- MOHEE, R. & SOOBHANY, N. 2014. Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: Past and present. Resources, Conservation and Recycling **92**. 206-213.
- MOLINA, M.J., SORIANO, M.D., INGELMO, F., LINARES, J. 2013. Stabilisation of sewage sludge and vinasse bio-waste by vermicomposting with rabbit manure using eisenia fetida. Bioresour. Technol. **137**. 88-97.
- MONROY, F., AIRA, M., DOMINGUEZ, J. 2009. Reduction of total coliform numbers during vermicomposting is caused by short-term direct effects of earthworms on microorganisms and depend on the dose of application of pig slurry. Science of the Total Environ. **407**. 5411-5416.
- NAYAK, A.K., VARMA, S., KALAMDHAD, A.S., 2013. Effects of various C/N ratios during vermicomposting of sewage sludge using *Eisenia fetida*. J. Environ. Sci. Technol. **6**. 63-78.
- NDEGWA, P.M., THOMPSON, S.A., DAS, K.C. 2000. Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. Biores. Technol. **71**. 5-12.
- NDEGWA, P.M. & THOMPSON, S.A. 2000. Effect of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. Bioresour. Technol. **75**. 7-12.
- NOWAK, K.M., GIRARDI, C., MILTNER, A., GEHRE, M., SCHÄFFER, A., KÄSTNER, M. 2013. Contribution of microorganisms to non-extractable residue formation during biodegradation of ibuprofen in soil. Sci. Tot. Environ. **445-446**. 377-384.
- OROZCO, F.H., CEGARRA, J., TRUJILLO, L.M., ROIG, A. 1996. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia foetida*: effects on C and N contents and the availability of nutrients. Biol. Fertil. Soils **22**. 162-166.

- PADMAVATHIAMMA, P.K., LI, L.Y., KUMARI, U.R. 2008. An experimental study of vermi-biowaste composting for agricultural soil improvement. *Bioresour. Technol.* **99**. 1672-1681.
- PARVARESH, A., MOHAHEDIAN, H., HAMIDIAN, L. 2004. Vermistabilization of municipal wastewater sludge with *Eisenia fetida*. *Iranian J. Env. Health Sci.Eng.* **1**. 43-50.
- PATHMA, J. & SAKTHIVEL, N. 2012. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *SpringerPlus*.**1**.26.
- PRAMANIK, P. 2010. Changes in microbial properties and nutrient dynamics in bagasse and coir during vermicomposting: quantification of fungal biomass through ergosterol estimation in vermicompost. *Waste Mgmt.* **30**. 787-791.
- PRAMANIK, P., GHOSH, G.K., GHOSAL, P.K., BANIK, P. 2007. Changes in Organic-C, N, P and K and enzyme activities in vermicomposts of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresour Technol.* **98**. 2485-2494.
- PRAMANIK, P. & CHUNG, Y.R. 2011. Changes in fungal population of fly ash and vinasse mixture during vermicomposting by *Eudrilus eugeniae* and *Eisenia fetida*, Documentation of cellulose isozymes in vermicompost. *Waste Manage.* **31**. 1169-1175.
- RIGGLE, D. & HOLMES, H. 1994. New horizons for commercial vermiculture. *Biocycle.* **35**. 58-62.
- SANGWAN, P., KAUSHIK, C.P., GARG, V.K. 2010. Vermicomposting of sugar industry waste (pressmud) mixed with cow dung employing an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Waste Mgmt. Res.* **28**.71-75.
- SATCHELL J.E. & MARTIN, K. 1984. Phosphate activity in earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem.* **16**. 191-194.
- SEN, B. & CHANDRA, T.S. 2009. Do earthworms affect dynamics of functional response and genetic structure of microbial community in a lab-scale composting system? *Biores. Technol.* **100**. 804-811.
- SENAPATHI, B.K., DASH, M.C., RANE, A.K., PANDA, B.K. 1980. Observation on the effect of earthworms in the decomposition process in soil under laboratory conditions. *Comp. Physiol. Ecol.* **5**. 140-142.
- SHARMA, K.S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresource. Technol.* **90**. 169-173.
- SHRIMAL, S. & KHWAIRAKPAM, M. 2010. Effect of C/N ratio on vermicomposting of vegetable waste. *Dynamic Soil & Dynamic Plants.* **4**. 89-95.
- SIMON, L., PROKISCH, J., GYŐRI, Z. 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan.* **49**. 247-255.
- SINGH, J. & KALAMDHAD, A.S. 2013. Reduction of bioavailability and leachability of heavy metals during vermicomposting of water hyacinth. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **20**. 8974-8985.

- SINHA, R.K., HERAT, S., AGARWAL, S., ASADI, R., CARRETERO, E. 2002. Vermiculture and waste management: study of action of earthworms *Eisenia fetida*, *Eudrilus eugeniae* and *Perionyx excavatus* on biodegradation of some community wastes in India and Australia. *Environmentalist*. **22**. 261-268.
- SINHA, R.K., HERAT, S., VALANI, D. 2010. Earthworms – The Environmental Engineers: Review of Vermiculture Technologies for Environmental Management & Resource Development; *Int. J. of Environmental Engineering*, In Rajiv K Sinha, Sunil Herat Sunita Agarwal (Eds.) Special Issue on 'Vermiculture Technology for Environmental Management and Resource Development.' **10**. 265-292.
- SOLIS-MEJIA, L., ISLAS-ESPINOZA, M., ESTELLER, M.V. 2012. Vermicomposting of sewage sludge: earthworm population and agronomic advantages. *Compost Sci. Util.* **20**. 11-17.
- SONG, X., LIU, M., WUA, D., QI, L., YE, C., JIAO, J., HU, F. 2014. Heavy metal and nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues. *Waste Manag.* **34**. 1977-1983.
- SOOBHANY, N., MOHEE, R., GARG, V.K. 2017. Inactivation of bacterial pathogenic load in compost against vermicompost of organic solid waste aiming to achieve sanitation goals: A review. *Waste Management*. **67**. 51-62.
- SUTHAR, S. 2007. Vermicomposting potential of *Perionyx sansibaricus* (Perrier) in different waste materials. *Bioresour Technol.* **98**. 1231-1237.
- SUTHAR, S. & SINGH, S. 2008. Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry. *Sci. Total. Environ.* **394**. 237-243.
- SUTHAR, S. 2009. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *J. Hazard. Mater.* **163**. 199-206.
- SUTHAR, S. 2010. Recycling of agro-industrial sludge through vermitechnology. *Ecol. Eng.* **36**. 1028-1036.
- SUTHAR, S., SAJWAN, P., KUMAR, K. 2014. Vermiremediation of heavy metals in wastewater sludge from paper and pulp industry using earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **109**. 177-184.
- SUTHAR, S., KUMAR, K., MUTIYAR, P.K. 2015. Nutrient recovery from compostable fractions of municipal solid wastes using vermitechnology. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. **17**. 174-184.
- TAJBAKSH, J., ABDOLI, M.A., MOHAMMADI, G.E., ALAHDADI, I., MALAKOUTI, M.J. 2008. Trend of physico-chemical properties change in recycling spent mushroom compost through vermicomposting by epigeic earthworms *Eisenia foetida* and *E.andrei*. *J. Agric. Technol.* **4**. 185-198.
- TOMATI, U., GRAPPELLI, A., GALLI, E. 1987. The presence of growth regulators in earthworm-worked wastes. In: Bonvicinni Paglioi, A.M., Omodeo, P. (Eds.), *On Earthworms Proceedings of International Symposium on Earthworms. Selected Symposia and Monographs Unione Zoologica Italiana*, 2, Mucchi Modena. 423-435.

- TRIGO, D., BAROIS, I., GARVIN, M.-H., HUERTA, E., IRISSON, S., LAVELLE, P. 1999. Mutualism between earthworms and soil microflora. *Pedobiologia*. **43**. 866-873.
- TRIPATHI, G. & BHARDWAJ, P. 2004. Comparative studies on biomass production life cycles and composting efficiency of *Eisenia foetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* (Kinberg) *Bioresour. Technol.* **92**. 275-283.
- UVAROV, A.V. & SCHEU, S. 2004. Effects of density and temperature regime on respiratory activity of the epigeic earthworm species *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae). *Eur. J. Soil. Biol.* **40**. 163-167.
- VISVANATHAN, C., TRANKLER, J., JOSPEH, K., NAGENDRAN, R. (eds.) 2005. Vermicomposting as an Eco-Tool in Sustainable Solid Waste Management, Asian Institute of Technology, Annamalai University, Chidambaram.
- WALTER, I., MARTINEZ, F., CALA, V. 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludge for agricultural uses. *Environ. Pollut.* **139**. 507-514.
- WHITTLE, A.J. & DYSON, A.J. 2002. The fate of heavy metals in green waste composting. *Environmentalist*. **22**. 13-21.
- YADAV, A. & GARG, V.K. 2009. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. *J. Hazard. Mater.* **168**. 262-268.
- YADAV, A. & GARG, V.K. 2011. Industrial wastes and sludges management by vermicomposting. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. **10**. 243-276.
- YADAV, K.D., TARE, V., AHAMMED, M.M. 2012. Integrated composting-vermicomposting process for stabilization of human faecal slurry. *Ecol.Eng.* **47**. 24-29.
- ZHANG, S.L., ZANG, L.L., WANG, Q.W. 2015. Effects of vermicomposting on physicochemical properties and microbial biomass of the sewage sludge. In proceedings of International conference on Energy and Environment Engineering (ICEEE 2015) Nanjing, China. 646-651.
- ZHENG, G.D., GAO, D., CHEN, T.B., LUO, W., 2007. Stabilization of nickel and chromium in sewage sludge during aerobic composting. *J. Hazard.Mater.***142**. 216-221.
- ZICSI, A. 1985. Welche Lumbriciden-Arten eignen sich noch in Europa zum Anlegen von Wurmulturen zwecks Kompostierungsversuche. - *Opusc. Zool. Budapest*. **21**. 137-139.

Vermicomposting as an alternative way of composting sewage sludge

¹E. Draskovits, ²B. Németh-Borsányi, ³P-A. Rivier, ⁴A. Szabó

¹Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Budapest

²Association of Municipalities for Wastewater Collection & Wastewater Treatment in the Agglomeration of Erd, Érd

³NIBIO, Norwegian Institute of Bioeconomy Research, Ås

⁴Inno-Water Inc., Budapest

Summary

Agricultural utilisation is one of the most promising uses of sewage sludge in Hungary. Sewage sludge can be applied to agricultural fields in two ways: the injection of dewatered sewage sludge and the application of sewage sludge after composting. Vermicomposting is a special type of composting, where the organic residues are broken down by earthworms. The worms facilitate the decomposition process both by mixing the sludge and by physically degrading it. Earthworm species have various morphotypes requiring different habitats. Compost worms have great adaptability to extreme conditions and are capable of exploiting organic matter in a state of decomposition. *Eisenia sp.*, *Eudrilus eugeniae* and *Perionyx excavatus* are important species for vermicomposting.

When examining the role and possibilities of vermicomposting, it is important to compare it with traditional composting methods.

The most important aspect of producing vermicompost is to ensure optimum environmental conditions for the earthworms, especially in terms of temperature, humidity and aeration, which requires constant attention.

An important feature of traditional composting is the thermophilic phase, during which the pathogenic organisms in sewage sludge are destroyed. The thermophilic phase is omitted during vermicomposting due to the thermal sensitivity of the earthworms, but the presence and activity of the earthworms results in similar sterility.

Regarding its nutrient content, vermicompost contains larger quantities of total and plant-available macroelements than conventional composts. A further advantage is the presence of the plant hormone agents excreted by earthworms.

From the environmental point of view, the ability of earthworms to accumulate heavy metals and the role of their special gut flora in the decomposition of organic

pollutants could contribute to the wider use of vermicomposting to dispose of sewage sludge.

While vermicompost has many advantages, a number of obstacles need to be overcome before it can be routinely used in Hungary. Many landowners regard sewage sludge compost as hazardous waste that could contaminate their soil and crops rather than as a nutrient and soil amendment. Although numerous studies have been published on sewage sludge, the assessment of long-term effects, including the issues currently of most concern in Hungary, is still lacking.

Vermicomposting is therefore a promising, innovative technology for sewage sludge recycling. Sewage sludge and sewage sludge composts with pollutant contents greater than the limits laid down in Government Regulation 50/2001. (IV.3.) can be made suitable for agricultural use by vermicomposting.