

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi és Technológiai Kar



**Avarkezelések hatása a síkfőkúti DIRT  
parcellák talajainak mikrobiális aktivitására és  
szerves anyag tartalmára**

doktori (PhD) értekezés

Fekete István Csaba

Debreceni Egyetem  
Debrecen, 2009



Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola *Kvantitatív és Terresztris* programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2009.

.....  
Fekete István Csaba

Tanúsítom, hogy Fekete István Csaba 1999 – 2002 között a fent megnevezett Doktori Iskola *Kvantitatív és Terresztris* programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2009.

.....  
Dr. Tóth János Attila



## Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés és célkitűzések .....	3
2.	Irodalmi áttekintés.....	6
2.1.	Az avar jellemzése, az avarprodukción meghatározó tényezők .....	6
2.2.	Az avarbomlás sebességét befolyásoló ökológiai tényezők .....	8
2.3.	A talajenzimek szerepe és általános jellemzése.....	13
2.3.1.	Foszfatáz.....	15
2.3.2.	Arilszulfatáz .....	16
2.3.3.	Szacharáz.....	17
2.3.4.	Polifenoloxidázok.....	17
2.4.	A talaj szerves anyag készlete.....	17
2.5.	A talajlégzés általános jellemzése.....	19
2.6.	A légkör növekvő CO <sub>2</sub> koncentrációjának és a talajok szerves anyag tartalmának egymásra hatása.....	21
2.7.	A növényi biomasz szerepe a klímaváltozásban .....	23
3.	Anyag és módszer .....	25
3.1.	A kísérleti terület leírása .....	25
3.2.	A DIRT-konceptió ismertetése.....	25
3.3.	Talajmintavétel .....	27
3.4.	A talaj hőmérsékletének és nedvességtartalmának mérése.....	27
3.5.	A talaj pH-jának meghatározása .....	28
3.6.	A talaj szén és nitrogén tartalmának meghatározása .....	28
3.7.	Lombavarbomlás sebességének vizsgálata .....	28
3.8.	A talajenzim-aktivitás mérése.....	29
3.9.	A talaj szerves anyag tartalmának mennyiségi meghatározása ...	30
3.10.	A talajlégzés vizsgálata.....	30
3.11.	Alkalmazott statisztikai módszerek .....	31
4.	Eredmények és azok magyarázata .....	32
4.1.	A lombavar-lebomlás sebessége a DIRT kezelésű parcellák talajaiban.....	32
4.2.	Az avarkezelések hatása a talaj enzimek aktivitására.....	36
4.2.1.	A talaj fenoloxidáz és foszfatáz aktivitása .....	36
4.2.2.	A talaj arilszulfatáz és szacharáz aktivitása.....	41
4.3.	A talajnedvesség és a hőmérséklet hatása a talaj enzimek aktivitására .....	43
4.4.	A talajlégzés intenzitásának változása a Síkfőkút DIRT Projecten.....	48
4.4.1.	A talajnedvesség hatása a talajlégzésre .....	48
4.4.2.	Az avarkezelések hatása a talajlégzésre .....	52

4.5.	A talaj szerves anyag tartalmának mennyiségi változása .....	55
4.5.1.	Az eltérő avarinput hatására fellépő változások .....	55
4.5.2.	A talajlégzés és a szervesanyag-tartalom közötti összefüggés vizsgálata .....	57
4.5.3.	A talaj szerves anyag tartalmának hosszú távú változása a Síkfőkút Projecten .....	58
5.	Összefoglalás.....	59
5.1.	A lombavar bomlás sebessége a különböző kezelések hatására ..	60
5.2.	A kezelések hatására fellépő enzimaktivitás változások .....	61
5.3.	A talajlégzés változása az eltérő avarinput hatására .....	62
5.4.	A talaj szervesanyag-tartalom változása a DIRT kísérletben .....	63
5.5.	A talaj nedvességtartalmának hatása a talajenzimek aktivitására és a talajlégzésre.....	64
5.6.	Az avarkezelések hatása az összes vizsgálat tapasztalatai alapján ..	65
6.	Summary .....	67
6.1.	Introduction.....	67
6.2.	Materials and Methods.....	68
6.3.	Results and Discussion .....	70
6.3.1.	Effects of treatments on the decomposition rate of leaf-litter .....	70
6.3.2.	Effects of treatments on the organic matter content of soil .....	71
6.3.3.	Effects of treatments on the enzyme activity of the soil .....	72
6.3.4.	Effects of treatments on the soil respiration .....	73
6.3.5.	Effects of soil humidity on the activity of soil enzymes and the soil respiration .....	74
6.3.6.	Complete evaluation of the effects of leaf-litter treatments .....	74
7.	Köszönetnyilvánítás .....	76
8.	Irodalomjegyzék.....	77
9.	Fekete István tudományos tevékenységének jegyzéke .....	90
9.1.	Az értekezés témakörében megjelent előadások, poszterek .....	90
9.2.	Az értekezés témakörében megjelent szócikkek.....	91
9.3.	Egyéb előadások, poszterek .....	91

## 1. Bevezetés és célkitűzések

A Föld mind nagyobb területein érvényesül az ember közvetlen, vagy közvetett hatása. A természetes vegetáció visszaszorulása, az avarprodukciónak és ezzel együtt a talajokat jellemző paraméterek megváltozása világszerte általános jelenséggé vált, így vizsgálatuk több szempontból aktuális feladat.

Napjainkra egyértelműen igazolták, hogy az üvegházhatást okozó gázok (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O stb.) koncentrációja az ipari forradalom kezdete óta folyamatosan növekedett, és egyre többen fogadják el a korábban szkeptikus kutatók közül is, hogy a felszíni átlaghőmérséklet bolygónkon ennek következtében növekszik.

Az emberiség egymást váltó civilizációi azonban nemcsak a légkört és az ahhoz kötődő folyamatokat befolyásolták, de a mezőgazdaság fejlődésével már az ókorban több helyen megkezdték a földfelszín arculatának átalakítását kultúrtájakká, mely folyamat általában a természetes vegetáció pusztulását jelentette. A területhasználatban jelentkező változások, így a természetes növényzet kiirtása, az intenzív mezőgazdasági művelés, vagy éppen a visszaerdősítés, erősen befolyásolják – az avarprodukciónak változása révén – a talaj szerves anyag és tápelem forgalmát és ezen keresztül mikrobiális aktivitását.

A globális klímaváltozás hosszabb távon, míg a területhasználat változás jóval gyorsabban képes Földünk bármely területén közvetett, vagy közvetlen módon befolyásolni a talajok hőmérsékletét, valamint nedvesség-, és szerves anyag tartalmát és ezzel párhuzamosan jelentősen átalakítani a természetes vegetációt, vagy a termesztett növények termőhelyének ökológiai viszonyait. Mindezek a hatások nagymértékben megváltoztathatják az adott terület növényfedettségét, az ehhez társuló avarprodukciónak, ami pedig visszahat a mikroklímára. Az erdőségek átalakulásakor (emberi erdőkezelés, vagy természetes folyamatok hatására), változnak a környezeti feltételek a talajokban is. Ennek következtében gyakran felerősödik a talajok szerves anyag tartalmának lebomlása (Cole et al., 1996). Az ezekhez kötődő mikrobiális változások – így bizonyos talajenzim aktivitásváltozások, vagy a talajlégzés intenzitásának módosulása – jól használhatók a tápanyagforgalom és szervesanyag-tartalom változásának korai indikátoraként (Bauhaus et al., 1998; Lal, 2002).

Feltételezhető, hogy az avarprodukciónak mennyiségét a felmelegedés növeli, ugyanakkor az éghajlat esetleges szárazabbá válása csökkenti, azaz a két folyamat együttes hatása fogja meghatározni a változások irányát és

mértékét, márpedig a Föld számos területén a globális klímaváltozás velejárója lesz várhatóan mindkettő tényező.

Az, hogy az ökoszisztémák hogyan reagálnak a légköri szén-dioxid folyamatosan növekvő szintjére, kiemelkedő fontossággal bír a globális szén ciklusra nézve (Hoorens et al., 2003). Az emelkedő CO<sub>2</sub> koncentráció általában serkentően hat a növények növekedésére (Poorter, 1993; Norby et al., 1999) és ezen keresztül a szén és néhány egyéb tápelem talajba történő áramlására (Zak et al., 2000). Kérdéses hogy a társulások képesek-e hosszabb távon raktározni a folyamatosan növekvő mennyiségű légköri szén-dioxidot az élő növényi anyagban, az avarban, illetve a talaj szerves anyagaiban. Ez alapvetően függ a nettó elsődleges produkció és a heterotróf respiráció egyensúlyi mérlegétől. Az elsődleges produkció nagysága és a lebontó folyamatok sebessége együttesen befolyásolja a légköri szén-dioxid szint alakulását (Hoorens et al., 2003).

A klímaváltozást a Síkfőkút Projectről származó meteorológiai adatsorok is jelzik. Az erdő klímája az elmúlt bő három évtized folyamán melegebbé és relatíve szárazabbá vált (Antal et al., 1997). A hetvenes évek eleje óta a síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetétele és struktúrája is jelentősen megváltozott, melynek fő okát több kutató is a klímaváltozásban látja (Tóth et al., 2006).

Kutatásaink részét képezik az USA ILTER (International Long-Term Ecological Research) DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) Projectnek, mely az általunk vizsgált Síkfőkút Project mellett az Amerikai Egyesült Államokban négy, míg Németországban egy kutatóhelyre terjed ki (Nadelhoffer et al., 2004). Ezek a területek egymástól lényegesen eltérő ökológiai paraméterekkel rendelkeznek, így várhatóan jól modellezhetik az északi mérsékelt öv számos területén a biomassza produkcióban tapasztalható, illetve a közeljövőben várhatóan bekövetkező változások talajokra gyakorolt hatásait. A hosszú távú, több évtizedre tervezett avarmanipulációs szabadföldi kísérlet azt vizsgálja, hogy a klímaváltozás hatására hogyan változik az avarprodukció, továbbá hogy az avar input mesterséges megváltoztatása, milyen módon befolyásolja a talaj hőmérsékletét, nedvességtartalmát, a talajban lévő szerves anyagok mennyiségét, a talaj C- és N- dinamikáját, a talajenzimek aktivitását, a mikroorganizmusok biomasszáját és a talajlégzést.

Dolgozatomban csupán a fenti célok egy részének megvalósítására vállalkozhatom. A későbbiekben várhatóan további Ph.D értekezések, és cikkek teszi majd teljesebbé a síkfőkúti kutatások eredményeinek leírását.

A Síkfőkút DIRT Projektet 2000 novemberében alapítottuk. A parcellák kialakítását amerikai kutatókkal közösen végeztük. 2002

tavaszaén a TÉT alapítvány támogatásával, módomban állt felkeresni az Oregon állambeli H. J. Andrews DIRT Site-ot, és részt vehettem az itt gyűjtött minták elemzésében a corvallis Oregon State University-n.

Kísérletünk folyamán mesterségesen idéztünk elő a kialakított parcellákon jelentős avarmennység növekedést, illetve csökkenést az összes avartípus (levél, fa, gyökér) esetében. Azt vizsgáltuk, hogy ezek a hatások mennyire befolyásolnak bizonyos - a talaj biológiai aktivitása szempontjából fontos - tényezőket (szén-dioxid kibocsátást, szervesanyag-tartalom változást, avarlebontási sebességet, enzimaktivitásokat, stb.). A klímaváltozással összefüggésben remélhetőleg nem következnek be (vagy ha igen csak kisebb területen) ilyen mértékű avarprodukción változások, de területhasználat változás a múltban is okozott hasonló mértékű anomáliákat és ez várható a jövőben is.

Reményeink szerint az USA ILTER DIRT Projekt kapcsán leszűrt tapasztalatokat a globális éghajlatváltozás avarprodukción változáson keresztül jelentkező hatásainak előrejelzésére is használhatjuk a jövőben. Ezek azonban távlati célok, ebben a dolgozatban az avarprodukción változások és a vizsgált paraméterek közötti összefüggéseket kerestük, továbbá azt, hogy a talajhőmérséklet és talajnedvesség változásai, valamint egyéb tényezők miként befolyásolták a talajban élő organizmusok (elsősorban a mikroorganizmusok) élettevékenységét.

A kutatási területen alkalmazott hatféle avarkezelés lehetőséget adott arra, hogy eltérő minőségű (lomblevél-, fa-, gyökérvár), és mennyiségű szerves anyag talajra gyakorolt hatásait vizsgáljuk. Síkfőkúton néhány olyan vizsgálatot is alkalmaztunk, melyeket a többi DIRT területen nem használtak. Dolgozatomban az alábbiakban leírt kutatási területeket szeretném bemutatni:

1. A lombavar lebomlását természetes körülmények között (magukon a kísérleti parcellákon vizsgálva).
2. Néhány talajenzim (arilszulfatáz, szacharáz, fenoloxidáz és ez utóbbival összevetve a Krakomperger Zsolt által mért foszfatáz) aktivitásának az avarkezelések hatására bekövetkező változását, illetve a talaj nedvességtartalmával szemben tanúsított érzékenységét.
3. A talaj szén-dioxid termelésének alakulását.
4. A humuszmennyiség változását.
5. A mikrobiális aktivitást befolyásoló néhány fontosabb kémiai és fizikai paramétert, így a talaj hőmérsékletét, nedvesség tartalmát, szén és nitrogén tartalmát, pH-ját, stb.

## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. Az avar jellemzése, az avarprodukción meghatározó tényezők

Az erdőségekben a talaj felszínén összegyűlő ép, vagy részben bomlott növényi maradványok (levelek, gallyak, ág- és kéregdarabok stb.) többé-kevésbé összefüggő rétegét avartakarónak, vagy erdei alomnak nevezzük (Szabó, 1986). Tágabb értelmezés szerint az ökoszisztémában keletkező holt szerves anyagok összességét nevezzük avarnak, mely az elhalt gyökereket, extraktumokat, állati ürüléket, tetemeket is magába foglalja a fentiekén kívül. A talaj szerves anyag utánpótlásának zömét – tömegénél fogva – a növényi avar adja. Waring és Schlesinger (1985) szerint a növényi avar lebontása szolgáltatja az erdők növekedéséhez szükséges tápanyagok 69 – 87%, míg a maradék állati eredetű, illetve a légkörből, és egyéb helyekről származik.

A növényi avar szárazföldi ökoszisztémák esetén földfelszíni és földalatti részre bontható. Az utóbbi mennyiségét, mely főleg elhalt gyökerekből áll, lényegesen nehezebb mérni. Mindkettőre igaz, hogy még az azonos növénytársulásokon belül is tekintélyes mennyiségi (sőt akár kisebb minőségi) különbségek mutakozhatnak évről évre (Aber et al., 1985; Eissenstat és Yanai, 1997).

Különböző ökoszisztémák esetén a mennyiségi különbségek mellett az input minősége is lényegesen eltérhet egymástól (Schlesinger, 1977; Raich és Nadelhoffer, 1989)

Az erdőségek avarprodukciónját az állomány fajösszetétele jelentősen befolyásolja. A Síkfőkúton is domináló tölgyfajok a nagy avarprodukciónjú fajok közé tartoznak (Járó, 1958). A Síkfőkút Project legfontosabb fás szárú fajai, lombavar produkcion szempontjából sorrendben a következők voltak a 70-es évek elején: *Quercus. petraea*, *Q. cerris*, *Cornus mas*, *Acer campestre* (Papp és Tóth, 1973). A fajok százalékos aránya azóta jelentős mértékben módosult, a 70-es évek második felétől fellépő tölgypusztulás miatt. A 2003 – 2005-ös évek lombavar produkcionjának átlaga alapján a következő sorrendben következnek a fajok: *Q. petraea*, *Q. cerris*, *A. campestre*, *C. mas*. A *Q. petraea* lombavar mennyisége az 1970-es években mért értékekhez képest jelentősen csökkent, a *Quercus cerris*-é kismértékben növekedett, az *A. campestre* esetén pedig többszörös növekedést tapasztaltunk (Tóth et al., 2007). A fenti változások háttérében a Síkfőkút Projecten fellelhető fás szárú fajok egyedszámainak arányában

történt nagymértékű eltolódás áll. Jellemző a már említett nagyarányú tölgypusztulás, (a kocsánytalan tölgy 68,4 %-a, a cser állomány 15,9 %-a kipusztult) a relatív elcseresedés és az eljuharosodás (Kotroczó et al., 2007; Tóth et al., 2006; Bowden et al., 2006). Mindezek háttérében a kutatók egy része szerint a klímaváltozás áll, melyet a síkfőkúti meteorológiai adatsorok is alátámasztanak. Az erdő klímája a Síkfőkút Project 1972-es alapítása óta egyértelműen melegebbé és szárazabbá vált (Antal et al., 1997).

A növényi avar legnagyobb részét a lombavar alkotja (Tóth, 1974). A mérsékelt övi erdőségek nagy részében a cserje szint avarprodukcója csekély mértékű a lombkorona szinthez képest. Az állomány kora is befolyásolja az avarprodukciónál. A lombkorona végleges kifejlődéséig az avarprodukciónál általában növekszik, majd stagnál (Jensen, 1974). Az egyes évek között azonban jelentős különbségek lehetnek az avarhozam tekintetében. A 2003 és 2005 közötti időszakban például a legkisebb éves lombavar produkciónál a legnagyobb 28 %-kal volt magasabb, míg ha ugyan ezt az összes felszín feletti avarprodukcóra (lehulló gallyak, termés, rügy, törmelék anyag) vonatkoztatjuk akkor 56,8 %-os az eltérés (Tóth et al., 2007 vizsgálati eredményei alapján számolva).

Az avar kémiai összetételét nemcsak az állomány fajösszetétele befolyásolja, hanem a talaj kémiai összetétele is, sőt klimatikus és szezonális hatások is kimutathatók (Szabó, 1986; Járó és Horváthné, 1958). A cser- és kocsánytalan tölgyek – a síkfőkúti erdőterület avarprodukcója főleg e fajoktól származik – lombzatának nitrogén tartalma viszonylag csekély, főleg az akáccal összevetve, ez pedig befolyásolhatja a talaj nitrogén tartalmát is. Ezenkívül a légköri kiülepedés mértéke is hatással van a talajban található elemek mennyiségére (Jakucs, 1985).

A különböző éghajlati zónák között jelentős eltérés tapasztalható az avarprodukcóban, mértéke az egyenlítőtől a sarkok felé haladva fokozatosan csökken. Haines és Forster, (1977) Panama trópusi erdeiben például évente átlag 11100 kg hektáronkénti avarprodukciónál észleltek, míg a hazai erdőségek Gere (1971) szerint 760 – 3160 kg/ha friss avart bocsátanak a felszínre évente, mely a korábban odakerült ép, vagy csak részben bomlott avarral együtt mintegy 1531 – 6693 kg/ha értéket tesz ki. A Síkfőkút Projecten a 2003-tól 2005-ig terjedő időszakban a lombavarprodukciónál átlagban 3326 kg/ha volt, míg a teljes felszín feletti avarmennyiség (lehulló gallyak, termés, rügy, törmelék stb.) 6572 kg/ha (Tóth et al., 2007).

A szárazföldi ökoszisztémák elsődleges produkciójának fontos részét képezik a felszín alatti növényi részek is, melyek az éves produkció 15 –

83 %-át adják (Coleman, 1976; Bernard, 1988; Aerts et al., 1992). A felszín alatti növényi szövetek elbomlása nagyban hozzájárul a talajok szén és egyéb tápanyag forgalmához. A gyökerek a talajban lévő élőanyagtömeg legnagyobb csoportját jelentik Füleky (1999). Filep (1987) szerint átlagosan a kétharmadát teszik ki a természetes vegetációval fedett talajokban lévő biomasszának. Ekschmitt és munkatársai (2005) szerint az erdőtalajok szerves szén készletének átlagosan mintegy 18 %-a a gyökerekben raktározódik.

## **2.2. Az avarbomlás sebességét befolyásoló ökológiai tényezők**

Az erdő ökoszisztémákban a lebontó szervezetek egységnyi idő alatt általában jelentősebb anyagmennyiséget dolgoznak fel, mint a fogyasztók (Odum, 1971).

Az avarlebomlás intenzitása hatással van az ökoszisztéma egészére, mivel a tápanyagok körforgásában alapvető szerepet játszik. A szénkészlet mennyiségi és minőségi jellemzőire is jelentős hatást gyakorol, és a különböző humuszformák kialakulását is befolyásolja (Hobbie és Vitousek, 2000).

A gombák, a baktériumok, az egyes növényi szövetek által termelt anyagok, valamint a talajokban élő különböző állatok együttesen felelősek a lebontásért. A gombák – különösen az alacsonyabb pH-val jellemezhető mérsékelt övi erdőtalajokban és még inkább a tajgaerdők podzol talajaiban – igen fontos, helyenként meghatározó szerepet játszanak a növényi eredetű szerves anyag lebontásában (Cooke és Rayner, 1984; Swift et al., 1979). A barna erdőtalajokra általában jellemző, hogy a fák által termelt, földre hulló avar jelenti a szerves anyag utánpótlás legfontosabb részét, melyet főleg a gombák dekompozíciója jellemez, különösen a savanyúbb típusoknál (Stefanovits, 1975; Németh, 1996;). Magasabb pH tartományban a baktériumok és ezen belül egyebek mellett az *Actinomicetales* rend szerepe hangsúlyozandó. A lombavar lebontási folyamatait meghatározzák a lebontók számára felhasználható erőforrások (Takeda 1994). A monoszacharidok, hemicellulóz, cellulóz, pektin, viaszok, kutinok, lignin, polifenolok, stb. a növényi avar - gombák és baktériumok számára rendelkezésre álló - főbb komponensei (Swift et al., 1979).

A talajra kerülő avarban néhány változás igen gyorsan lezajlik, ilyen például az oldható ionok kimosódása. A lebomlás majdnem azonnal

megindul és néhány napon, vagy héten belül eléri a maximumát, ha a hőmérséklet, a nedvesség és egyéb feltételek kedvezőek. A teljes lebomlás azonban hónapokig, évekig is eltarthat, sőt a lebontó folyamatok számára kedvezőtlen vízviszonyok mellett akár évszázadokig, vagy évezredekig is elhúzódhat (Troeh és Thompson, 2005).

Melillo és munkatársai (1989) szerint a lebontási folyamatok 2 fázisban zajlanak, a korai szakasz az első egy-két évet (esetleg néhány hónapot) foglalja magába, míg a késői fázis általában a második – harmadik évben, illetve azt követően erősödik fel. A folyamatok sebességét a külső körülmények, az avar minősége és típusa (lomblevél, ág, fatörzs, gyökér) jelentősen befolyásolja. A korai szakaszban az avar exponenciális tömegvesztést mutat és a lebontás mértékét főleg a szén és a nitrogén elérhetősége, valamint az avar morfológiai karaktere (elsősorban a lebontással szembeni ellenálló képessége) szabályozza. A késői szakaszban a lebomlás jelentősen lelassul, és leginkább a lignintartalom befolyásolja (Berg és Ekbohm, 1991; Berg et al., 1982). A talajban élő lebontó társulások is alkalmazkodtak a fent említett változásokhoz. Egy némileg általánosító osztályozás szerint a szelektív szubsztrát felhasználás tekintetében beszélhetünk r- és k-stratégista mikrobákról (Fontaine et al., 2003). A friss szerves anyag talajba kerülését követően sok specialista mikroorganizmus telepszik meg a könnyen asszimilálható szubsztrátokon. Ezeket a mikrobákat egyszerűen r-stratégistaként osztályozzák. Fő jellemzőjük, hogy gyorsan növekednek, ha rendelkezésükre állnak az általuk felhasználható szubsztrátok. Azt követően, hogy ezek a készletek kimerülnek az r-stratégisták elpusztulnak, vagy nyugalmi állapotba kerülnek, mivel nem képesek felhasználni a visszamaradt erőforrásokat. Ezután a k-stratégisták lassan lebontják a megmaradt jóval ellenállóbb vegyületeket is. Ezek a mikrobák lassabban növekednek és csak a lebontás későbbi, előrehaladottabb állapotában jutnak főszerephez. Ha nagy mennyiségű könnyen bomló szubsztráttal látjuk el őket, hamar alulmaradnak az r-stratégistákkal folytatott versenyben. Valószínűleg ezzel magyarázható, hogy a gyorsan bomló szénvegyületek (pl. az oldható cukrok, aminosavak, vagy a gyökér nyálkaanyagai) nem azonos mértékben növelik a lebontás mértékét, mint a nehezen bomló szubsztrátok (Hamer és Marschner, 2002; Fontaine et al., 2003).

A hőmérséklet az avarlebontás mértékének egyik meghatározó tényezője (Meentemeyer, 1978; Anderson, 1991; Hobbie, 1996). Bosatta és Ågren (1999) szerint az avarlebomlás hőérzékenységet a mikrobiális enzimek kinetikája szabályozza. A hőmérséklet mellett egyéb környezeti

paraméterek is lényegesek, külön ki kell emelni a nedvesség tartalmát és az oxigén ellátottságot (Batjes, 1998). A környezet nedvesség állapotának jellemzésére gyakran az evapotranszspirációt használják (Meentemeyer, 1978; Berg, 1984; Dyer et al., 1990), mivel a talajok nedvességtartalmát a felszín párolgása mellett a növényzet transzspirációja is apasztja.

Az őszi folyamán felszínre hulló avar lebomlása télen jelentős mértékben lelassul, mert a lebontásban résztvevő mikroorganizmusok (és természetesen az avarban, illetve a talajban élő állatok) aktivitása jelentős mértékben lecsökken, sok mikroba elpusztul, vagy endospórát képezve nyugalmi állapotba kerül (Atlas, 1988).

A mineralizáció sebességét a bontásra kerülő szerves anyag minősége is befolyásolja (Noordwijk, 1996), például az avar lignin, viasz, anorganikus só tartalma, a vízdékony anyagok mennyisége, C/N aránya, szénhidrát és kén tartalma (Janzen és Kucey, 1988), a P koncentráció és C/P arány (Coulson és Butterfield, 1978). A növényi avar szén tartalma gyakran igen magas, például a faanyag C/N aránya általában meghaladja az 50:1 arányt, a szárazföldi növényeké átlagát tekintve 19:1, míg a humuszé, 10:1-11:1 (Szegei, 1979). Minél nagyobb az avar nitrogén tartalma, tehát minél szűkebb a C/N arány (természetesen egy optimális határon belül) annál hatékonyabb a mikrobák lebontó tevékenysége (Kimmins, 2004). Ha a C/N arány 20-nál kisebb akkor a mineralizáció válik uralkodóvá (azaz a nitrogén a szerves kötésekből felszabadul), míg a 30-nál nagyobb C/N arány esetén az immobilizáció. Elsősorban a talajokban lejátszódó mikrobiológiai folyamatok a felelősek a nitrogéntartalom növekedéséért (Németh, 1996).

A C/N arány szervesanyag-bomlásban játszott szerepét már igen korán felismerték (Jensen, 1929). Heal és munkatársai (1997) szerint a mikroorganizmusok növekedéséhez optimális C/N arány 25:1 alatt van, azonban a gombák és a baktériumok sokkal magasabb értékek mellett is képesek lebontani a környezetükben lévő szubsztrátokat. Az avar nitrogénben gazdag alkotói – zöld növényi részek, állati eredetű maradványok – bomlásukkor segítik a mikroorganizmusok nitrogén felvételét, serkentik a mineralizációt és növelik az anorganikus nitrogén felszabadulás mértékét (Schimel et al., 1996). Valószínűleg ezzel állhat összefüggésben, hogy a tápanyagszegény környezetben képződő avar nehezebben bomlik le (a C/N nagyobb aránya miatt, és azért is mert, több lebontásnak ellenálló vegyületet tartalmaz), mint a tápanyaggal jól ellátott területen élő akár azonos növényfaj avarprodukcója (Aber és Melillo, 1982; French, 1988; Van Vuuren et al., 1993). A Síkfőkút DIRT Project területén a többi DIRT site-tal összevetve igen magas volt a nitrogén

depozíció mértéke. A 70-es évek végén  $22,6 \text{ kg*ha}^{-1}$ -t mértek (Jakucs, 1985), míg a 2000-es évek elején egy viszonylag közeli területen – a Mátra keleti részén – végzett mérésorozat szerint némi csökkenés tapasztalható ( $15,9 \text{ kg/ha}$ ) (Horváth et al., 2006), de a többi DIRT területtel összevetve még így is igen magas értékek jellemzőek. Az amerikai site-ok közül az Andrews-on mérték a legalacsonyabb értéket és a Bousson-on a legmagasabbat (2, ill.  $9,1 \text{ kg*ha}^{-1}$ ).

A gyökérszövet lebomlása sok tekintetben eltérő vonásokkal jellemezhető, mint a felszínen található avarfélésekké. A gyökerek lebomlását (az ágakhoz hasonlóan) lényegesen befolyásolja átmérőjük nagysága (Silver és Miya, 2001). Az 5 mm-nél nagyobb átmérővel rendelkező gyökerek lényegesen lassabban bomlanak. Ennek okát részben abban látják, hogy a vízoldható vegyületek vastagabb gyökerekből történő feltáródása, majd kioldódása lassúbb folyamat (Fahey et al., 1988). Hosszabb idő szükséges ahhoz is, hogy a lebontó folyamatokban résztvevő gombák fonalai behatoljanak a gyökér belsejébe (Foster és Lang, 1982; Berg, 1984). Az átmérő növekedésével növekszik az ellenállóbb szerves anyagok aránya is (Fitter, 1985). A C/N arány itt is szerepet kap. A közepes (2-5 mm-es) és az 5 mm-nél nagyobb átmérőjű gyökerek esetén ez az érték gyakran 75 fölött van (Heal et al., 1997), sőt a túlevelű erdőségekből az ennél kisebb gyökérátmérők esetén is.

A növényi anyagok 25-nél kisebb C/N arány esetén gyorsan bomlanak miközben ammóniumion szabadul fel a mineralizáció során. Ha a C/N arány 25-75 közé esik, a lebomlás általában még mindig viszonylag gyors, de a nitrogén mineralizáció általában erősen lelassul a növekvő mikrobiális immobilizáció miatt. További lassulást okozhat, hogy a lebontásra váró fehérjék komplexeket képeznek a polifenollokkal a sejt szétesésekor. A 75 fölötti C/N arány mellett a lebontás erősen lelassul (Heal et al., 1997). Silver és Miya (2001) szerint a gyökérszövet lebomlásának intenzitását legnagyobb mértékben anyagának minőségi paraméterei befolyásolják. Valószínűleg azért, mert a talajban a felszíni viszonyokkal összevetve a lebontó közösségek egy sokkal kiegyenlítettebb, lassabban változó hőmérsékletű és nedvesség tartalmú közegben tevékenykedhetnek. A lebontásban résztvevő mikroorganizmusok aktivitását a talajban lévő levegő és víz aránya is érzékenyen befolyásolja. Legkedvezőbb, ha a víz a talajpórusok felét – kétharmadát tölti ki. Ha ennél - huzamosabb ideig - nagyobb a talajok víztartalma az oxigénszegény viszonyok miatt csökken az aerob mikroorganizmusok aktivitása (Troeh és Thompson, 2005). A Síkfőkút Project esetén, a viszonylag alacsony csapadékértékek és a terület

lejtése miatt, ilyen körülmények nem, illetve csak rövid időn keresztül állhatnak fenn, különösen az általunk vizsgált felső 20 cm-es rétegben.

A fásodott növényi anyagok tápelem tartalma általában kisebb, illetve nehezebben hozzáférhető, mint a lágyabb növényi szöveteké, ezért az erdőségekben az ásványi anyagok visszajutása a producens szintre általában lassabban történik, mint a sztyepp területeken. A magasabb lignin tartalmú részek (ágak, gallyak, fakéreg darabok) lebontása sokkal hosszabb időt vesz igénybe, mint a lágyabb növényi szövetek – elsősorban a lombzat – mineralizációja (Szabó, 1986). A faanyagban lévő poliszacharidok mikrobiális lebontását akadályozza a növényi szövetek elfásodása. Ahhoz, hogy felvehetővé váljanak a mikroorganizmusok számára, delignifikálni kell őket. A folyamatok sebessége a nem lignifikált szén felvehetőségétől is függ (Kirk et al., 1976; Reid és Deschamps, 1991). Emellett a könnyen felvehető nitrogén is gátolja a lignin lebontását a lignin bontó enzimek szintézisének repressziójával (Keyser et al., 1978). Berg (1986) a fenyőavar tömegvesztését vizsgálva szintén megállapította, hogy a cellulóz és egyéb labilisabb komponensek lebomlása együtt nő a nitrogén koncentráció növekedésével, míg a lignin bomlása lassul. A lignin lebomlást szabályzó hatása valószínűleg csak azután tud érvényesülni, hogy a labilisabb tápanyagformákat felhasználták a talajban élő organizmusok, vagy a környezeti hatások miatt kilúgozódtak onnan. Amíg a talajban nagyobb mennyiségben vannak jelen a könnyen bomló tápanyagok, a lignin-koncentráció mértéke általában nem elég magas ahhoz, hogy kifejtse a lebontást gátló hatását (Taylor et al., 1991).

A lombavar általában 5-8 % lignint tartalmaz, ami a mérsékelt övi lombos erdők esetén mintegy 30-250 kg (lombavarból származó) lignin C-t jelent hektáronként (Kögel-Knabner, 2002). A fa- és kéreganyag esetében értelemszerűen még magasabb az arány. A lignin bontását elsősorban a gombák végzik, de bizonyos baktériumfajok is képesek erre például egyes *Pseudomonas*, vagy bizonyos *Agrobacterium* fajok, sőt az *Aktinomyces*-ek néhány csoportja is, ezek viszont érzékenyek a savas pH-ra – csakúgy, mint a baktériumok jelentős része – és 4,7-es pH-nál savanyúbb közegben nem mutatnak jelentősebb aktivitást (Kimmins, 2004). A gombák közül főleg a fehér korhasztó gombák játszanak fontos szerepet a lignin lebontásában. Ezek mellett egyéb pl. *Discosia* fajok is résztvehetnek a nehezen bomló polifenolok lebontásában (Rihani et al., 1995). A barna korhasztók pedig a cellulózt bontják (Kimmins, 2004).

Az avar szerves anyagának 70-80%-át a lignocellulóz mátrix teszi ki, melynek bontását jelentős részben a bazidiumos gombák és a

tömlősgombák végzik (Cooke és Rayner, 1984; Rayner és Boddy, 1988), különösen az alacsonyabb pH-jú talajok esetén.

Nylonhálós zacskókba helyezett lombavar bomlásának vizsgálatával is lehet következtetni a lebontó folyamatok intenzitására (Gosz et al., 1973). Bár Clymo (1983) a tőzegmohalápok vizsgálata kapcsán úgy találta, hogy az ún. nylonzsák módszer meglehetősen pontatlan (a talajlégzés jobb eredményeket ad), a lebontás sebességének felméréséhez, többen is eredményesen alkalmazták talajbiológiai vizsgálataik során (Tóth 1974)

### **2.3. A talajenzimek szerepe és általános jellemzése**

A talajok enzim termelésének rendszeres vizsgálata a múlt század elején indult. A talajenzimológiai vizsgálatok elősegítették a talajbiológiai és biokémiai ismeretek jelentős gyarapodását. (Skujins, 1978)

Az enzimek – szűkebben értelmezve – olyan biokatalizátorok, melyek az élő szervezetek anyagcseréjét és energiaforgalmát szabályozzák. Ezzel szemben a talajokban található enzimek egy része az élő sejtektől függetlenül, a talajrészecskékhez kötötten hat a talajokban zajló biokémiai folyamatokra. Igaz, ezek az enzimek is az élő sejtekből származnak, vagy a sejtek pusztulása és feltáródása után kerülnek ki az extracelluláris térbe (Tabatabai, 1994).

A talaj több szempontból kedvezőtlen környezetet nyújt az extracelluláris enzimek számára. Az abiotikus eredetű denaturáció, adszorpció, inaktiváció és a mikrobák általi proteolitikus lebontás egyaránt okozhatja az enzimek talajokból történő eliminációját (Burns, 1978). Az enzimek hosszabbtávú túlélésének előfeltétele, hogy védett pozícióba kerüljenek a talajon belül. A sejtekből kikerülő szabad enzimek képesek megkötődni az agyagásványok felszínén, illetve komplexet képezhetnek a humuszanyagok kolloidjaival (Boyd és Mortland, 1990). Az enzimek egyszerű adszorpciója a talajrészecskék felszínén nem garantálja az aktivitás hosszú távú fennmaradását. A vizsgálatok szerint, a humuszpolimerekhez való kötődés biztosítja a legjobb védelmet a lebomlással szemben (Burns, 1982).

A talajenzimeket számos kutató a talajokban zajló biológiai – biokémiai folyamatok indikátorainak tekinti, de fontos szerepük van a talajok tápanyag ciklusában is (Dick, 1994; Dick et al., 1996). Ladd (1978) szerint az enzimaktivitás közvetett mutatója a mikrobiális biomasza tömegének. Mások nagyrészt a rizoszférahatás következményének tartják aktivitásukat (Boero és Thien, 1979; Speir et al.

1980), míg Spalding (1980) a szerves anyag lebontás indikátorait látja bennük.

A talajenzim-aktivitások érzékenyen jelzik az ökoszisztémákat érő stresszhatásokat, így lehetőséget nyújtanak a vizsgált ökoszisztéma egészségi állapotának elemzéséhez (Sowerby et al., 2005).

Az enzimaktivitás-vizsgálatok felhasználhatóságát növeli, hogy viszonylag könnyen mérhetőek és gyorsan reagálnak a talajokban fellépő változásokra (Dick, 1994). Jóllehet vizsgálatuk már a 20. század elején megkezdődött, csak a század közepén vált igazán intenzívvé, amikor Hofmann és Hoffmann (1955) valamint követőik megpróbálták a talajok termékenységét az enzimaktivitáshoz kötni. Ezt a törekvést már akkoriban is komoly kritikával illették (Szabó, 1955), de az általánosan elfogadott, hogy az enzimvizsgálatok segítik egy adott talajminta biológiai aktivitásának megítélését (Dick et al., 1996; Varga és Helmeczi, 2004). Az elmúlt évtizedekben nagyszámú enzimet mutattak ki a talajokból, ám ezek szerepéről és jelentőségéről komoly szakmai viták folynak (He és Zhu, 1997; Wachendorf et al., 1992). A talajokban található, különböző eredetű enzimek akkumulációját és aktivitását számos faktor befolyásolja. Az aktuálisan mérhető aktivitásértékekkel kizárólagos módon aligha jellemezhetik a talajok komplex biológiai dinamikáját, és különösen termékenységüket nem. A talajokban ezen kívül számtalan szerves és szervetlen, de nem enzimkarakterű katalizátor is működik, amelyek hatása csak még bizonytalanabbá teszi az enzimaktivitás értékek megítélését. Így azután a talajok biomasszáját, csíraszámát és enzimaktivitásait mérve és összehasonlítva a korreláció időnként kimutatható, míg máskor egyáltalán nem észlelhető (Szabó, 1986).

A talajenzimek elsősorban mikrobiális eredetűek (Ladd, 1978), de származhatnak növényi, sőt állati sejtekből is (Tabatabai, 1994). Számos mérsékelt övi fafaj gyökerein (így a Síkfőkúton előforduló fajokén is) élnek ektomikorrhiza gombák (Horton és Burns, 1998, Kovács, 2008), melyek a növények számára fontos tápanyagok mobilizálását végzik a talajban lévő szerves anyagok lebontásával (Courty et al., 2006). Ezt a tevékenységet segíti számos hidrolitikus és oxidatív extracelluláris enzim (Abuzinadeh és Read, 1986).

Bár a mikrobaszámmal való közvetlen kapcsolatot is többen elvetik (Burns, 1982), Anderson és munkatársai (2004) szerint a növekvő enzimaktivitás gyakorta kapcsolódik emelkedő mikrobaszámhoz. A lebontásban résztvevő mikroorganizmusok számának, illetve aktivitásának növekedése felgyorsítja a talajokba kerülő szerves anyagok lebontását. Az extracelluláris enzimek alapvető szerepet játszanak a növényi

maradványok, illetve általában a talaj szerves anyagainak lebontásában. Emiatt, illetve dinamikus természetük és a talajmikrobákhoz való kapcsoltságuk okán többen (Halvorson et al., 1996, Trascar-Cepada et al., 1998; Dick, 1994; Gregorich et al., 1994) a talajminőség és talajegészség indikátoraiként javasolják alkalmazni az enzimeket.

Az eredményesen alkalmazható lebontási modellek együtt kezelik a poliszacharid-hidrolízis, a fenoxidáz („lignocelluláz” Sinsabaugh et al., 1992), valamint a C, N, P ciklus enzimeinek aktivitását (Sinsabaugh et al., 1993; Sinsabaugh és Moorhead, 1994), ami arra utal, hogy több enzim egyidejű vizsgálata pontosabban mutathatja a talajban zajló komplex folyamatok jellegzetességeit, mint egy-egy kiemelt enzim.

Számos vizsgálat szerint a talajok enzimaktivitása és a tápanyagok mineralizációja között szoros kapcsolat van, amit az is mutat, hogy az adott tápanyagok szerves formáinak felhalmozódása csökkentheti az előállításukat segítő enzimek aktivitását (Dick, 1994; Gregorich et al., 1994) Ez arra utal, hogy az akkumulációs termékek szükséglet meghaladó mértéke az enzimaktivitás kompetitív inhibíciójához vezethet. A folyamat hátterében a vizsgálatok szerint egy repressziós mechanizmus áll, mely az egyszerű (tápelemként szolgáló) szerves vegyületek felhalmozódásával blokkolja az érintett enzimek szintézisét, míg ezek hiányában a lebontandó szerves molekulák felhalmozódásával a lebontásáért felelős enzimek szintézisét gerjeszti (Chrost, 1991).

A makro- és mikroklimatikus, valamint a szezonális változások erősen befolyásolják a talajhőmérséklet és a talajnedvesség értékeit, melyek bizonyítottan hatással vannak a mikrobiális folyamatokra, így az enzimaktivitásra is (Anderson et al., 2004; Kang és Freeman, 1999; Freeman et al., 2001, Boerner et al., 2005).

### **2.3.1. Foszfátáz**

A foszfor számos életfolyamat nélkülözhetetlen alapeleme. Ilyenek a felépítő és egyéb energiaigényes folyamatok, de a nukleinsavaknak is fontos építőeleme. A növények a talajból veszik fel a szükséges foszfor mennyiséget. A talaj összes foszfor tartalmának mintegy 30–70 %-a szerves foszfortartalmú vegyület, mely általában kötött formában van jelen, s így a növények számára nem elérhető. A foszfátáz ezeknek a szerves frakcióknak a lebontásával segíti a növények foszfor felvételét. Rojo és munkatársai (1990) szintén leírták, hogy a szerves foszfor tartalmú vegyületek mineralizációja és a foszfátázaktivitás korrelál egymással. Az oldható foszfát vegyületek talajbeli koncentrációját a foszfátáz „feedback” rendszerű szabályozása biztosítja. A szerves, könnyen oldható foszfor

tartalmú vegyületek koncentráció csökkenése serkenti a foszfatáz termelődését, különösen, ha egyidejűleg növekszik a szerves foszfor vegyületek mennyisége, míg a szerves foszforvegyületek koncentrációjának emelkedése gátolja a foszfatáz képződését, így enzimaktivitás-csökkenést tapasztalhatunk (Gavrilova et al., 1974)

Hoffmann (1968) három típusát különbözteti meg a foszfatáznak: savas, semleges, bázikus, valamennyien a hidrolázok csoportjába tartoznak. A savas foszfatáz 4-6 pH érték mellett éri el a maximális aktivitását (Chunderova, 1970). Ebbe a tartományba esnek a síkfőkúti talajok is. Minél mélyebb talajréteget vizsgálunk, annál alacsonyabb a foszfatázaktivitás mértéke (Fu et al., 1998; Samuel et al., 2000). A legtöbb kutató ezt a felszín közeli rétegek magasabb szervesanyag-tartalmával magyarázza (Kátai és Veres, 2001), illetve a magasabb oxigén tartalommal. A legmagasabb értékeket ennek megfelelően az avartakaróban mérhetjük (Harrison és Pearce, 1979). Mások, például Speir (1984) nem találtak korrelációt a talaj szervesszén-tartalma és a foszfatázaktivitás között, igaz ők trópusi körülmények közt vizsgálták. Nannipieri et al. (1979) szerint a foszfatázaktivitás növekedése rendszerint egybevág a bakteriális biomassza növekedésével.

### **2.3.2. Arilszulfatáz**

Az arilszulfatáz jelentős szereppel bír a tápanyagciklusban, mivel a növények számára is felvehető szulfát vegyületeket szabadít fel szerves kéntartalmú vegyületekből. Ezenkívül közvetett indikátora a talajban élő gombáknak - mivel a gombák szemben a baktériumokkal - tartalmaznak észterszulfátot, az arilszulfatáz szubsztrátját (Dick, 1994). Az arilszulfatáz katalizálja a szerves szulfátvegyületek észterkötéseinek hidrolízisét.

A talajokban található arilszulfatáz pH optimumát Tabatabai és Bremner (1970a) 5,4-6,2-es értékek közé helyezi. Az arilszulfatáz-aktivitás szignifikánsan korreál a talaj szervesanyag-tartalmával és a talajnedvességgel (Tabatabai és Bremner, 1970b, Speir, 1977). Többek között ezért is csökken a foszfatázhoz (és egy sor egyéb enzimhez) hasonlóan az aktivitása a talaj mélységével párhuzamosan. (Speir, 1977). Galastyan és Bazoyan (1974) gyenge negatív korrelációt tapasztalt a szerves szulfátvegyületek és az arilszulfatáz-aktivitás között, míg a szerves kéntartalmú vegyületekkel erős pozitív korrelációt mutattak ki. Cooper (1972) is hasonló következtetésre jutott, erős korrelációról számolt be a szerves észterszulfát-mennyiség és az arilszulfatáz-aktivitás között.

### **2.3.3. Szacharáz**

A szacharáz az avar – talaj rendszer fontos enzime, néhány egyéb enzimmel együtt felelős a növényi avar lebontásáért (Kayang, 2001). A talajra kerülő növényi maradványok cellulóz, hemicellulóz és különböző oligoszacharid tartalmát extracelluláris enzimek, főleg a celluláz, az amiláz és a szacharáz alakítják át oldható anyagokká, elsődleges szubsztrátokat szolgáltatva a mikrobiális asszimiláció számára (Stemmer, 1998).

A szacharáz a hidrolázok csoportjába tartozik. Nizova (1960) szerint a szántóföldek szacharáz aktivitása évszakos változásokat mutat, de a növényfedettség is jelentősen befolyásolja (Balicka és Sochacka, 1959). Berger-Landefeldt (1965) szerint a talajok szerves anyag tartalmával is korrelál az aktivitás nagysága. Ugyanakkor Ross (1976) azt tapasztalta, hogy a talajban lévő mikrobák számával nem mutatható ki közvetlen kapcsolat, sőt a talajlégzéssel sem (Ross, 1973). A talajok nedvesség tartalmának csökkenése viszont redukálja a szacharázaktivitást (Latypova, 1965).

### **2.3.4. Polifenoloxidázok**

Az aromás szénvegyületek egy jelentős csoportját a polifenolok képezik, melyek szubsztrátként szolgálhatnak a polifenoloxidáz és peroxidáz enzimek számára. Az enzimek ezen anyagok oxidatív lebontása mellett (pl. lignolitikus aktivitás) az aromás szénvegyületek összekapcsolását is végezhetik, így a polifenolok polimerizációját (például a humusz anyagok szintézisét) (Freeman et al., 2001; Appel, 1993; Larson et al., 2002).

## **2.4. A talaj szerves anyag készlete**

Az elhalt szerves anyagok mineralizációja, illetve átalakítása egyéb szerves anyagokká (végső fokon humusszá) igen bonyolult folyamat, mely a talajlakó állatoknak, mikroszervezeteknek, ezek szekrétumainak, valamint a növényi eredetű enzimeknek összehangolt tevékenységét igényli. (Macfadyen, 1963)

Az élő szervezetekbe foglalt szerves anyagokat aktív folyamatok védik a lebontással szemben. A talajban lévő holt szerves anyagok, ugyanakkor csak passzív védelemben részesülhetnek például agyag ásványok által képzett refúgiumokba zárva, vagy ellenálló humusz molekulákhoz kapcsolódva. Védelem hiányában a könnyen bomló szerves molekulák, hamar felhasználnának a tápanyagkörforgás folyamataiban.

A szerves maradványok átalakulása két egymással összefüggő folyamatsor – a mineralizáció és a humifikáció – eredményeként zajlik. A mineralizáció a szerves anyagok lebomlását jelenti kis molekula tömegű szervesen összetevőkre (szén-dioxidra, vízre és ásványi alkotókra stb.). Míg a humifikáció az előzővel párhuzamosan végbemenő, ám bonyolult szerves molekulákat eredményező folyamat. E kettő hatására a talaj szerves anyagai állandó dinamikus változás állapotában vannak, amely azonban optimális esetben egyensúlyi állapothoz közelít (Filep, 1987). Ez azt jelenti, hogy ha a körülmények (például a biomassza mennyisége és a talaj vízállapota) éves szinten jelentősebb mértékben nem változnak (legalábbis hosszútávon tartósan) a talaj humusztartalma közel állandó marad. A mérsékelt övben a humuszanyagok egy részének folyamatos átalakulása révén évente átlagosan a készlet mintegy 3 %-a újul meg, azonban ez főleg a bomlékonyabb, kisebb molekulákat jelenti, a stabilabb molekulák évszázadokon át megmaradhatnak szinte változatlan formában (Füleky és Filep, 1999). A talajba kerülő növényi avar mintegy kétharmada mineralizálódik, a maradék zöme humuszanyaggá alakul, míg kisebb hányada a lebontó szervezetek testanyagaiként van jelen. (A fentebb említett arányok a körülményektől függően szélsőséges mértékben ingadozhatnak.)

A talaj szerves anyag tartalma a talajminőség leggyakrabban használt indikátora (Bending et al., 2000). Továbbá alapot nyújt a tápanyagok körforgásához és ezen keresztül a növények növekedéséhez (Jenkinson, 1981), a talaj struktúrák fenntartásához, amivel az eróziós folyamatokat is lassítja (Oades, 1984), de fontos szerepe van a talaj vízháztartásában is. A talaj szerves anyag készlete erősen heterogén, sokféle frakcióból áll, melyek eredete és a talajban betöltött szerepe is igen változatos (Stevenson, 1994). Egy adott terület talajában lévő szerves anyag mennyiségének, minőségének időről-időre történő ismétlődő vizsgálata lehetőséget biztosít a területen bekövetkező változások korai indikációjára, a környezeti stressz talajminőségre vonatkozó változásainak jelzésére. A talaj szerves anyagainak heterogenitásukból fakadóan jelentősen eltérhet az oldhatósága, oxidálhatósága, így „életidejük” is jelentős különbségeket mutathat. Ennek megfelelően vannak lassan változó, mennyiségüket tekintve is hosszabb távon többé-kevésbé állandónak tekinthető frakciók és a külső hatásokra gyorsan reagáló csoportok is. Ez utóbbira példák a labilisabb könnyű frakciók, a vízben oldható szénhidrátok, fehérjék stb. (Bending, 2000)

A talajok szerves anyaga tágabb értelemben a talajban élő szervezetek biomasszáját is magába foglalja. Mégis általában a gyökér- és

egyéb látható szerves maradványoktól mentes mintákat elemzünk. Az így kapott értékek a talaj humusz tartalma mellett a még le nem bomlott szénhidrátokat, fehérjéket, aminosavakat, zsírokat, lignint, kitint, viaszokat és egyéb szerves anyagokat is magukba foglalják (Filep, 1988).

A talajok nedvesség tartalma, hőmérséklete, oxigén ellátottsága, az agyag- és egyéb ásványok mennyisége és összetétele és a biológiai aktivitás mértéke szabályozza leginkább az itt lévő szerves anyagok átalakulását. A legnagyobb aktivitást a talaj legfelső néhány centiméteres rétegében tapasztalhatjuk. A felső tíz cm-es rétegben többnyire néhány héttől néhány évtizedig terjed a szerves anyagok lebomlási ideje, míg (átlagosan) 25 cm-nél mélyebben lényegesen lassabban zajlik. (Harrison et al., 1990)

## **2.5. A talajlégzés általános jellemzése**

A talajok általános jellemzője, hogy összességében oxigént igényelnek a bennük zajló anyagcsere folyamatokhoz ugyanakkor széndioxidot bocsátanak ki. Ez utóbbi folyamatra jellemző, hogy dinamikus egyensúlyt tart fenn a légkör és a világtengerek CO<sub>2</sub> tartalmával. A talajban zajló intenzív anyagcsere folyamatok és a légkörrel való viszonylag lassú gázcseré miatt azonban a talajok pórusaiban, járataiban lényegesen magasabb szén-dioxid koncentrációt mérhetünk. Akár 300-szor magasabb koncentráció értékek is előfordulhatnak a pedoszférában, mint az atmoszférában (Glinski és Stepniewski, 1985; Nobel és Palta, 1989).

A CO<sub>2</sub> talajbeli szerepe több szempontból is jelentős. Részben szénforrásul szolgál számos talajban élő szervezet számára, a talajnedvességgel szénsavat alkotva befolyásolja a talaj pH-ját és segíti a talajásványok mállását (Szabó, 1989). A szerves vegyületek kémiai lebontásakor aerob körülmények között szén-dioxid szabadul fel, de az anaerob légzés, sőt bizonyos fermentatív folyamatokhoz társulva is képződik CO<sub>2</sub>. A talajok szén-dioxid emissziójának nagysága fontos indikátora a szerves anyag bomlás intenzitásának és ezzel összefüggésben a mikrobiális aktivitásnak (Gerenyu et al., 2005). A „talajlégzés” fogalma a talajban élő növények és állatok, valamint a mikroorganizmusok és a gyökerek szén-dioxid kibocsátását egyaránt magába foglalja és természetesen az oxigénfogyasztást is (Witkamp, 1969).

Sokáig a talajlégzést tartották a biológiai aktivitás legjobb indikátorának. Jelenleg a legtöbb szerző egyetért abban, hogy ezt a módszert egyéb eljárásokkal együtt (pl. enzimaktivitás méréssel, vagy a biomassza mennyiségének vizsgálatával) célszerű használni (Szabó, 1986).

A 20. század első évtizedeiben végzett kutatásai alapján Lundegardth (1927) megállapította, hogy az általa vizsgált talajokból felszabaduló biológiai eredetű CO<sub>2</sub> kevesebb, mint egyharmada származik a gyökérlégzésből. A H. J. Andrews DIRT Site-on, (melyen ugyanolyan avarkezeléseket alkalmaztak, mint mi a síkfőkútin), azt tapasztalták (Sulzman et al., 2005), hogy az élő gyökerek és a rizoszféra 23 %-ban járult hozzá a talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásához, a felszín alatti avar 58 %-ban, a felszín feletti pedig 19 %-ban. Fontos megjegyezni, hogy a területet örökzöld fenyves erdők takarják, a lombhullató erdőben létesített Harward DIRT Site-on (Petersham, MA, USA) (Bowden et al., 1993), a felszín alatti avar bomlása csupán 30 %-ban járult hozzá a talajlégzéshez, míg a gyökérszövet és a rizoszféra légzése 33 %-os értéket mutatott és a maradék 37 % jutott a felszín feletti avarra. Az eltéréseket a felszín alatti és feletti avar input mennyiségi és minőségi (pl. a C/N arány) különbségei magyarázzák. Az Andrews parcellákon átlagosan 36/1 (Keirstead, 2004), míg a Harward esetén 23/1 értékeket mértek a talaj felső 20 cm-es rétegében. Sulzman et al. (2005) azt tapasztalták az Andrews DIRT Site-on, hogy nedvesebb években a felszín alatti avar hozzájárulása a talajlégzéshez arányait tekintve alacsonyabb, mint a szárazabb években (a legszárazabb évben 65 %-t, míg a legnedvesebben 49 %-t mértek).

A CO<sub>2</sub> produkció mértékét számos tényező befolyásolja. Ahogy a fenti példa mutatja a növényzet, az elhalt növényi maradványok mennyisége és minőségi paraméterei, a lebontást végző mikroorganizmusok száma és aktivitása, a talaj szerkezete, pH-ja, a teljes só koncentráció, a hozzáférhető tápanyagok mennyisége stb. (Baver, 1959; Pántos-Derimova, 1983).

A talaj hőmérséklete és nedvesség tartalma a legfontosabb ökológiai faktorai közé tartoznak a talajban folyó szervesanyag-lebomlásnak és a CO<sub>2</sub> kibocsátás szabályozásának (Swift et al., 1979; Lomander et al., 1998; Rustad et al., 2000). Részben az előbbiekkal magyarázható, hogy a talajok szén-dioxid termelése évszakos ingadozást mutat. Természetesen az adott területre jellemző éghajlat, (illetve rövidtávon az időjárás) befolyásolja a maximumok és minimumok alakulásának időrendi mintázatát (Grogan és Chapin, 1999). A talajnedvesség, a hőmérséklet és a CO<sub>2</sub> kibocsátás összefüggéseinek vizsgálata már a múlt század elején megkezdődött. Russel és Appleyard (1915) eredményei azt mutatták, hogy a talajlevegő CO<sub>2</sub> koncentrációja a hidegebb hónapokban a hőmérséklettől, míg a melegebb hónapokban a talaj nedvességétől függött inkább. Wildung et al. (1975) vizsgálatai szerint a talajlégzés legmagasabb értékei 15 °C fölötti hőmérséklet esetén jelentkeztek. Richards et al. (1952) laboratóriumi

vizsgálatai is azt mutatták, hogy 10-15 °C feletti hőmérsékletnél és 40-60 % feletti szántóföldi vízkapacitásnál mérhető (Katznelson és Stevenson, 1956) a talaj maximális mikrobiális aktivitása. Tarafdar és Rao (1992) maximális CO<sub>2</sub> kibocsátást a maximális vízkapacitási érték 50 %-ánál mérték. A talaj nedvességtartalmának talajlégzésre gyakorolt hatását befolyásolja a közeg hőmérséklete is. Wildung et al. (1975) szerint 6 °C alatt a nedvességtartalom növekedése nem befolyásolja számottevően a talajlégzés intenzitását. Magasabb nedvességtartalmú (Conant et al., 2000; Ouyang és Zheng, 2000), finomabb textúrájú (Bouma és Bryla, 2000), kevésbé lúgos talajokban (Klebanovich és Moroz, 1998) mérték nagyobb CO<sub>2</sub> termelést. Fűves vegetáció esetén, főleg dúsabb fűvű réteken nagyobb mennyiségű CO<sub>2</sub> szabadul fel, mint az erdőségekben (Arunachalam et al., 1999; Chen et al., 2000).

A mérések eredményeinek értékelésekor célszerű figyelembe venni, hogy a talajokban képződő szén-dioxid abiotikus reakciók révén is kialakulhat, például a karbonátok bomlásakor, illetve a képződő CO<sub>2</sub> egy részét felhasználhatják bizonyos talajokban élő autotróf szervezetek a szén-dioxid megkötésekor (Szabó, 1986).

## **2.6. A légkör növekvő CO<sub>2</sub> koncentrációjának és a talajok szerves anyag tartalmának egymásra hatása**

Az IPCC (1995) (Intergovernmental Panel on Climate Change) megállapítása szerint az üvegházhatást okozó gázok (pl. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) koncentrációja az ipari forradalom kezdete óta folyamatosan növekszik, melynek következtében az elmúlt 100 – 150 évben mintegy 0,7 °C-kal nőtt a felszíni átlaghőmérséklet bolygónkon. Az előrejelzések szerint a 21. század végére az ipari forradalom előtti időszakhoz képest meg fog kétszereződni a CO<sub>2</sub> légköri koncentrációja, ami (kiegészülve a többi üvegházhatást erősítő gázzal) legalább 2 °C-kal növeli a földfelszín átlaghőmérsékletét (Mosier, 1998).

A szén ciklusba bekerülő szén-dioxid jelentős része a növények, az állatok és a mikroorganizmusok lélegzéséből, a kőzetek mállásából, valamint a vulkáni tevékenységből származik, míg az antropogén eredetű ipari tevékenység 5 – 15 %-ban felelős a légkörbe jutó CO<sub>2</sub> mennyiségért. Ez utóbbi érték csak látszólag csekély, hiszen a természetes folyamatok révén képződő gázokkal szemben ez plusz mennyiségként jelentkezik a légkörben (Zágoni, 2006). A légkör CO<sub>2</sub> koncentrációja az input és output folyamatok dinamikus egyensúlya következtében jön létre. Az Ipari Forradalom kibontakozása óta az input folyamatok túlsúlyba kerültek. Az

erdőégetés, a szűzföldek szántóföldi művelésbe vonása, a permafroszt rétegek olvadása, a talajlégzés fokozódása tovább erősíti a fosszilis tüzelőanyagok elégetésével növekvő CO<sub>2</sub>-kibocsátást.

A globális felmelegedés valószínűleg hatással lesz a talajok szerves anyagainak bomlására, és ezen keresztül a bioszféra szén körforgalmára is. Több kutató is feltételezi, hogy a hőmérséklet növekedése erősebben indukálja a lebontó, mint a felépítő folyamatokat (Woodwel, 1978; Jenkinson et al., 1991; Schimel et al., 1994; Kirschbaum, 1995). Ennek hatására megindulhat a szén-dioxid talajokból történő fokozott kiáramlása, ami – pozitív visszacsatolásként – a légköri szén-dioxid szint további növekedését okozhatja (Townsend et al., 1992; Schimel, 1995; Kaye és Hart, 1998; Cox et al., 2000). A talajlégzés növekedése a talaj szerves anyagainak csökkenését eredményezheti, ami a termőhely leromlásához vezethet.

Fontos megjegyezni ugyanakkor, hogy működnek az előzőekkel ellentétesen ható output folyamatok is. A légkör magasabb CO<sub>2</sub> koncentrációja serkenti a növények fejlődését a fotoszintézis növelése révén, és a talaj szénmegkötő-képességét is (Bazzaz et al., 1996). A várható hatások egyértelműbb előrejelzéséhez további – az eltérő körülményeket figyelembe vevő – vizsgálatok szükségesek.

Bár a CO<sub>2</sub> növekmény a kutatók többsége szerint elsődlegesen a fosszilis tüzelőanyagok elégetése miatt került a légkörbe, ám egy tekintélyes hányada a talajok szerves anyag szintjének csökkenése révén, melyet az erdőségek kivágása és a szűzföldek szántóföldi művelésbe vonása, vagy beépítése idézett elő (Wild, 1988). Buringh (1984) szerint a talajok szerves anyag tartalma napjainkban csupán kb. 75 %-a a földművelés elterjedése előtti időszakénak. A Föld felszínét borító talajok felső egy méteres rétegében lévő szerves anyagok szén tartalmát Batjes és Sombroek (1997) 1200 – 1600 Gt-ra becsüli. Buringh (1984) 1500 Gt-t ír erre a rétegre, míg számításai alapján felső két méter mintegy 2376 – 2456 Gt szenet tartalmaz (Batjes, 1996). A becslések szerint a talaj nagyjából két és félszer több szerves szenet raktároz, mint a növényzet és kétszer annyit, mint a légkör (Batjes, 1998). A szárazföldi növények éves nettó produkciója (a fotoszintézis lévén) 55 Gt, melynek legnagyobb része végül elbomlik és végső fokon szén-dioxiddá alakul (Bolin, 1981). A kisebbik hányada viszont a humuszanyagokba épülve (vagy megfelelő körülmények között a szénülési folyamatba kerülve) hosszabb időre is kikerülhet a gázciklus talaj és légkör közötti körforgásából.

A bolygatatlan mérsékelt égövi talajok szerves anyag tartalma általában csak lassan változik (Johnston, 1991) kivéve, ha intenzív erózió

sújtja a területet. Stefanovits (1975) szerint, ha a környezeti feltételek kedvezőek, nem történik jelentősebb mértékű szerves anyag felhalmozódás, különösen a zárótársulások és a rájuk jellemző talajtípusok esetén.

A szántóföldi művelés és egyéb antropogén beavatkozások viszont néhány év, illetve évtized alatt felére csökkenthetik a művelésbe vont talajok szerves anyag tartalmát (Alvarez et al., 2001; Lal, 2002). A trópusokon gyorsabban zajlik a folyamat, mint a mérsékelt övben (Paustian et al., 1997a; Paustian et al., 1997b), ám a végeredmény ugyanaz. A folyamat hátterében az avarprodukciónak jelentős csökkenése áll, emiatt a mikrobiális mineralizáció a talaj szerves anyag készletét apasztja, majd a szerves szubsztrátok csökkenésével a lebontásban résztvevő baktériumok és gombák aktivitása és száma is visszaesik. Ezeket a hatásokat jelzi a talajlégzés (Steenwerth et al., 2005) és az enzimaktivitás csökkenése is. A fent leírt folyamatokat tovább erősíti a felgyorsuló erózió, mely lejtős térszíneken szinte mindig bekövetkezik a természetes növényzet kiirtását követően. Ennek az ellentettje is igaz: Campbell (1978) leírása szerint egy római kor óta művelt szántón 1883-ban felhagytak a termeléssel és a visszaerdősülő területen kevesebb, mint egy évszázad alatt több mint a duplájára nőtt a talaj szén és nitrogén tartalma.

## **2.7. A növényi biomassza szerepe a klímaváltozásban**

A talajban, illetve a talajon lévő holt szerves anyag a szénkörforgalom meghatározó készletét jelenti. A Föld erdőségeinek irtása következtében 1850 – 1985 között hozzávetőlegesen 120 Gt szén jutott a légkörbe (Shaver, 1992). Raich és Schlesinger (1992) becslése szerint a lebomló avar (beleértve a gyökérzetet is) mintegy 70%-át adja a talajokból történő teljes szénkiáramlásnak, melynek mennyiségét évi 68 Gt-ra becsülték. A talajokban zajló kémiai és biológiai folyamatok befolyással vannak a globális klímaváltozásra az üvegházgázok koncentrációján keresztül. A talajokban zajló folyamatok az NO<sub>x</sub> és a CH<sub>4</sub> esetén 30%-kal, az N<sub>2</sub>O-nál 70%-kal, míg az NH<sub>3</sub>-nál 20%-kal, járulnak hozzá a légkörbe jutó gázok emissziós értékeihez (Mosier, 1998).

A mérsékelt öv bizonyos régióiban, ahol nagy mennyiségű élelmiszer-felesleget állítanak elő (pl. az EU területén) a mezőgazdasági területek kiterjedését csökkentették az elmúlt évtizedekben át(vissza)alakítva őket erdőségekké, legelőkké. Ezekben a területeken 50 – 100 év alatt állhat vissza a talajok eredeti humusz tartalma (Cole, 1996). Schimel (1995) szerint a – főleg az északi mérsékelt övben tapasztalható –

újraerdősülés miatt éves szinten  $0,5 \pm 0,5$  Gt szén kötődik meg a légkörből és ennek a duplája a talajok és a növényzet nagyobb mértékű asszimilációja miatt. Ez mérsékli az antropogén eredetű  $\text{CO}_2$  légköri dúsulását, sajnos ezzel a folyamattal szemben a trópusi területhasználat-változás (főleg az esőerdők mértéktelen irtása) következtében évente  $1,6 \pm 1$  Gt szén kerül a légkörbe.

Számos vizsgálati eredmény mutatja, hogy a magasabb  $\text{CO}_2$  szint mellett képződő növényi szövetekben a nitrogén koncentráció alacsonyabb (Cotrufo et al., 1998; Norby et al., 1999), ami azt jelenti, hogy emelkedő széntartalom esetén a nitrogéntartalom mintegy „felhígul” (Norby et al., 1999.; 2000). A nitrogén-koncentráció csökkenése mellett növekszik a nehezebben lebontódó másodlagos metabolitok (fenolok, tanninok, és a lignin) mennyisége (Norby et al., 2001). Márpedig az avar minőségi paraméterei, úgymint a N koncentráció, C/N arány és a lignin/nitrogén arány jelentős mértékben befolyásolja a talaj mikroba-közösségeinek összetételét, aktivitását (Hu et al., 2001) és ezen keresztül a lebontás sebességét (Swift et al., 1979; Aerts, 1997).

A fenti hatást nyilvánvalóan befolyásolják az adott terület talajának, növényzetének és egyéb paramétereinek jellegzetességei. Ennek megfelelően voltak olyan vizsgálatok, ahol nem, vagy csak csekély mértékben jelentkezett a  $\text{CO}_2$  emelkedés hatása az avarlebontásra (Finzi et al., 2001).

Norby et al. (2002) és King et al. (2004) szerint magasabb légköri  $\text{CO}_2$  szint mellett a hajszálgökök fokozódó anyagcseréje és a felszínükön kiválasztott anyagok mennyiségének növekedése miatt növekszik a mikrobiális aktivitás és ennek következtében nő a talajfelszín szén-dioxid kibocsátása is.

Sulzman et al. (2005) egy idős duglászfenyő (*Pseudotsuga menziesii*) erdőben az Oregon állambeli (USA) H. J. Andrews DIRT Site-on végzett vizsgálataik alapján úgy vélik, hogy a pluszban hozzáadott avar (ha annak magas a C/N aránya) elősegíti a talajban lévő idősebb szerves anyagok lebontását, tehát az avarprodukciónak növekedése révén inkább növekszik a légkörbe jutó  $\text{CO}_2$  mennyisége (Norby et al., 2002), mint a talajban raktározódó szénkészlet. Ez pedig egy pozitív visszacsatolást jelent az atmoszférikus  $\text{CO}_2$  szint növekedése esetén a légkör és a talaj szén-dioxid kibocsátása között (Pendall et al., 2004). A tanulmány készítői maguk sem tudják, hogy a fenti hatások mennyire általánosak, de úgy vélik, hogy a nagy C/N arányú talajokon gyakorta előfordulhatnak ilyen folyamatok.

### **3. Anyag és módszer**

A Síkfőkút DIRT Projectben alkalmazott módszerek, az eredmények összehasonlíthatósága érdekében megegyeznek az ILTER DIRT Project keretében használt technikákkal. Az eljárások kiválasztásánál az USA LTER talajtani kutatásokban alkalmazott módszerkönyvét tekintettük irányadónak (Robertson et al. 1999). Vizsgálatainkba bevontunk azonban néhány olyan módszert is, melyeket az amerikai kutatóhelyeken nem használtak.

#### **3.1. A kísérleti terület leírása**

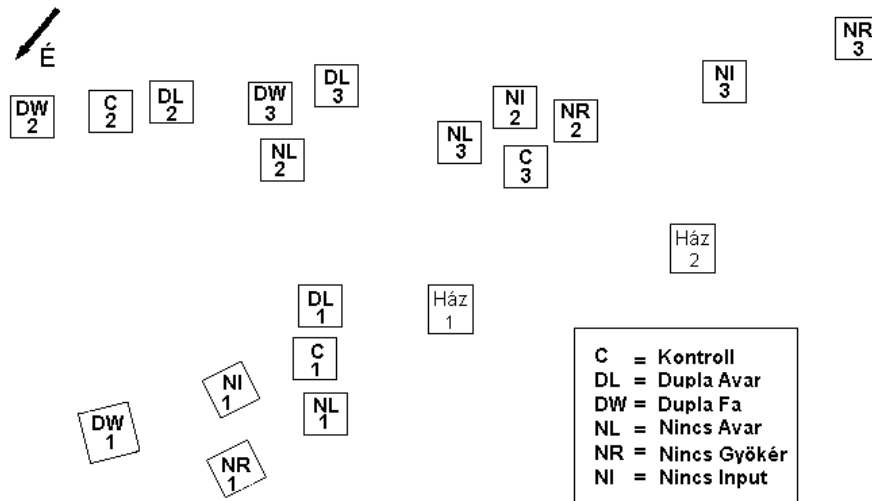
A Síkfőkút Project 64 hektáros területe a Bükk hegység déli részén 325 méteres átlag magasságban helyezkedik el. GPS-es koordinátái é. sz.  $47^{\circ}90'$  k. h.  $20^{\circ}46'$ . A terület 1976-óta védett, természetvédelmi kezelője a Bükki Nemzeti Park. Az átlagos évi csapadék mennyiség 550 mm. Talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Stefanovits, 1985). A talaj pH-ja:  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ : 4,2;  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ : 4,8. A FAO osztályozás szerinti típusa cambisol, melyen cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris* társulás) található.

#### **3.2. A DIRT-konceptió ismertetése**

A DIRT-konceptiót 1957-ben dolgozták ki a Wisconsin Egyetemen az ottani füves területek és erdő ökoszisztémák hosszú távú tanulmányozására (Nielson and Hole 1963). Az USA-ban négy kutatóhelyen létesítettek DIRT parcellákat: Harvard Forest (1990), Bousson (1991), H. J. Andrews (1997), University of Michigan Biological Station (2004). Az USA ILTER DIRT Projecthez Európából a Síkfőkút DIRT Project mellett a németországi (Universität Bayreuth BITÖK) csatlakozott. A Síkfőkút DIRT Projectet 2000 novemberében alapítottuk amerikai kutatók helyszíni közreműködésével. Az amerikai DIRT Site-ok mintájára 18 parcellát létesítettünk, azaz a hatféle kezelést (lásd 1. táblázat), háromszori ismétlésben alkalmaztuk. A  $7 \times 7$  méteres parcellák helyének kijelölése a területen random módon történt (1. ábra).

1. táblázat. A DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) parcellák kezelései

A kezelés elnevezése	Leírás
Kontroll (C)	Normál avar input, nincs külső beavatkozás.
Nincs Avar (NL)	A talaj feletti avart eltávolítjuk a parcelláról. Az avar eltávolítása gereblyézéssel történik, egész évben folyamatosan. Az ágdarabokat, nagyobb gallyakat különválasztjuk a felszíni avar többi részétől.
Dupla Avar (DL)	A talaj feletti lombavart megduplázzuk annak az avarnak a felhasználásával, amelyet a Nincs Avarkezelésről távolítottunk el. Az avar áthordása folyamatosan történik egész évben.
Dupla Fa (DW)	A talajfeletti fa inputot ágdarabok hozzáadásával megduplázzuk. A területre jellemző átlagos faprodukcióval számolunk.
Nincs Gyökér (NR)	A parcellákat 40 cm széles és 1 m mély árokkal körbeárkoltuk. A kiásott talajt a parcellán kívül helyeztük el, törekedve arra, hogy ne ériék zavaró hatások a parcella területét. A kiásott árokba gyökérálló 1 m széles Delta MS 500 típusú kb 0,6 mm vastagságú, nagysűrűségű polietilén lemezt helyeztünk, a gyökerek kívülről történő benövésének megakadályozására, majd az árokat visszatemettük. A gyökér-avarprodukciónak kizárására a parcellák növényzetét eltávolítjuk (a cserjéket az alapításukkor kivágtuk), majd időről időre a lágyszárúakat is elpusztítjuk a területen Medallonnal permetezve (hatóanyag: 480 g/l glifozát-ammónium) és az elszáradt növényi maradványokat összegereblyézzük. A parcella körüli fákról származó lombavarprodukciónak a helyszínen hagyjuk.
Nincs Input (NI)	A föld feletti avar inputot kizárjuk, mint a Nincs Avar kezelés esetében. A földalatti gyökéravart kizárjuk, mint a Nincs Gyökér kezelés esetében.



1. ábra. A 7\*7 méteres élhosszúságú DIRT parcellák elhelyezkedése a Síkfőkút Projecten

### 3.3. Talajmintavétel

A talajmintákat parcellánként 5 helyről random módon gyűjtöttük a talaj 20 cm-es mélységéig hatoló furatokból, melyhez Oakfield típusú talajfúrót használtunk (Oakfield Apparatus Company, USA). A mintákat homogenizáltuk és beszállítottuk a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszékének, illetve a Nyíregyházi Főiskola Környezettudományi Tanszékének laboratóriumaiba. A mintákat hűtőszekrénybe tároltuk 4°C-on a felhasználásig, melyre a gyűjtést követő egy héten belül lehetőség szerint sort kerítettünk.

### 3.4. A talaj hőmérsékletének és nedvességtartalmának mérése

A talaj hőmérsékletének mérésére minden egyes parcella középpontjában 10 cm-es mélységbe 1 db ONSET gyártmányú StowAway TidbiT típusú talajhőmérséklet-mérő adatgyűjtőt (data-logger) (Onset Computer Corporation, USA) helyeztünk ki. A kezelések talajainak hőmérsékletét 2001. március 8-ától folyamatosan mértük. Az adatgyűjtőket

úgy programoztuk be, hogy a talaj hőmérsékletét óránként rögzítsék. Az adatok letöltése meghatározott időközönként, általában évente történt.

A talajminták nedvesség tartalmának meghatározását 105 °C-on történő 24 órás szárítással végeztük.

### **3.5. A talaj pH-jának meghatározása**

A talaj pH-ját vizes szuszpenzióból mértük. 5 gramm légszáraz talajhoz 12,5 ml desztillált vizet adtunk. Összerázás után a szuszpenziót 30 percig állni hagytuk. A pH mérésére Orion gyártmányú kombinált üvegelektrodót és Cole-Parmer digitális pH-mérőt használtunk.

### **3.6. A talaj szén és nitrogén tartalmának meghatározása**

A talajminták szén és nitrogén tartalom meghatározását a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumában Dr. Nagy Péter Tamás végezte Elementar VARIO EL C-H-N-O-S (Hanau, FRG) típusú készülékkel (Nagy, 2000).

### **3.7. Lombavarbomlás sebességének vizsgálata**

A lombavarbomlás vizsgálatához az Unger – féle cellulózteszt módszerhez hasonló megoldást választottunk (Szegi, 1979), de gyapotvatta helyett légszáraz lombavart helyeztünk a nylonzsákokba (Gosz et al., 1973). A kiszárított lombavarból (mely a vizsgált területről származott) 3-3 gramm körüli mennyiséget (a tömegüket pontosan megmértük és a kapott értékeket feljegyeztük) helyeztünk a 8x16 cm-es – szintetikus műszáלבól álló – zsákokba, (lyukátmérőjük 1 mm) melyeket alumínium kapsokkal lezártunk. A mintákat egy műanyag lapocskával jelöltük, melybe előzőleg beleütöttük a minta számát. Ezt követően a mintaterületen egyenes mélységben, függőlegesen leástuk őket (a zsákok felső része közvetlenül a felszín alatt, míg az alja 16 cm mélyen helyezkedett el. Parcellánként 9 darabot helyeztünk el 2004. április 5-én. A 3 - 3 mintaszák kiemelésére 3, 6, 12 hónap elteltével került sor. A maradék lombavart - kiemelve a zsákból - lavórban kíméletesen átmostuk vízzel, eltávolítva a levélmaradékokra tapadt talajszemcséket, a gyökereket pedig csipesszel emeltük ki, majd a minták szárítása után lemértük a maradékanyag tömegét. Ezt kivonva a kiindulási tömegből megkaptuk az anyag

veszteséget. A vízdoldható frakció nagyrésze valószínűleg már a talajban kioldódott, így a mosás során számottevő veszteség emiatt nem keletkezett.

### **3.8. A talajenzim-aktivitás mérése**

A polifenoloxidáz-aktivitást összesen 18 alkalommal mértük 2002 júliusától 2005 júniusáig a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszékének laboratóriumában. Az első évtől eltekintve a vegetációs időszakban kora tavasztól késő őszig vettem talajmintákat. A méréseket Sinsabaugh és munkatársai (1999) leírása alapján végeztük kisebb változtatással. 1 óras inkubációs időt és 30 °C-ot alkalmaztunk az eredetileg megadott 1 – 6 óra, illetve 20 °C helyett. Az időtartam megfelelt a Sinsabaugh és munkatársai által megadott leírásnak, míg a magasabb hőmérsékletet azért kellett bevezetnünk, hogy fenntarhassuk az állandó laboratóriumi körülményeket. (A 20 °C-ot nyaranként nem tudtuk volna stabilan biztosítani.) A minták abszorbancia értékeit spektrofotométerrel (Zeiss Spekol 07) mértük 460 nm-es hullámhosszon.

Az arilszulfatáz enzim aktivitását 2004 júniusa és 2006 októbere között 15, míg a szacharázét 13 alkalommal mértük. Három alkalomtól eltekintve azonos időpontban, ugyanazon helyről gyűjtött talajmintákból. A vizsgálatokat a vegetációs időszakban végeztük (a minta vétel télen – decembertől márciusig – szünetelt). Az arilszulfatáz-aktivitást Schinner (1996) módszere szerint mértük és Perkin Elmer  $\lambda 2$  UV Spektrofotometer-t használtunk a vizsgálatokhoz, míg a szacharázaktivitást Frankenberger és Johanson (1983) leírása szerint mértük az elkészített oldatok titrálásával.

A foszfatáz enzim mérését Krakomperger Zsolt végezte a Debreceni Egyetem Ökológia Tanszékének laboratóriumában Sinsabaugh et al. (1999) alapján. A dolgozatban szereplő adatok a 2001 áprilisától 2005 szeptemberéig tartó időszakból származnak, és 15 mérési időpont adatait foglalják magukba. Az abszorbancia mérése a fenoloxidázhoz hasonlóan Zeiss Spekol 07 spektrofotométerrel történt 410 nm-en. A dolgozatban szereplő adatok értékelését és a foszfatáz fenoloxidázzal történő összevetését, valamint az ehhez szükséges statisztikai elemzést a Nyíregyházi Főiskolán végeztem.

### **3.9. A talaj szerves anyag tartalmának mennyiségi meghatározása**

A szervesanyag-tartalom meghatározását a Tyurin-féle káliumbikromátos módszerrel végeztük (Buzás, 1988). Az 1 mm-es szitán átszitált légszáraz talaj körülbelül 10 g-ját csipesszel megtisztítottuk a gyökerektől, majd dörzsmozsárban eldörzsöltük. Mintánként 0,2 g talajjal dolgoztunk tovább. A humusztartalom alakulását 2001 áprilisától 2006 októberéig mértük minden ősszel, illetve az első években tavasszal is összesen 9 alkalommal. Minden parcella esetén a begyűjtött, kiszárított és homogenizált talajmintákból legalább három (ahol szórta az eredmények ott négy vagy öt) vizsgálatot végeztünk, így kezelésként min. 9 humusztartalom eredmény állt rendelkezésünkre egy-egy mintavételt követő vizsgálat során.

### **3.10. A talajlégzés vizsgálata**

A talajlégzés intenzitását a talaj oxigén felvételének és a szén-dioxid kibocsátásának mérésével lehet meghatározni. Gyakran csak a CO<sub>2</sub> kibocsátást mérik (mint ahogy mi is tettük kísérletünkben), ami lényegesen könnyebbé teszi a vizsgálatok kivitelezését. A síkfőkúti DIRT parcellák talajainak légzését 3 módszerrel is vizsgáltuk. A parcellák felszínéről távozó, a talajban élő összes szervezet szén-dioxid kibocsátását mutató „nátron-mész” módszert alkalmazta Kotroczó et al. (2008). Ennél a módszernél a szén-dioxidot nátron-mésszel nyeletik el (Grogan, 1998), majd a tömegnövekedést mérik analitikai mérlegen. IRGA-t (infravörös gázanalizátort) használt Kovács Eszter (MTA-ÖBKI) (Borken et al., 2003; Savage és Davidson, 2001; Bekku et al., 1997). Ezekkel a módszerekkel mértek az amerikai kollegák is (Sulzman et al., 2005)). Ezen dolgozat szerzője a begyűjtött talajminták laboratóriumi vizsgálatát alkalmazta, mely elsősorban a talajban élő mikroorganizmusok (illetve kisebb részben az apróbb talajállatok) légzését mutatja. Ez utóbbit Jenkinson és Powlson (1976) szerint végeztük. A módszer a légmentesen lezárható üvegbe helyezett 100 gramm növényi maradványoktól mentes talaj által termelt szén-dioxid 0,1 M-os NaOH oldatban történő elnyelésén alapszik, melyet 10 nap elteltével 0,1 M-os HCl oldattal titrálunk. Ebben a dolgozatban ez utóbbi módszer segítségével kapott eredményeket elemzem. 2004 júniusában mértük először a begyűjtött talajminták szén-dioxid termelését, míg az utolsó vizsgálatra 2007 májusában került sor. Ez idő alatt összesen tizenhárom alkalommal vizsgáltuk a CO<sub>2</sub> kibocsátást.

### 3.11. Alkalmazott statisztikai módszerek

A vizsgálatok során nyert adatok statisztikai elemzését a Statistica 5.5 verzió, illetve az Microsoft® Office 2003 Excel® programok segítségével végeztük.

A kísérlet beállításakor gondoskodtunk a random mintavételről és az egyes mintaelemek függetlenségéről, a Kolmogorov – Szmirnov teszt segítségével határoztuk meg, hogy az aktuálisan vizsgált adatok normál eloszlást követnek-e, míg a varianciák homogenitását az  $F_{\max}$ -próba segítségével vizsgáltuk. Ez utóbbi feltételek alapján döntöttük el, hogy melyik paraméteres, vagy nem paraméteres próbát használjuk. Korrelációt, páros és kétmintás t-próbát, valamint varianciaanalízist végeztünk, mely (a csoportok közötti szignifikáns eltérés esetén) kiegészült a Tukey-próbával. Egy esetben (a fenoloxidáz vizsgálatokor) találoztunk nem paraméteres próbát igénylő adatsorral, itt a Kruskal – Wallis tesztet, valamint a Mann – Whitney tesztet használtuk. A vizsgálatok során elfogadható szignifikancia szintnek az 5%-ot választottuk ( $p=0,05$ ), az ilyen, vagy ennél kisebb  $p$ -érték esetén tekintettük a vizsgált csoportokat szignifikánsan különbözőnek.

## 4. Eredmények és azok magyarázata

### 4.1. A lombavar-lebomlás sebessége a DIRT kezelésű parcellák talajaiban

Ennél a vizsgálatnál csak öt kezelés értékeit tudtuk egybevetni (DL, C, NL, DW, NI), mivel a szárítás során a NR minták egy része összekeveredett egymással, így ezeket kénytelenek voltunk mellőzni az elemzések során.

A DIRT kísérlet már 3 és fél éve folyt, amikor a lombavart tartalmazó nylonhálós zacskókat kihelyeztük. Ez az idő véleményünk szerint elegendő volt arra, hogy a parcellákban eltérő ökológiai viszonyok alakuljanak ki, melyekhez a talajba leásott lombavar bomlási sebessége is igazodott. A vizsgálat egy éve alatt exponenciálisan csökkent a lebomlás mértéke mind az öt kezelésnél, ha a kiindulási tömeget vetjük össze a három vizsgálati időpontban (3, 6, 12 hónap elteltével) mért avartömeeggel (2. ábra.).

A lombavarbomlás sebességében az első 3 hónapban tapasztaltuk a legcsekélyebb különbségeket a kezelések között. A legmagasabb (DW) és a legalacsonyabb (NL) érték között a különbség 10,7 % volt. A hatodik hónap után a különbség 19 %-ra, 12 hónap elteltével 49,3 %-ra nőtt, de itt már a NI értékei voltak a legalacsonyabbak. A három és a hat hónapos avarbomlási adatokat vizsgálva az ANOVA nem mutatott szignifikáns eltérést a kezelések között, ezzel szemben a 12 hónap után kiásott mintáknál már szignifikáns különbség jelentkezett:  $F_{(5;40)}=9,21$ ,  $p<0,001$ . A Tukey-próbát elvégezve a NI-nál szignifikánsan magasabb értéket mutatott a DL ( $p=0,005$ ), a C ( $p=0,012$ ), és a DW ( $p<0,001$ ), ez utóbbi a NL-nél is ( $p=0,003$ ).

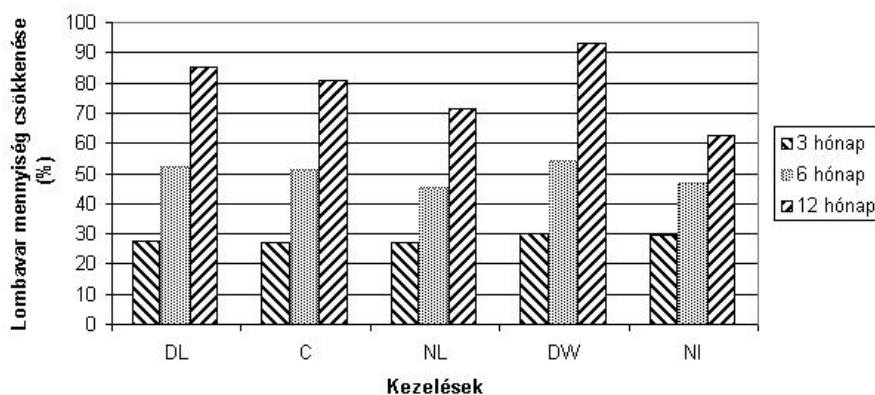
Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a vizsgálat egy éve alatt a lebomlás mértékét meghatározó folyamatokat egyre erősebben befolyásolták a kezelések, illetve a hozzájuk kapcsolódó ökológiai változások.

Minél nagyobb volt a talajba kerülő avar tömege (a különféle kezelések miatt), illetve annak lignin tartalma, annál nagyobb mértékben nőtt a lebontás sebessége. Ez a hatás a 12 hónap folyamán egyre erőteljesebbé vált. A legintenzívebb lebontást a DW kezelés talajai mutatták (ez a második 6 hónap folyamán vált különösen jelentőssé). Ennek valószínű oka az lehetett, hogy az itt élő mikroba közösségek alkalmazkodtak leginkább a magas lignin tartalmú részek lebontásához,

mivel a parcellák létrehozása óta dupla mennyiségű faanyag került magas lignin tartalmával a talajra. A 12 hónapos avarbomlási értékek esetén a második helyen a DL, a harmadikon a C, a negyediken a NL, míg az utolsón a NI állt, a kezelésként talajba kerülő ligninmennyiség sorrendjének megfelelően. A 6 hónapig leásott avar vizsgálata is hasonló eredménnyel végződött, azzal a különbséggel, hogy a NI a NL-nél kicsivel magasabb értéket mutatott.

A felszínre kerülő avar mennyisége nemcsak közvetlenül, de közvetve is hat a talaj ökológiai viszonyaira. A NL és a NI kezelések esetében az avartakaró hiánya befolyásolja talaj hőháztartását is, nyáron melegebb, télen hidegebb talajhőmérséklet kialakulását eredményezve, mint az avarral fedett területeken. Télen például a DL átlagosan 2,5 °C-kal melegebb a NI-nál, és 2,3 °C-kal a NL-nél, míg nyáron a NI 1,3 °C-kal, a NL 0,6 °C-kal melegebb a DL-nél. A DL-nél egyetlen olyan nap sem volt, amikor a napi átlaghőmérséklet fagypont alá ment volna – pedig éveken keresztül mértük a talaj hőmérsékletét -, míg a NI-nál a napi középhőmérsékleti értékek többsége fagypont alatti volt a tél folyamán. Ezeket az értékeket 10 cm-es mélységben mértük, a felszín közelében még jelentősebbek lehetnek az eltérések a kezelések között. A szélsőségesebb, gyorsabban változó talajhőmérséklet negatív hatással lehet a lebontási folyamatokra (Tóth et al. 2006). A talajnedvesség is szélsőségesebben változhat az avarréteg mérséklő hatása nélkül, különösen a NL-kezelés esetén. (A NI-nál a növényzet kiirtása miatt nem működik az evapotranszspiráció, emiatt itt mértük az öt kezelés közül a legmagasabb átlagos nedvesség értéket).

A talajnedvesség fontos tényezője az avarlebontás intenzitásának (Batjes, 1998). Amit az is bizonyíthat, hogy a legnedvesebb talajú NI az első három hónapban a második leggyorsabb bomlást mutatta, alig valamivel elmaradva a DW mögött. A bomlási időszak későbbi fázisában már nagyobb szerepe volt a talajra jutó avarmennyiség közvetlen hatásának, amit az is bizonyíthat, hogy NI a második negyedév elteltével az utolsó előtti, míg a második félév folyamán az utolsó helyre került, jelentősen elmaradva ekkor már az NL-től is. A második félév magába foglalta a téli időszakot is, amikor a NI parcellák talajai jobbára fagypont alatti hőmérsékleten voltak, ami tovább csökkentette az avarlebontás sebességét. (A NL, mivel szárazabb talajú, jóval rövidebb ideig volt fagyott állapotban.)



2. ábra. A lombavar lebomlás mértéke a DIRT kezelésű parcellák talajaiban 3, 6, 12 hónapos bomlás után, a leásás kori tömeget 100 %-nak véve (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input). Az avart tartalmazó nylon-háló zsákok kihelyezése 0-16 cm-es talajmélységbe 2004. április 5-én történt

Az első három hónapban a leásott lombavar gyorsabb bomlását a már leírtakon kívül egyéb tényezők is előidézhették. Egyrészt ez az időszak április elejétől július elejéig tartott és a tavaszi – nyár eleji hónapokban igen intenzív lebomlás jellemző az emelkedő hőmérséklet, a magasabb talajnedvesség miatt. A hőmérséklet az avarlebontás mértékének egyik meghatározó paramétere (Meentemeyer, 1978; Anderson, 1991; Hobbie, 1996) csakúgy, mint a már említett talajnedvesség.

Az is növelhette a lebomlás kezdeti sebességét, hogy először az avar gyorsan bomló részei mineralizálódtak, az intenzíven szaporodó, igen aktív r-stratégista mikroorganizmusok által. Ezután már csak a jóval ellenállóbb, következésképp lassabban bomló vegyületek maradtak vissza, melyeken a k-stratégista szervezetek szaporodtak el (Hamer és Marschner, 2002; Fontaine et al., 2003), melyek idővel a magasabb lignin tartalmú részeket, (például a levelek erezetét) is lebontották.

A lebontási folyamat kezdetén a bomlás mértékét elsősorban a terület klímája és az avar vízdoldható komponenseinek, valamint könnyebben bomló szerkezeti szénhidrátjainak koncentrációja, míg később inkább a lignin koncentráció határozza meg (Berg és Staaf, 1980; Berg, 2000; Berg és Ekbohm, 1991; Berg et al., 1982). A második hat hónap a szeptember végétől március végéig terjedő időszakot foglalta magába. Az őszi és különösen a téli hónapokban lassul a lebontó szervezetek aktivitása, ami szintén hozzájárulhat az anyagvesztés csökkenéséhez (Atlas, 1988).

Ha a lebomlott lombavar százalékos arányát nézzük a mérési periódusokban az ezeket megelőző periódusokkal összevetve, a fentiekől

részben eltérő kép bontakozik ki. Ennél a feldolgozási módszernél, a második három hónap elemzésekor az első három hónap végén, míg a második hat hónap vizsgálatakor az első félév végén visszamaradt mennyiséget tekintjük 100 %-nak. A lebomlás sebessége ebben az esetben is exponenciálisan csökkent a NI-nál, a NL-nél az első félévben csökkent, míg a másodikban enyhén nőtt, ugyanakkor a kontroll és a plusz avart kapó kezelésnél (DL, DW) exponenciálisan nőtt (2. táblázat).

2. táblázat. A lombavarbomlás mértéke az adott időszakok kiindulási tömegének százalékában (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Kezelések	Lombavar mennyiség csökkenése %-ban			
	0 – 3 hónap	4 – 6 hónap	0 – 6 hónap	7 – 12 hónap
DL	27,5	33,9	52,1	69,1
C	27,1	33,0	51,2	60,7
NL	27,0	25,3	45,5	47,7
DW	29,9	34,7	54,2	84,8
NI	29,3	24,9	46,9	29,9

A lombavar bomlását számos folyamat befolyásolhatja, de a korábban már leírt lassító folyamatok mellett egyéb tényezők is megjelennek. A leásást követően a levelek fragmentálódásával, szerves vegyületeinek jobb feltáródásával és részleges lebomlásával folyamatosan növekszik az enzimek számára hozzáférhető támadási felület nagysága, ami felgyorsíthatja a lebomlás sebességét. Ugyanakkor ezzel párhuzamosan növekszik a nehezebben bomló termékek aránya a maradék anyagban, ami a lebontás sebességének csökkenését okozhatja. A mért értékek a két együttesen fellépő folyamat hatását tükrözik, ezek azonban nem egyformán jelentkeztek a vizsgált kezelések esetén. Véleményünk szerint elsősorban a ligninbomlás sebessége mutatott nagy különbségeket, de a hőmérsékleti- és nedvességviszonyok kezelése közötti különbségének is fontos szerepe lehetett. Ezek különösen a felszíni avart kapó (DL, DW, C) és az attól mentes kezelések (NL, NI) két csoportjának összehasonlításakor szembeötlőek.

Síkfőkúton a többi DIRT site-al összevetve igen magas volt az összes nitrogén depozíció mértéke (pl. az Andrews kutatóterületen csupán a nyolcadát mérték a síkfőkútinak). Ez is közrejátszott abban, hogy az eredendően magas C/N arányú avar (így a faavar) sem volt képes olyan mértékben megemelni a talaj C/N arányát (3. táblázat.), hogy az korlátozhatta az avarlebomlást. (A szén-dioxid kibocsátás és az enzim

aktivitások esetében is a DW kezelések talajai igen magas aktivitást mutattak, általában az 1-2. helyen szerepeltek a kezelések rangsorában).

3. táblázat. A kezelések C/N arányai a vizsgált talajminták átlagai alapján (Nagy Péter Tamás mérése) (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

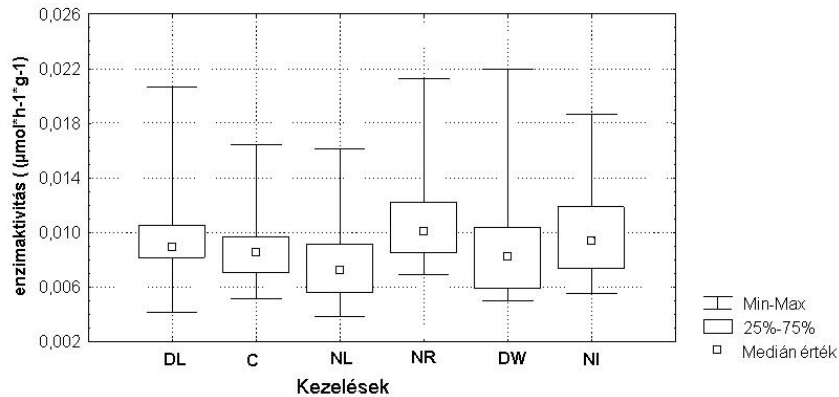
Kezelés	DL	C	NL	NR	DW	NI
C/N arány	12,26	12	11,88	11,85	12,23	11,59

A kapott avarlebomlási értékek véleményünk szerint egyértelmű trendeket mutatnak (Fekete et al., 2008), melyek igazodnak az irodalmi áttekintésben vázolt hatásokhoz. Azonban úgy véljük, hogy a kezelések közötti különbségeket hiba lenne abszolutizálni és a lebontás (ezen keresztül pedig a mikrobiális aktivitás) pontos fokmérőjének tekinteni.

## 4.2. Az avarkezelések hatása a talaj enzimek aktivitására

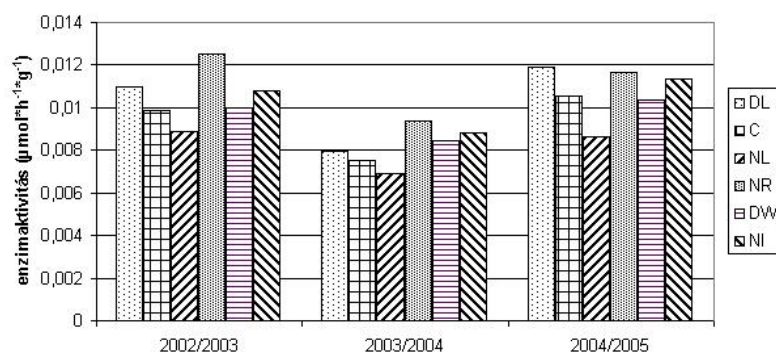
### 4.2.1. A talaj fenoloxidáz és foszfatáz aktivitása

A Kolmogorov – Szmirnov - próbát elvégezve a fenoloxidáznál kapott értékek nem mutatnak normál eloszlást, így ennek az enzimnek az adatsorával nem lehet sem ANOVA-t, sem t-próbát számolni, hanem ezek helyett a nem-paraméteres próbákat alkalmazhatjuk. Az egyutas varianciaanalízis helyett a Kruskal – Wallis tesztet, míg a kétmintás t-próba helyett a Mann – Whitney tesztet. A Kruskal – Wallis teszt gyenge eltérést mutat a kezelések között (3. ábra.), a kívánt szintet ( $p=0,05$ ) a  $p$ -érték nem éri el, de közelíti ( $H_{(5,102)}=10,16$ ;  $p=0,07$ ), csak úgy, mint a  $H$  érték. A Mann – Whitney teszt a NR-NL ( $p=0,003$ ), a NI-NL ( $p=0,046$ ) viszonylatában szignifikáns eltérést mutat, míg a DL-NL esetében ( $p=0,074$ ), közelíti, de nem éri el a szükséges szignifikancia szintet.



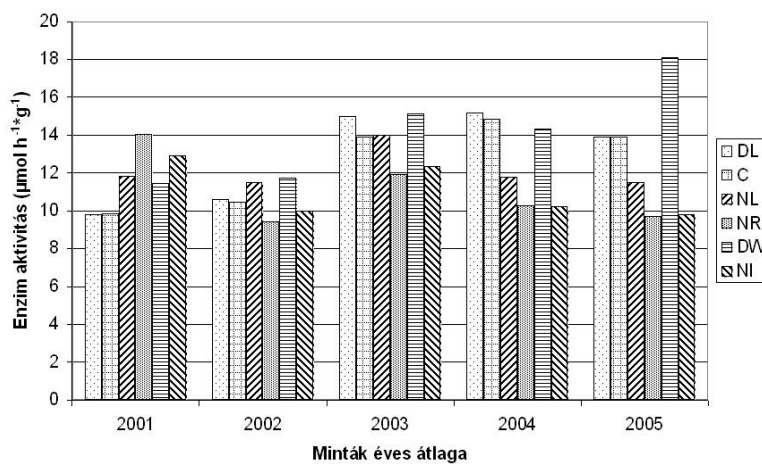
3. ábra. Az avarkezelések hatása a talaj fenoloxidáz aktivitására a három vizsgálati év (2002 július- 2005 június) mérési átlagai alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Az első vizsgálatra 2002 júliusában került sor, az utolsó pedig 2005 júniusában, ezért a vizsgálati éveket nem a naptári évek kezdetéhez igazítottuk, hanem az adott év júliusától a következő év júniusáig tartottak. Ezzel az volt a célunk, hogy körülbelül azonos számú vizsgálat essen egy – egy periódusra. Mivel az ilyen szemléletű feldolgozásnál a kezelések egymáshoz viszonyított enzimaktivitás változását vizsgáltuk nem volt jelentősége a mérési periódus kezdetének. (Az évszakos hatásokat az adott naptári évek összesített adatai alapján elemeztük). A 4. ábrát tekintve jól látható, hogy a két többlet avar kapó kezeléssel (DL, DW) és a C-lal összevetve a NL végig alacsonyabb értékeket mutatott és az utolsó periódusban volt a legnagyobb a különbség köztük. Az első két mérési évben a másik két avarrelvonásos kezelés (NR, NI) adta a legmagasabb enzimaktivitási értékeket és az utolsó periódusban is csak a DL előzte meg őket. Tehát míg a NL alacsonyabb enzimaktivitása a parcellák 2000 őszi kialakítása után két évvel is szembetűnő (az első vizsgálati évben), addig a NR és a NI esetében csak a parcellák kialakítása utáni 5. évben észlelhető némi visszaesés, az is elsősorban a DL-rel szemben.



4. ábra. A fenoloxidáz aktivitása kezelésként a három vizsgálati periódusban (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

A foszfatáz enzim aktivitásának mérése 2001-ben kezdődött. A NR és NI kezelésknél tapasztalt aktivitás értékek az első évben itt is szignifikánsan magasabbak voltak (a NR értékei különösen kiugróan) a többi kezeléstípusnál. A második évtől kezdve viszont ez a két kezelés mutatta a legalacsonyabb értékeket, tehát jóval hamarabb és sokkal nagyobb mértékben visszaesett az aktivitásuk, mint a fenoloxidáz esetén.



5. ábra. A foszfatáz aktivitása kezelésként a vizsgálati évek értékei alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

A 2003-as évtől érvényesül az a tendencia, hogy a plusz avart kapó kezelések aktivitásértékei mind jobban meghaladják az avarelvonásos kezelések értékeit (5. ábra).

Az ANOVA-val végzett statisztikai vizsgálat során, 2003 áprilisától a mérési periódus 2005. szeptemberi lezárásáig, a kezelések között szignifikáns eltérést tapasztaltunk ( $F_{(5,54)}=8,32$ ;  $P<0,001$ ). A Tukey-próba szerint a NR-nél és az NI-nél a DL, C, és a DW egyaránt szignifikánsan magasabb értékeket mutatott. A DW a NL-rel szemben is ( $p<0,05$ ). A kétmintás t-próba szerint a DL is szignifikánsan magasabb aktivitási értékeket mutat, mint a NL ( $p=0,023$ ;  $t=2,23$ ;  $N=10$ ) és a C is a megadott szignifikancia szint közelében volt ( $p=0,06$ ;  $t=1,6$ ;  $N=10$ ). (A DL-NL összevetésekor jelentkező szignifikáns eltérés a Bonferroni-korrekció elvégzése esetén is fennáll.) Ez alapján elmondhatjuk, hogy az avarelvonással kezelt parcellák talajmintái (NL, NR, NI) kivétel nélkül szignifikánsan alacsonyabb aktivitást mutatnak, mint a plusz avart tartalmazók (DL, DW). A C-nál is ezt tapasztaltuk (kivéve a C-NL viszonylatot, ami kicsivel elmarad a szükséges szignifikancia értéktől).

A mérsékelt övi lombhullató erdők fájának gyökerein gyakran találhatunk ektomikorrhiza gombákat, melyek gyakorta jelentős enzimaktivitást mutatnak. Bartlett és Lewis (1973) a bükkfák gyökerein élő mikorrhiza gombáknál tapasztaltak magas foszfatázaktivitást.

A gyökérmaradványok és a lebomlásukkor képződő szerves szubsztrátok tápanyagforrást jelentenek a mikrobáknak, növelve ezzel számukat és aktivitásukat, így hatással lehetnek a foszfatázaktivitásra is (Burns, 1982; Cotrufo és Ineson, 1995; Pregitzer et al., 2000). Mivel a NR és NI parcellák létrehozásakor a cserjéket kivágtuk, nagy mennyiségű gyökér maradt a talajban. Véleményünk szerint a lebomló gyökérszövetből kikerülő, szubsztrátként szolgáló foszfor tartalmú szerves vegyületeknek, valamint az ezek bontását végző, a széteső gyökér- és mikorrhiza sejtekből felszabaduló exoenzim molekuláknak köszönhető a kezdeti enzimaktivitás növekedés. Mindezek mellett az evapotranszspiráció megszűnése miatt, a parcellák talajainak megnövekedett a nedvesség tartalma, ami fokozhatta a talajban lévő szubsztrát készlet lebontását a mikrobiális-aktivitás serkentésével (Speir, 1977), ezáltal is növelve az enzimaktivitást.

A síkfőkúti cseres-tölgyesben a NI és NR kezelések esetén a projekt megkezdése után 1-1,5 év elteltével, a foszfatázaktivitás drasztikusan visszaesett mind a többi kezeléshez képest, mind a parcellák létrehozását követő első év értékeihez képest. Ennek okát a mikorrhiza gombák pusztulásában (Courty, 2006), a belőlük (és a széteső gyökérsejtekből) kikerülő exoenzimek lebomlásában, illetve a mikrobák számára közvetett

táplálékforrásként szolgáló finomabb gyökerek elbomlásában látjuk, de a talajban a parcellák kialakítása előtt jelenlévő tápanyagkészlet is lecsökkenhetett ekkora. Ezek a megállapítások azt mutatják, hogy a cserjék kivágását követően jelentős lehet a tápanyag-kiáramlás a lebomló gyökerekből a talajba. Az erdők gyökérvárak termelése – szemben a füves szteppel évről évre lebomló gyökérvárral – valószínűleg nem gyakorol ekkora hatást a talajok enzimek aktivitására, mint a lombos erdő, mely ösztönként nagy mennyiségű szerves anyagot juttat a talaj felszínére (Filep, 1987). Ezzel szemben a rizoszférák mikroorganizmusainak és a mikorrhizák gombáinak az anyagcsereje jelentős hatással lehet az enzimaktivitásokra. Eredményeink alapján úgy tűnik, hogy ezek kiesése jelentősebb mértékben visszaveti a foszfatáz aktivitását, mint a fenoloxidázét, mivel a foszfatáznál a NR és a NI az utolsó két helyre szorult (a NL mögé) már a parcellák kialakítását követő második évre, míg a fenoloxidáznál végig szignifikánsan magasabb értékeket mutattak a NR és NI aktivitás értékei, mint a NL-éi.

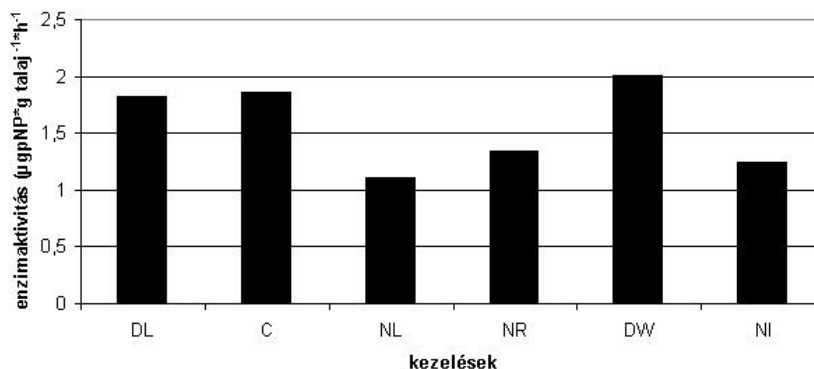
Az élő gyökerek gyökérváradékukkal folyamatosan dúsítják a talajt. Az alacsony molekula tömegű szénvegyületek diffúzióval történő talajoldatba áramlását meggyorsítják a mikroba közösségek is, mivel folyamatosan felhasználják ezeket az anyagokat anyagcsere folyamataikhoz, csökkentve ezzel a talajoldatban lévő mennyiséget. A cukrok és szerves savak átlagosan 250-szer (Jones és Darrah, 1996; Jones, 1998), míg az aminosavak átlagosan 10000-szer nagyobb koncentrációban (Stevenson, 1982; Jones és Darrah, 1994) vannak jelen a gyökérvárral citoplazmájában, mint a talajoldatban. Különböző mértékben, de mindez igaz a legtöbb növényi sejtekben előforduló szerves vegyületekre. Az élő gyökerekből folyamatos utánpótlás érkezik a talajba a különféle – mikroorganizmusok szempontjából fontos – tápanyagokból. A NR és NI kezeléseknél éppen ezek az anyagok hiányoznak (mivel ezek a kezelések nem tartalmazzák élő gyökereket). Véleményem szerint részben ez is magyarázhatja (a korábban leírtak mellett), hogy a két kezelés kezdeti magasabb enzimaktivitása miért csökken le idővel.

A fenoloxidáznál, a gyökérvárralkezelések enzimaktivitást növelő hatása tartósabbnak bizonyult, mint a foszfatáznál. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a polifenoloxidáz komoly szerepet játszik a ligninbontásban, s mivel ez igen ellenálló molekula, lebomlása hosszabb időt igényel (Berg és Ekbohm, 1991; Berg et al., 1982). A vastagabb gyökereknek magasabb a lignin tartalma és nehezebben feltárásihozhatóak a lebontó szervezetek számára (Silver és Miya, 2001), így ez a készlet hosszú ideig szolgálhat szubsztrátokkal a fenoloxidázok számára.

A lombavar jelentősége sem elhanyagolható, amit az is bizonyít, hogy a talaj felszínén lévő avartakaróban Harrison és Pearce (1979) 2-29-szer magasabb foszfatázaktivitás értékeket mért, mint a talajban. Az avar növekvő tömege a lebontandó szerves szubsztrátok mennyiségének emelkedése révén növelheti a talajenzimek aktivitását (Paul és Clark, 1996; Larson et al., 2002), legalábbis egy bizonyos határon belül. Ez különösen a felszíni avartól elzárt (NL, NI) kezelések és a felszíni avart kapó parcellák (DL, C, NR, DW) összevetésekor mutatkozik meg, miután a gyökérvárkezelések aktivitást növelő hatása végetért. A DL, C és DW kezelések összehasonlításakor a lombavar mennyiségének úgy tűnik alárendeltebb a szerepe. Fentebbi eredményeink alapján úgy gondoljuk, hogy az avarmennyiség drasztikus csökkenése jóval nagyobb mértékben befolyásolja a talajenzim aktivitását, mint az avarprodukción – természetes szintet meghaladó – növelése. Ez utóbbi megállapítás nemcsak a fenoxidáz és a foszfatáz esetében bizonyult igaznak, de a szacharáz és az arilszulfatáz esetében, sőt a glükozidáznál (Krakomperger et al., 2008) is, tehát az összes Síkfőkúton vizsgált enzimmél.

#### 4.2.2. A talaj arilszulfatáz és szacharáz aktivitása

A talaj arilszulfatáz és a szacharáz aktivitása, az avarrelvonással járó kezeléseknél (NL, NR, NI) alacsonyabb értékeket mutatott, mint a másik három kezelés esetében (6. ábra.).



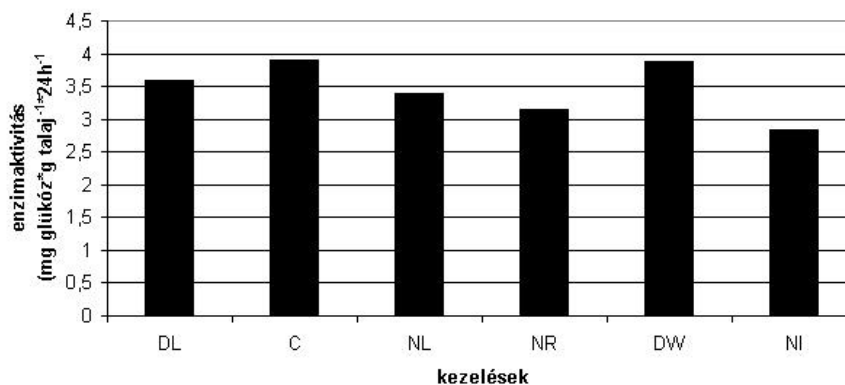
6. ábra. Az arilszulfatáz-aktivitás kezelés típusok szerinti összehasonlítása az összes mért eredmény alapján 2004 júniusa és 2006 októbere között (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Az arilszulfatáz esetén elvégezve az ANOVA-t szignifikáns különbséget tapasztaltunk a kezelések között ( $F_{(5;84)}=6,49$ ;  $p<0,001$ ). A

Tukey-próba szerint a DL, C, és a DW szignifikánsan magasabb értékeket mutat, mint a NL és a NI ( $P < 0,05$ ), a DW a NR-nál is. A DL ( $p = 0,016$ ;  $t = 2,26$ ;  $N = 15$ ) és a C ( $p = 0,011$ ;  $t = 2,41$ ;  $N = 15$ ) pedig a kétmintás t-próba szerint ad szignifikánsan magasabb értékeket, mint a NR-t ( $p < 0,05$ ), (a Bonferroni-korrekció esetén is adják a t-próbát).

A szacharáz esetén a NI mutatta a legalacsonyabb értéket, melyet a NR követett, míg az arilszulfatáznál a NL volt a legalacsonyabb aktivitású, ezt a NI, majd a NR követte (7. ábra.).

A szacharázt vizsgálva (ANOVA-val) szintén szignifikáns eltérést tapasztaltunk a kezelések között ( $F_{(5;72)} = 3,25$ ;  $p = 0,011$ ). A Tukey-próbát a C és a DW adta a NI-tal szemben ( $p < 0,05$ ). A kétmintás t-próba szerint a fentiekén kívül szignifikáns eltérés van még a DL és a NI ( $p < 0,01$ ;  $t = 2,51$ ;  $N = 13$ ), a C és a NR ( $p < 0,01$ ;  $t = 2,54$ ;  $N = 13$ ), valamint a DW és a NR ( $p = 0,035$ ;  $t = 1,9$ ;  $N = 13$ ) között is. Az utóbbtól eltekintve a Bonferroni-korrekció elvégzése után is megvan a szükséges szignifikancia szint az adott kezelések közötti eltérések statisztikai igazolásához.



7. ábra. A szacharázaktivitás kezelés típusok szerinti összehasonlítása az összes mért eredmény alapján 2004 júniusa és 2006 októbere között (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Mivel az arilszulfatáz és a szacharáz aktivitását három és fél évvel a parcellák létrehozása után kezdtük el mérni, a NR és NI kezelések kezdeti enzimaktivitás emelkedését - ha létezett is az első egy-két évben - a vizsgálatok megkezdésekor már nem észleltük.

Mind az arilszulfatáznál, mind a szacharáznál a DL kezelés csak a harmadik helyen áll az enzimaktivitások tekintetében, ha a 3 vizsgálati év átlagát nézzük. A szacharáznál a C volt az első, míg az arilszulfatáznál a DW, de a szacharáznál is megfigyelhető, hogy a DW a három év alatt

évenként egy-egy helyet lépett előre a kezelések között, így a 2006-ban, már a kontrollt is megelőzve a legnagyobb aktivitást mutató kezelés volt. A foszfatáznál hasonló tendencia volt megfigyelhető, a DW a DL-rel szemben magasabb értékeket mutatott. Krakomperger és munkatársai (2008) szerint a glükózidáz enzimnél, (melyet a foszfatázzal együtt mértek ugyanazon talajmintákból a Síkfőkúti DIRT parcellákon) szintén a DW mutatta a legmagasabb értéket, melyet a C, majd az ettől alig elmaradó DL követett. Ennek okát részben talán abban kereshetjük, hogy a természetellenesen magas lombavar-produkció miatt vastag avarréteg képződött a talaj felszínén csökkentve valamelyest a mikrobiális aktivitást. Ennek hatása a fenoloxidázt kivéve, a vizsgált enzimek aktivitásában, kisebb mértékben a helyszínen mért talajlégzés értékeiben (Kotroczó et al. 2008), és a leásott lombavar bomlásakor is megmutatkozott (Fekete et al. 2008). Az enzimaktivitások DL-nél mérhető kisebb értékeire, a dupla mennyiségű avarból a talajba kerülő és közben mineralizálódó tápanyagok koncentrációjának növekedése is magyarázatot adhat. A szervetlen tápanyagok felhalmozódása, ugyanis katabolit repressziót idézhet elő számos enzimnél (Dick, 1994; Gregorich et al., 1994).

A gomba- és baktériumszám a DL kezelés talajainál volt a legmagasabb (Tóth et al., 2007), így kizárhatjuk, hogy az alacsony mikrobaszám okozta az aktivitás-csökkenést. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy a DL, C, és DW kezelések enzimaktivitásai között statisztikailag kimutatható különbséget ( $p < 0,05$ ) nem találtunk egyik enzimnél sem.

#### **4.3. A talajnedvesség és a hőmérséklet hatása a talaj enzimek aktivitására**

A szezonális hatások vizsgálatokor a tavaszi (márciustól májusig tartó), a nyári (júniustól augusztusig tartó) és az őszi (szeptembertől novemberig tartó) időszakot hasonlítottuk össze (télen nem végeztünk vizsgálatokat, mivel az időnként kialakuló hóréteg és a fagyott feltalaj akadályozta a mintavételt).

A szacharázaktivitás tavasszal és ősszel magasabb értékeket mutatott, mint a száraz nyári hónapokban. A fenoloxidáz esetében hasonló a helyzet, de míg a szacharáznál tavaszi értékek a magasabbak, a fenoloxidáznál az őszié. Az arilszulfatáznál tavasszal jelentkezett a legnagyobb aktivitás és ősszel a legkisebb.

Július és augusztus hónapokban mind három enzim aktivitási értékei csökkentek a májusi - júniusi értékekhez képest: az arilszulfatázé 25 %-kal, a fenoloxidázé 16,4 %-kal, a szacharázé 11,2 %-kal.

A talajnedvesség enzimaktivitásra gyakorolt pozitív hatását és a hőmérséklet – kísérletünk jellegéből adódóan - alárendelt voltát mutatják a következő eredmények is. A szacharáz és az arilszulfatáz esetén a 2005 augusztus 1-jén vett mintasor volt a legmagasabb napi átlaghőmérsékletű (20,2 °C), míg a legalacsonyabb a 2005 november 28-ai (2,8 °C). Alacsonyabb hőmérséklet mellett tapasztaltuk a magasabb aktivitást a szacharáznál 53 %-kal, míg az arilszulfatáznál 19 %-kal, de a nyári minták voltak a szárazabbak (a nyári mintasor nedvesség tartalma az ősziénél 18 %-kal alacsonyabb volt). Noha a fenoloxidáz-aktivitást más periódusban mértük, így a két másik enzimtől eltérő időpontokban vettük a mintákat, az itt kapott eredmények hasonló trendet mutattak. A mérési ciklus három éve alatt a 2003. augusztus 7-ei mintasor volt (a hat kezelés átlagát vizsgálva) a legmelegebb napi átlaghőmérsékletű (19,5 °C), míg a leghidegebb a 2005. március 25-ei (2,8 °C). A leghidegebb minta 2,3-szer magasabb enzimaktivitási értéket mutatott, mint a legmelegebb (Fekete et al., 2007). A nyári minta nedvesség tartalma viszont 11 m/m %-kal alacsonyabb volt a kora tavaszinál (ha a két minta m/m %-ának arányát nézzük, a nyári minta nedvesség tartalma a tavaszienél 31,4 %-kal alacsonyabb volt).

A fenti vizsgálatok természetesen nem azt bizonyítják, hogy a hőmérséklet alárendelt szerepet játszik az enzimaktivásban. A vizsgált enzimek aktivitását kivétel nélkül adott hőmérsékleten (enzimtől függően 30 – 40 °C közötti értéken) beállított inkubációt követően, in vitro mértük, így inkább az enzim mennyiségét és nem a talajban lévő enzim terepi aktivitását tükrözik a kapott aktivitásértékek.

Az arilszulfatáz enzimmél valamennyi kezelés esetén a tavaszi időszak mutatta a legnagyobb enzim aktivitást. Tavasszal nemcsak a talaj nedvesség tartalma magas a többi évszakhoz képest, de az őszi hónapokban hullott avar bomlása is a hideg téli hónapok elmúltával gyorsul fel, ami szintén felerősíti a mikrobiális-folyamatokat. Az avar tavasszal gyorsuló bomlásának enzimaktivitás növelő szerepét mutatja véleményünk szerint, hogy azoknál a kezeléseknél, ahol a felszínre lombavar kerül (DL, DW, C, NR) a tavaszi arilszulfatáz-aktivitás értékei jóval nagyobb mértékben haladják meg a nyáriakét, mint a lombavartól elzártak esetén (NI, NL). (A NI-nál 5,5 %, a NL-nél 11,2 %-kal volt intenzívebb az arilszulfatáz-aktivitás tavasszal, míg a másik négy kezelésnél jóval nagyobb különbség mutatkozott: DL-nél 39,5 %, DW-nál 36,7 %, C-nál 23,9 %, NR-nál 47,2 %). A szacharáz esetén szintén a két avarrelvonásos kezelésnél mértük a legkisebb különbséget a tavaszi - nyári értékek között: a NL-nél 3,1 %-ot, a NI-nál 5,2 %, míg a többi kezelés átlaga 11,9 % volt.

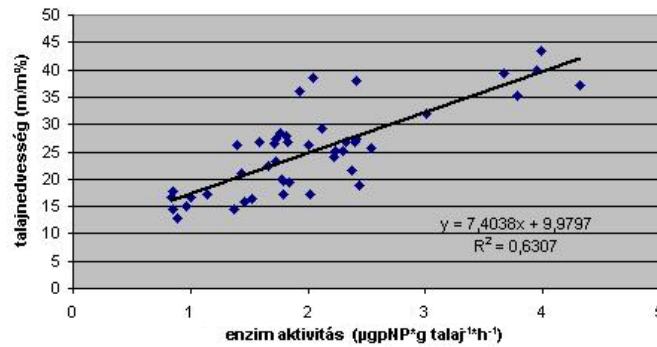
Az avar mennyiségének megfelelően a DL-nél nagyobb a tavaszi-nyári aktivitás különbség, mint a DW-nál, míg ez utóbbi a C-ét haladja meg. Érdekes módon a NR-nál találtuk a legnagyobb különbséget a két évszak között. Aminek talán az lehet a magyarázata, hogy ennél a kezeléskor hiányzik a rizoszféra aktivitása, ami van az csak a lombavar bomlásához kötődhet, így a viszonylag magas tavaszi értékeket nagyon alacsony nyáriak követik. Ekkorra az arilszulfatáz szubsztrátjaként szolgáló, könnyen bomló, kéntartalmú szerves vegyületek már javarészt elbomlanak. Gyökérszövet hiányában a gyökérváladákok is hiányoznak, melyek mindkét évszakban termelődve némileg mérsékelhetnék a tavasz – nyár közötti különbséget.

A nyári hónapok melegebbek, ami növelheti a mikrobiális-aktivitást, de csak akkor, ha a magasabb hőmérséklet megfelelő talajnedvességgel párosul. Mivel a július és augusztus hónapok a vizsgált területen általában csapadékszegények, alacsonyabb aktivitással lehet számolni, mint azt önmagában a hőmérsékleti értékek alapján várnánk. Nyáron, a magasabb talajhőmérséklet következtében gyorsabb lehet a szabad enzimek lebomlása, ami szintén oka lehet az alacsonyabb értékeknek. A nyári – esetenként kora őszi – szárazságot követő magasabb nedvességtartalom és az őszi lombhullással a talaj felszínére kerülő szervesanyag-termék is növelheti a késő ősszel mért enzimaktivitás értékeit. A szacharáznál 80,4 %-a, az arilszulfatáznál 86,5 %-a, míg a fenoloxidáz esetén 73,1 %-a a szeptember – október hónapok aktivitása a novemberinek. A páros t-próba szerint szignifikáns eltérés tapasztalható mind a három enzimnél a két időszak aktivitási értékei között. (A szacharáznál:  $p < 0,01$ ,  $t = 12,01$ ,  $N = 12$ ; az arilszulfatáznál:  $p < 0,05$ ,  $t = 2,51$ ,  $N = 12$ ; a fenoloxidáznál  $p < 0,01$ ,  $t = 3,52$ ,  $N = 25$ . Az összes kezelés értékeinek átlagával számoltunk.)

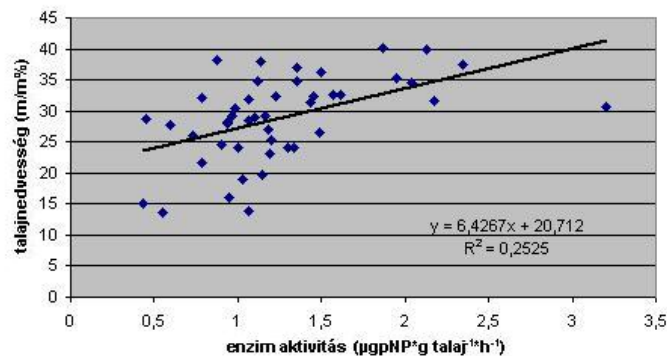
A korrelációs vizsgálatok egyértelmű összefüggést mutattak az enzimaktivitás és a talajnedvesség értékek között az arilszulfatáz enzimnél az összes kezelés esetén. Erős korrelációt tapasztaltunk az avartöbbletet kapó kezeléseknél (a DL-nél  $R = 0,83$ , a DW-nál  $R = 0,78$ ) és a C-nál ( $R = 0,79$ ). Mindhárom esetben szignifikáns kapcsolat volt ( $p < 0,001$ ) a két változó között. Az avarelvonással kezelt parcellákon már gyengébb volt a korrelációs kapcsolat (NL:  $R = 0,67$ , NR = 0,6, NI = 0,59). Ezek az értékek közepes korrelációt mutatnak. A két változó között itt is szignifikáns a kapcsolat, de gyengébb, mint a másik három kezeléskor (NL-nél  $p = 0,006$ ; NR-nél  $p = 0,018$ ; NI-nél  $p = 0,021$ ;  $N = 15$ ).

Ha együtt vizsgáljuk az előbbi három (DL, C, DW) kezelés korrelációs értékeit, akkor a  $p < 0,001$ -es szignifikancia szint mellett erős

( $R=0,79$ ) korrelációt tapasztalunk a talajnedvesség és az enzimaktivitás között (8. ábra.).



8. ábra. A DL, C és DW kezelések mintáinak arilszulfatáz aktivitása a talajnedvesség függvényében 2004 júniusa és 2006 októbere között (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, DW: Dupla Faavar).



9. ábra. A NL, NR és NI kezelések mintáinak arilszulfatáz aktivitása a talajnedvesség függvényében 2004 júniusa és 2006 októbere között (NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, NI: Nincs Input).

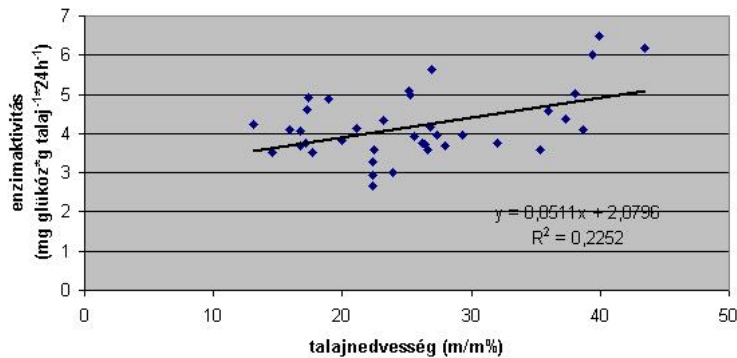
A NL, NR, NI együttes vizsgálatok szintén szignifikáns kapcsolat tapasztalható a két változó között ( $p < 0,001$ ), de a korreláció jóval gyengébb ( $R=0,5$ ), mint a másik összevont csoport esetén (9. ábra.).

A szacharáznál hasonló tendenciákat figyelhettünk meg, mint az arilszulfatáz esetén, de gyengébb korreláció mellett.

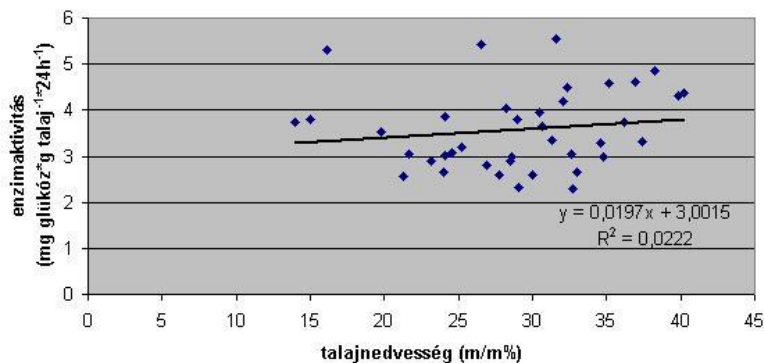
A DL, C, és DW kezelések a szacharázaktivitás esetén is magasabb R értékeket mutattak, mint az avarrelvonással kezelték. A DW-nál

közepesen erős korrelációt ( $R=0,62$ ,  $N=13$ ) találtunk a talajnedvesség és az aktivitás között, a két vizsgált változó között szignifikáns kapcsolat volt. A többi kezelés esetén nem volt szignifikáns kapcsolat a talajnedvesség és az aktivitás között.

Ha összevonna vizsgáljuk a kezelések két csoportját, akkor jól látható az avarelvonással kezelt (NL, NR, NI) és a másik három kezelést tartalmazó csoport (DL, C, DW) közti különbség. Míg az előbbi csoportnál a két változó között nincs szignifikáns kapcsolat ( $p=0,36$ ,  $N=39$ ), addig az utóbbinál  $p < 0,01$  mellett közepeshez közeli korrelációt figyelhetünk meg ( $R=0,48$ ;  $N=39$ ). (10. ábra, 11. ábra.).



10. ábra. A DL, C és DW kezelések mintáinak szacharáz aktivitása a talajnedvesség függvényében 2004 júniusa és 2006 októbere között (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, DW: Dupla Faavar).



11. ábra. A NL, NR és NI kezelések mintáinak szacharáz aktivitása a talajnedvesség függvényében 2004 júniusa és 2006 októbere között (NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, NI: Nincs Input).

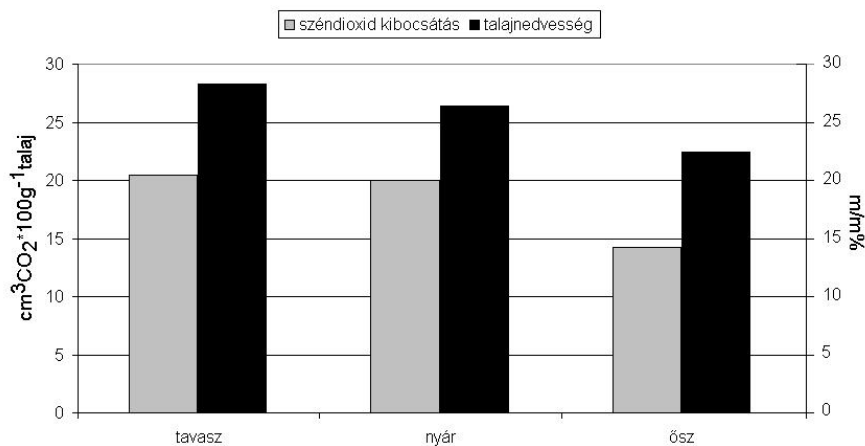
A fenoxidáz értékeit vizsgálva szintén csak a DW kezelés esetén találtunk szignifikáns kapcsolatot az aktivitásértékek és a talajnedvesség között ( $p=0,048$ ,  $N=18$ ), közepeshez közeli ( $R=0,48$ ) korrelációval.

Az avarelvonásos kezeléseknél tapasztalható gyengébb korreláció (az enzimaktivitások és a talajnedvesség között) véleményem szerint több tényező együttes hatásával magyarázható. A talajba jutó csökkenő szervesanyag-mennyiség miatt szűkül a talaj-mikroorganizmusok által felvehető szubsztrátkészlet, így a kedvező környezeti feltételek sem képesek olyan mértékben növelni az aktivitást, mint a plusz avart kapó (DL, DW) és a C kezelések esetén, ahol rendelkezésre áll a szükséges tápanyagmennyiség. A NR és NI kezelések talajainak lényegesen (30 – 40 %-kal) magasabb az átlagos nedvesség tartalma, mint a többi négy kezelése. Tovább nő a különbség, ha a szárazabb időszakok mintáit vetjük össze. A NI-nál és még inkább a NR-nál a legmagasabb és a legalacsonyabb nedvesség tartalmak között jóval kisebb az eltérés, mint a többi kezelésnél. Ez elsősorban a növényzet párologtatásának kiesésével magyarázható, mint arra már többször is utaltam. A kiegyenlítettebb viszonyok miatt valószínűleg kisebb a nedvességingadozás hatása a mikrobiális folyamatokra.

#### **4.4. A talajlégzés intenzitásának változása a Síkfőkút DIRT Projecten.**

##### **4.4.1. A talajnedvesség hatása a talajlégzésre**

Talajlégzés tekintetében a tavaszi időszak (a meteorológiai évszakoknak megfelelően számoltunk) mutatta a legmagasabb értéket, ettől csak alig valamivel maradt el a nyár, míg az ősz tekintélyes mértékben (12. ábra). (Ha az őszi értékek átlagát 100 % vesszük akkor a tavasziak 142 %-ot, míg a nyáriak 139 %-ot mutattak).



12. ábra. A CO<sub>2</sub>-kibocsátás és a talajnedvesség évszakonkénti eloszlása az összes kezelés adatainak a felhasználásával.

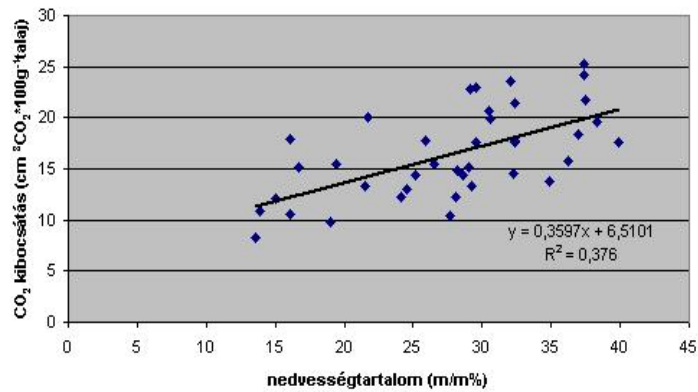
A nyári hónapok átlaghőmérséklete a legmagasabb, a hőmérséklet pedig meghatározóan befolyásolja a talajlégzés intenzitását. Többen is erős pozitív korrelációt találtak számos természetes növényzetű és mezőgazdasági művelésbe vont talaj CO<sub>2</sub> kibocsátásának mértéke és a talaj hőmérséklete között (Raich és Schlesinger, 1992; Raich et al., 2002). A mi esetünkben – a módszer jellegéből adódóan – a vizsgált talajminták és a hőmérséklet közötti összefüggés nem kimutatható, mivel az inkubációs idő 10 napja alatt a minták szobahőmérsékleten voltak (a laboratóriumban). A mintavételkor mérhető talajhőmérséklet a statisztikai elemzéseink szerint sem korreál a szén-dioxid kibocsátással ( $p > 0,05$ ;  $R = 0,11$ ), nyilvánvalóan a hosszú inkubációs idő miatt. A páros t-próba szerint mind a tavaszi ( $t = 5,85$ ), mind a nyári értékek ( $t = 5,11$ ) szignifikánsan magasabbak az ősziéknél ( $P < 0,001$ ;  $N = 18$ ), míg a tavaszi és nyári értékek között nincs szignifikáns eltérés ( $p > 0,05$ ;  $t = 0,49$ ).

A talajlégzés tavasszal mért maximumát - a másik fontos ökológiai paraméter a talajnedvesség magyarázhatja leginkább, ami ilyenkor volt a legmagasabb. A tavaszi mintavételekkor minden alkalommal viszonylag nedvesek voltak a talajok. Tavasszal 28,3 %-os, nyáron 26,4 %-os, míg ősszel 22,4 %-os nedvességértékeket mértünk (a hat kezelés átlagában).

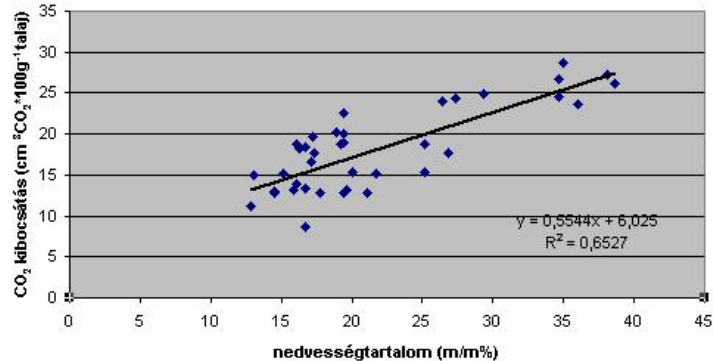
A talajnedvesség szerepére utal a következő megfigyelés is: ha a hónapok évszakokba rendezésekor nem a meteorológiai, hanem a csillagászati beosztást nézzük (így a június 22-e előtti értékek még a tavaszhoz, a szeptember 23-a előtti pedig a nyárhoz kerülnek), akkor jelentős változásokat tapasztalhatunk. Továbbra is a tavaszi időszak

mutatja a legintenzívebb talajlégzést, de a nyári értékek jelentősen visszaesnek (az őszt ezúttal is 100 %-nak véve a tavasz 151 %, a nyár pedig 109 %-ot mutat). Az átrendeződés oka, hogy csapadékos júniusi időszak mintái növelik, míg a szárazabb szeptemberi minták csökkentik a hozzájuk tartozó évszak talajlégzését. Ha a nedvességértékek évszakosan bontott átlagait vizsgáljuk, akkor láthatóvá válik az átrendeződés oka: a tavaszi értékek átlagát vizsgálva 29,9 %-ot kaptunk, a nyáriak 21,7 %-ot mutatnak, míg az őszi 22,9 %-t (a hat kezelés átlagában). A magas tavaszi értékeket a nagyobb nedvesség mellett az is magyarázhatja, hogy az ősszel hullott avar bomlása a téli hideg időszakot követően robbanásszerűen felgyorsul a talajba kerülő nagy mennyiségű tápanyag miatt. Ennek hatása a nyári hónapokra is áthúzódhat növelve a nyári minták mikrobáinak aktivitását, így légzés intenzitását is. Ez magyarázhatja, hogy a nyári minták átlaga annak ellenére magasabb szén-dioxid kibocsátást mutatott, hogy az őszi 22,9 %-t (a hat kezelés átlagában). A magas tavaszi értékeket a nagyobb nedvesség mellett az is magyarázhatja, hogy az ősszel hullott avar bomlása a téli hideg időszakot követően robbanásszerűen felgyorsul a talajba kerülő nagy mennyiségű tápanyag miatt. Ennek hatása a nyári hónapokra is áthúzódhat növelve a nyári minták mikrobáinak aktivitását, így légzés intenzitását is. Ez magyarázhatja, hogy a nyári minták átlaga annak ellenére magasabb szén-dioxid kibocsátást mutatott, hogy az őszi 22,9 %-t (a hat kezelés átlagában). A páros t-próba szerint a tavaszi szén-dioxid kibocsátás értékei szignifikánsan magasabbak az ősziénél és ebben az esetben a nyáriaknál is ( $p < 0,001$ ;  $t = 6,57$   $t = 8,45$ ;  $N = 24$ ). Az őszi és nyári értékek között nincs szignifikáns eltérés ( $p > 0,05$ ;  $t = 1,22$ ;  $N = 24$ ). A szakirodalmi hivatkozások a mérsékelt övi éghajlati feltételek mellett szintén tavaszi és/vagy nyári maximum értékeket jeleznek (Green és Oleksyszyn, 2002; Gerenyu et al. 2005), míg a mélypontját télen éri el a CO<sub>2</sub> termelés (Ohashi et al., 2000; Raich et al., 2002). Az Andrews DIRT Site-on, az éves csapadékmennyiség körülbelül négyszerese a Síkfőkúton mérhetőnek. Mivel a Cascade-hegység nyugati lejtőin nyáron is elegendő csapadék hullik, a talajlégzés csúcserőit itt általában a nyári hónapokban mérték, de a három vizsgálati év közül a legmelegebb 2003-asban ez májusra tolódott. Továbbá azt tapasztalták, hogy a szárazabb években alacsonyabb talajlégzés-értékeket kaptak (Sulzman et al., 2005).

A statisztikai vizsgálatok is alátámasztották, hogy a talajnedvesség és a szén-dioxid kibocsátás korrelál egymással: a DW kezelés esetén ( $R = 0,91$ ) és a C-nál ( $R = 0,82$ ) erős korrelációt találtunk. A DL adatsorai is csaknem az erős tartományba estek ( $R = 0,69$ ), mind a három kezelés esetén a két változó között szignifikáns kapcsolatot tapasztaltunk ( $p < 0,01$ ;  $N = 13$ ). A másik három kezelésnél (tehát az avarrelvonással kezelt esetében) a két változó között nem volt szignifikáns kapcsolat ( $p > 0,05$ ). Ha ez utóbbiak (NL, NR, NI) értékeit együtt (összevonva) vizsgáljuk, akkor a két változó között szignifikáns kapcsolat van és az  $R = 0,61$  ( $N = 39$ ) közepes korrelációt mutat (13. ábra).



13. ábra. A NL, NR, NI kezelések mintáinak szén-dioxid kibocsátása a talajnedvesség függvényében a 2004 - 2007 közötti értékek átlagai alapján (NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, NI: nincs Input).



14. ábra. A DL, C és DW kezelések mintáinak szén-dioxid kibocsátása a talajnedvesség függvényében a 2004 -2007 közötti értékek átlagai alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, DW: Dupla Faavar).

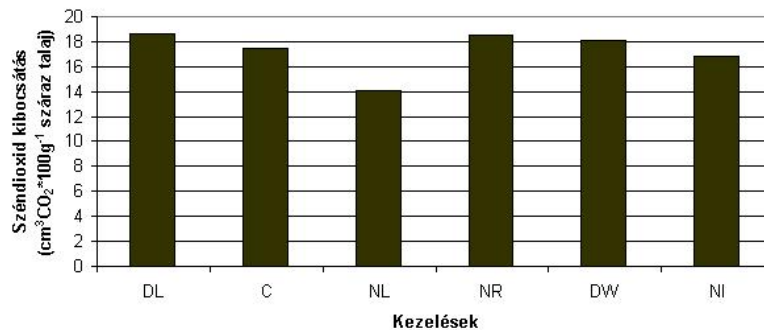
A másik három kezelés (DL, C, DW) összevonásakor szignifikáns kapcsolat mellett erős ( $R=0,81$ ;  $N=39$ ) korrelációt tapasztalunk (14. ábra).

A fentebb ismertetett eredmények is azt mutatják, hogy az avarlevonással kezelt parcellák (NL, NR, NI) talajai esetén a 3 kezelés együttes vizsgálatakor jóval gyengébb korreláció tapasztalható, mint a

másik háromnál (hasonlóan, mint az enzimaktivitásoknál). Ez véleményünk szerint hasonlóan magyarázható, mint az enzimaktivitások és a talajnedvesség összefüggése: az avarrelvonással járó kezelések talajai alacsonyabb tápanyag bázissal rendelkeznek, ezért hiába alakulnak kedvezően a nedvességviszonyok, a szegényesebb táplálék készlet nem teszi lehetővé a talajban élő lebontó szervezetek anyagcseréjének (így a talajlégzés intenzitásának) olyan mértékű növekedését, mint a másik három kezelésnél. Ezenkívül a NR és a NI kezelések talajai jóval nedvesebbek átlagukat tekintve, mint a többi négy kezelése (NR-nél az összes mérés mintáinak átlaga 33 %, a NI-nél 30 % volt, míg a többi négy kezelés esetében 20 – 22 % között mozgott). A NR és NI kezeléseknél, (a NR-nál különösen) jóval kiegyenlítettebbek a nedvességviszonyok. A NR esetén a 13 mérés során 26 %-os nedvességtartalom volt a legalacsonyabb a három azonos kezelésű parcella átlagát tekintve, míg a DL-nél 13 %. Ezzel szemben a maximum értékek alig tértek el egymástól a két kezelés között. A NR-nál 39,9 %-ot, a DL esetén 38,7 %-ot mértünk. A legkisebb és a legnagyobb érték között a NR-nál alig több mint másfélszeres volt a különbség, míg a DL-nél csaknem háromszoros (a C, DW, NL esetén hasonló volt az arány). A fentiek alapján úgy gondoljuk, hogy a NR-nál tapasztalható legalacsonyabb  $R^2$  érték és a két változó közötti leggyengébb szignifikancia ( $p=0,132$ ) az ennél a kezelésnél mért legmagasabb átlagos nedvesség tartalommal és a legkiegyenlítettebb nedvesség viszonyokkal magyarázható.

#### **4.4.2. Az avarkezelések hatása a talajlégzésre**

A kezelések hatását vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a többlet avar tartalmazó parcellák mintái esetén (tehát a DL és a DW kezeléseknél) és a NR-nál mértük a legmagasabb átlagértékeket, ezeket a C kezelés értékei követik, majd a lombavarelvonással kezelt parcellák mintái (NI, NL) következnek (15. ábra).



15. ábra. A vizsgált kezelések talajmintáinak szén-dioxid kibocsátása a 2004 - 2007 közötti értékek átlagai alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Az ANOVA nem mutat szignifikáns eltérést a csoportok között ( $P=0,1$ ), az eredmények szórása és a viszonylag alacsony ( $N=13$ ) mintaszám miatt.

A kezelések között azonban tekintélyes különbségek mutatkoztak. A legkisebb szén-dioxid kibocsátású NL összesített értékeit 100 %-nak véve a DL 32,5 %-kal, a NR 31,6 %-kal, a DW 28,5 %-kal, a C 24,3 %-kal, míg a NI 19,8 %-kal mutat magasabb CO<sub>2</sub> termelést. Ha a kétmintás t-próba segítségével vetjük össze a NL szén-dioxid kibocsátását a többi kezeléssel, akkor a NI kivételével az összes kezelés szignifikánsan magasabb értékeket mutat. (A Bonferroni-korrekció alkalmazása esetén a kívánt szignifikancia szint alacsonyabb lett ( $p=0,013$ ), így a NR-NL ( $p=0,003$ ,  $t=3,05$ ) és a DL-NL kezelések viszonylatában ( $p=0,011$ ,  $t=2,44$ ), beszélhetünk szignifikáns különbségről a csoportok között. A többi kissé meghaladja a kívánt szignifikancia szintet (DW-NL esetén  $p=0,016$ ,  $t=2,27$ , míg C-NL esetében  $p=0,029$ ,  $t=1,99$ ).

A NI kezelés talajmintáinak CO<sub>2</sub> kibocsátása a NL-ét, míg a NR -é a C-t és a DW-t is meghaladta, ami – tekintve a kezelésekre jellemző avarbevitel mennyiségét – magyarázatra szorul.

A gyökérlégzés hatása ennél a vizsgálatnál nem jelenhet meg, mivel a területről bevitt talajmintákkal dolgoztunk, amelyekben nincsenek élő gyökerek. Ez magyarázhatja, hogy a gyökéravar-kezelések (NR, NI) esetén nem mutatkozik meg az élő gyökerek hiánya. Sőt, mivel a NR és NI parcellák kialakítását követően, a kivágott cserjék gyökerei a talajban maradtak, így elbomlásuk révén hozzájárulhattak a talajlégzés mértékének időleges növekedéséhez.

Az egyes enzim aktivitásoknál (foszfatáz, fenoloxidáz) és a talaj szerves anyag tartalmának változásainál is jelentkezett ez a hatás.

A legjelentősebb szerepet a NR és a NI vártnál magasabb CO<sub>2</sub> kibocsátásban, az előző alfejezetben részletezett nedvességtartalom különbségek játszhatták. Az bizonyos az eredmények alapján, hogy az összes vizsgálat esetén a szén-dioxid kibocsátás korrelált a legjobban a nedvesség tartalommal, megelőzve az összes enzimaktivitást. A nedvesség tartalom szerepét a vonatkozó szakirodalom is leírja (Swift et al., 1979; Lomander et al., 1998; Conant et al., 2000; Ouyang és Zheng, 2000; Rustad et al., 2000), és az előzőekben én is igyekeztem bizonyítani statisztikai módszerekkel. Az is igazolhatja a talajnedvesség szerepét, hogy a két legmagasabb (valamennyi kezelésnél 30 % fölötti) talajnedvesség tartalmat mutató mintasor esetén a DL, C, és DW kezelések talajmintái kivétel nélkül magasabb szén-dioxid kibocsátást mutattak, mint a NR és a NI mintái (összességében 32 %-kal). Ez véleményünk szerint azzal magyarázható, hogy a DL, C, és DW kezelések talajainak nagyobb a tápanyag készlete, ami megfelelő körülmények között, például optimális nedvességviszonyok esetén, a talajlégzés intenzitását is növeli. Ilyen tápanyagként szolgálhattak a mintavétel előtt a gyökérszetről levált szekrétaumok. További különbséget jelent, hogy a NR parcellákon, nincsenek növények, csak a környező fákról származhat avar. A cserjékről származó lombavar pedig jórészt a NR parcellák területén kívül kerül a talajra. Tóth et al. (2007) adatai alapján számolva a teljes lombavar produkció 9 % származik a cserje szintből a Síkfőkút Project területén (a mérési adatok a 2003-2006 közötti időszakból származnak). Tehát a felszíni avar mennyisége is kisebb valamivel a NR esetén, mint a másik három felszíni avart kapó kezelésnél.

A két legnedvesebb talajminta sor esetén, a NR és NI értékei nem sokkal haladták meg a NL értékeit (összességében 14 %-kal), de a NR és NI mintái ekkor is nedvesebbek voltak (20 % százalékkal).

A lombavarkezelések hatása sem elhanyagolható tényező, amit az is mutat, hogy a NL talajainak CO<sub>2</sub> kibocsátása szignifikánsan alacsonyabb, mint a felszíni avart kapó (DL, C, NR, DW) parcelláké. Az utóbbi négy kezelésből származó minták a NI-nál is magasabb értékeket mutattak, itt azonban nem állt fenn szignifikáns különbség, melynek a fentebb kifejtett hatások lehetnek az okai (leginkább a magasabb talajnedvesség).

Sulzman és munkatársai (2005) az Andrews DIRT Site-on a tendenciákat tekintve hasonló eredményeket kaptak, mint mi a gyökérvárkezeléseken kívüli négy kezelésnél. Bár Síkfőkúton a C parcellák talajainál nem találtunk szignifikáns eltérést a DL és a DW kezelések mintáihoz

képest, a kontroll kezelés mintái összességében nálunk is alacsonyabb szén-dioxid kibocsátást mutattak.

A bolygatott, illetve felégetett erdőterületek talajaiban általában kevesebb szén-dioxid termelődik, mint a bolygatatlan területeken (Arunachalam et al., 1999; Sawamoto et al., 2000). Ez a megállapítás a síkfőkúti minták esetén is igaznak bizonyult, amennyiben az avarelvonást egyfajta bolygatásnak fogjuk fel.

## **4.5. A talaj szerves anyag tartalmának mennyiségi változása**

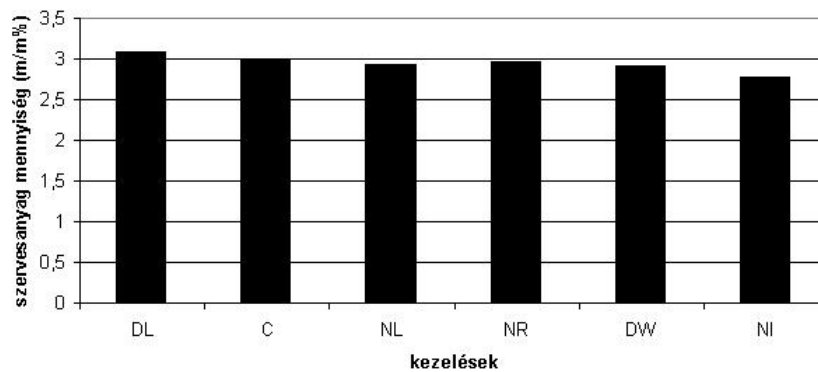
### **4.5.1. Az eltérő avarinput hatására fellépő változások**

Az első mérés alkalmával a NR kezelés mutatta a legmagasabb szerves anyag tartalmat, de a NI kezelés eredménye is meghaladta a DL és a C értékeit (ez a későbbiekben következő 8 mérés alkalmával többet nem fordult elő). Az első mintavételre a parcellák kialakítása után 5 hónappal 2001 áprilisában került sor. A következő mintasor 2001 decemberéből származik. Itt a NR kezelés a második helyre került, míg a DL az elsőre. Ez utóbbi mérések befejezéséig végig az első - második helyen állt. 2002 tavaszára a NR-t a szervesanyag-mennyiség tekintetében a 4. helyre csúszott vissza és a mérések 2006-os lezárásáig végig a 4.-6. helyen szerepelt a kezelések között.

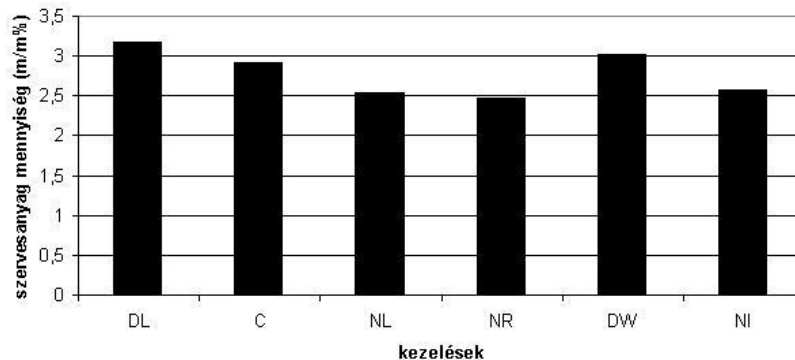
2003-tól a DL, DW, C mutatta a három legmagasabb értéket, sőt 2002-ben is csupán a DW került elhanyagolható értékkülönbséggel a 4. helyre. Véleményünk szerint a vékonyabb gyökerek gyors elbomlása magyarázza, hogy a kiindulási (2001) évhez képest jelentősen csökkent a NR és NI parcellák talajainak szerves anyag tartalma a későbbi (2002-2006 közötti) időszakhoz képest (30 %, ill. 18 %-kal). Mivel ezeken a parcellákon hiányoztak az élő gyökerek, ezek szekrétumai sem gazdagították a talaj szerves anyag készletét. A NR és NI kezelések talajainak magasabb nedvesség tartalma is gyorsíthatta a lebomlást, csökkentve ezzel a szerves anyag tartalmat. Hasonló trendet mutatott a felszíni avartól elzárt NL parcellák talajainak szerves anyag tartalma is. Itt 22,3 %-os csökkenést tapasztaltunk ugyanezen két időszak között. Ez utóbbi esetben a csökkenés okát a levélavár utánpótlás megszűnésében látjuk. A többi kezelés esetén nem tapasztaltuk a szervesanyag-tartalom jelentős változását.

A 2002-es évben történt meg az átállás a 6 kezelés viszonylatában. A 2003-tól jelentkező tendenciák végig fennálltak a vizsgálatok befejezéséig.

Ha a 2001-2002-es évek átlagát vetjük össze a tartós tendenciákat mutató 2003-2006 közötti évek eredményeivel, akkor a következő eredményeket kapjuk: a DL és a DW esetében 3 %-kal nőtt, a C-nál 2 % csökkent az adott kezelésekhez tartozó talajminták szerves anyag tartalma (16. és 17. ábra). Ezek az értékek nem tükröznek lényegesebb változást. Ugyanakkor az avarlevonásos kezelések jelentős csökkenést mutatnak a két időszak összehasonlításakor (NL: 14 %, NR: 17 %, NI: 8 %-ot.)



16. ábra. A kezelések talajmintáinak szerves anyag tartalma a 2001 – 2002-es évek átlagai alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).



17. ábra. Az avarkezelések hatása a talaj szerves anyag tartalmára a 2003 – 2006-os évek átlagai alapján (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input).

Ezen eredmények alapján úgy tűnik, hogy a normál avarmennyiség fölött jelentkező többlet (esetünkben dupla) avarmennyiség nem módosítja olyan mértékben a természetes növényzetű, bolygatatlan talajok holt

szerves anyag tartalmát, mint a szintén több éven keresztül jelentkező, ugyanolyan mértékű avarelvonás.

A 2002 – 2006 közötti időszak kezelésenkénti szerves anyag tartalmát vizsgálva az ANOVA szignifikáns különbséget mutatott a csoportok között ( $F_{(5,36)}=6,26$ ;  $p<0,001$ ). A Tukey-próba szerint szignifikáns különbség van a DL és az összes avarelvonásos kezelés között (DL-NL:  $p=0,013$ ; DL-NR:  $p=0,002$ ; DL-NI:  $p=0,008$ ), valamint a C-NR ( $p=0,008$ ) és a DW/NR között ( $p=0,047$ ). A Tukey-próbát nem, de a kétmintás t-próbát a C/NL ( $p=0,009$ ;  $t=2,71$ ;  $N=7$ ), a C-NI ( $p=0,003$ ;  $t=3,27$ ;  $N=7$ ), a DW-NL ( $p=0,043$ ;  $t=1,76$ ;  $N=7$ ), valamint a DW-NI ( $p=0,026$ ;  $t=2,15$ ;  $N=7$ ) is adta. (A Bonferroni-korrekció esetén az első kettő mutat szignifikáns különbséget).

A DL esetén mértük a legmagasabb a szervesanyag-tartalmat a talajban (3,14 %), ezt a DW követte (2,97 %-kal), míg a C harmadik a sorban (2,95 %-kal). A valamilyen avarelvonással kezelt parcellák talajai között (NL, NR, NI) nem volt lényeges különbség a hat év átlagát tekintve (NL: 2,72 %, NR: 2,68 %, NI: 2,66 %). Ha viszont a DL, C, DW összesített átlagát (3,02 m/m %) vetjük össze ezekével (2,69 m/m %), akkor már jóval nagyobb a különbség (12,4 % a két csoport között). A 3 avarelvonásos kezelésnél a legmagasabb értékkel rendelkező NL csupán 2,1 %-kal mutat magasabb értéket, mint a legkisebb szervesanyag-tartalmú NI. Szignifikáns különbség, mint fentebb láthattuk, sem az avarelvonásos csoporton belül, sem a másik három kezelés között nem mutatható ki, csak a két csoport tagjainak összevetésekor.

#### **4.5.2.A talajlégzés és a szervesanyag-tartalom közötti összefüggés vizsgálata**

A NR kezelés esetén a szén-dioxid kibocsátás igen magas volt az általunk vizsgált (2004 nyara és 2007 tavasza közötti) időszakban. A kontrollnál mért értéket 5,8 %-kal meghaladta és a DL-től is csupán 0,7 %-kal maradt el. Ugyanakkor a NR kezelés talajainak szerves anyag tartalma hasonló időszakban 18,7 %-kal maradt el a kontroll és 28,9 %-kal a DL kezelés értékei mögött, holott 2001-ben a NR-nál még magasabb szervesanyag-tartalom értékeket tapasztaltunk (a DL-nél 2,9 %-kal, míg a C-nál 15 %-kal). A NI esetén is megfigyelhetőek a fenti tendenciák, csak kisebbek voltak az eltérések.

Ezek az eredmények véleményünk szerint azt mutatják, hogy a többi kezelésnél nedvesebb talajú NR és NI parcellákon a talaj szerves anyag tartalma intenzívebben bomlik, emiatt magas marad a CO<sub>2</sub> kibocsátás, és jelentős mértékben csökken a talaj szerves anyag készlete.

A DL talajmintáinak szén-dioxid kibocsátása a hat kezelés között a legmagasabb értéket mutatta, mégis itt tapasztalható a legnagyobb mértékű szerves anyag felhalmozódás. Ezt részben a felszínre kerülő lombavar kétszeres mennyisége, másrészt a parcellák talajainak a NR-nál és a NI-nál szárazabb volta magyarázhatja. A felszínre kerülő plusz levélavarmennyiség a kontrollhoz képest is megemeli a DL talajmintáinak szén-dioxid kibocsátását 6,6 %-kal, míg a felszíni avart egyáltalán nem kapó NL-ét 32,5 %-kal haladja meg. Az előzőek alapján valószínűsíthető, hogy a DL-nél tapasztalható tápanyag bőség növeli a lebontó folyamatok intenzitását is. (A 4.1-es fejezetben leírt lombavar bomlás vizsgálata is ezt az eredményt hozta a DL, C, NL viszonylatában). A fölös mennyiségű avar azonban nem képes teljes mértékben mineralizálódni, így megnöveli a talaj szerves anyag tartalmát is. Véleményünk szerint ezzel magyarázható, hogy a kontrollnál 8,6 %-kal, míg a NL-nél 24,8 %-kal magasabb szerves anyag tartalmat mérünk a DL talajmintáiban.

Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy a kezelések szén-dioxid kibocsátását nem *in situ* mértük, hanem laboratóriumba bevitt talajmintákkal dolgoztunk. A terepi vizsgálatok alkalmával ebben az időszakban a DL CO<sub>2</sub> kibocsátása kisebb intenzitású volt, mint a DW, és a C kezelésé (Tóth et al., 2007), ami véleményünk szerint a vastag avartakaró hatásával magyarázható.

#### **4.5.3.A talaj szerves anyag tartalmának hosszú távú változása a Síkfőkút Projecten**

Kovács (1978) Síkfőkút Projecten végzett vizsgálatai azt mutatták, hogy a talaj felső 10 cm-es rétegének szerves anyag tartalma 3,2 %, a 10-30 cm-es rétegé pedig 2,6 %. Mi a felső 20 cm-es rétegből vettünk mintákat, ahol a kontroll kezeléseket esetében 2,95 %-os szerves anyag tartalmat mérünk. Ez az eredmény jó egyezést mutat Kovács (1978) adataival és egyben arra is utal, hogy a két mérési időszak között eltelt csaknem három évtizedben nem változott kimutatható mértékben az itteni talajok szerves anyag tartalma annak ellenére sem, hogy a terület fás szárúinak fajösszetétele (pontosabban a fajok aránya) az elmúlt 30 évben jelentősen megváltozott (Tóth et al., 2007). Ez utóbbi eredmények alátámasztják azokat a korábban már említett irodalmi hivatkozásokat (Johnston, 1991) melyek szerint, ha a természetes növénytakaró egy adott formája hosszú távon megmarad egy területen, akkor szinte változatlan marad a talajok humusztartalma is.

## 5. Összefoglalás

A klímaváltozás sokoldalúan befolyásolja az erdő ökoszisztéma működési, szabályozási folyamatait, jelentős hatással van az erdő fafaj összetételére, struktúrájára (Tóth et al., 2006). Közvetlenül és közvetett módon (például az avarprodukciónak megváltozásán keresztül) befolyásolhatja a talajban lévő szerves anyagok mennyiségét, a talaj biológiai aktivitását is. A területhasználat változása (így az erdőségek kiirtása, vagy egykori szántóföldek újra fásítása) még erőteljesebben hat az érintett területek avarprodukciónak és ezen keresztül a talajok fizikai, kémiai, és biológiai tulajdonságaira.

A növényi biomassza dominanciája miatt a Síkfőkút DIRT Project keretében a különböző növényi avarféleségek (fa, levél és gyökér) mennyiségének változtatásával próbáltuk modellezni, hogy a csökkenő vagy növekvő avarprodukciónak milyen hatást gyakorol a talaj mikroorganizmusok aktivitására, valamint a talaj különböző fizikai és kémiai jellemzőire. A vizsgálatok során hat kezelés típust alkalmaztunk (DL: Dupla Avar, C: Kontroll, NL: Nincs Avar, NR: Nincs Gyökér, DW: Dupla Faavar, NI: Nincs Input). A talajok mikrobiális aktivitását a rendelkezésre álló szubsztrátok mennyiségi és minőségi paraméterei mellett a legkülönbözőbb egyéb ökológiai tényezők is befolyásolják. Ezek közül néhány – különösen az éghajlati és időjárási paraméterek (talajnedvesség és hőmérséklet) – hatását szintén vizsgáltuk.

Dolgozatomban az ezzel kapcsolatos eredményeinket mutatom be, az alábbi témaköröknek megfelelően:

1. Az avarkezelések hatását a vizsgált parcellák talajmintáinak - mikrobiális aktivitással összefüggő - néhány fontos jellemzőjére, úgymint:
  - a lombavar lebomlására,
  - néhány enzim (fenoloxidáz, foszfatáz, arilszulfatáz, szacharáz) aktivitásának változására,
  - a CO<sub>2</sub> kibocsátására,
  - szerves anyag tartalmának mennyiségi változására.
2. A talajok hőmérsékletének és nedvesség tartalmának hatását a fentebb leírt tényezőkre.

## 5.1. A lombavar bomlás sebessége a különböző kezelések hatására

A tesztzacskókba helyezett lombavar bomlási sebessége a vizsgálat egy éve alatt exponenciálisan csökkent, ha a kiindulási tömeget vetjük össze a három vizsgálati időpontban (3, 6, 12 hónap elteltével) mért avertömeggel. Az eredmények véleményünk szerint azzal magyarázhatók, hogy a kísérlet kezdeti szakaszában a könnyen bomló anyagok gyorsan mineralizálódtak, míg a lassan bomló komponensek (pl. lignin) anyagvesztése elhúzódott. Az első három hónapban csekély különbséget tapasztaltunk a kezelések között a lebomlás sebességében (a legnagyobb (DW) és a legkisebb (NL) anyagvesztésű kezelés összevetésekor 11 %-ot). A második 3 hónap alatt ez 19 %-ra nőtt, míg a következő 6 hónapos időszakban már 49 %-os eltérést tapasztaltunk a DW és az NI között. A kezelések közti különbség statisztikailag is kimutathatóvá vált a 12 hónap elteltével, az ANOVA szignifikáns eltérést mutatott ( $F_{(5;40)}=9,21$ ,  $P<0,001$ ) a kezelések között. Az avarbomlás sebessége csökkenő sorrendben a következő volt:  $DW>DL>C>NL>NI$ . A lebontás sebessége az összes kezelés esetében csökkent a vizsgálat egy éve alatt, ám annak mértéke kezelésként nagy különbségeket mutatott. A legnagyobb mértékű az avarrelvonásos kezeléseknél volt (a NI esetében a második félévben csupán harmadannyi avarbomlott le, mint az elsőben, a NL-nél 53 %-os volt a visszaesés), ezeket a C követte (41%-kal), majd a DL következett (39 %-kal) és végül a DW (26 %-kal). A magasabb lignintartalmú avert kapó kezelések talajainak mikrobaközösségei, vélhetően jobban alkalmazkodtak a ligninben gazdagabb szerves anyagok (például a lomblevelek erezetének) lebontásához. Ennek megfelelően a kezelések talajainak avarbontási sebessége a második hat hónap folyamán pontosan megfelelt a kezeléseknél mérhető ligninbevitel mennyiségi sorrendjének. Ezeket az eredményeket véleményem szerint a nehezebben bomló anyagokon élő k-stratégista lebontó szervezetek hatásával magyarázhatjuk, melyek jóval aktívabbak a magasabb lignintartalmú avert kapó parcellákon, mint az r-stratégisták (Hamer és Marschner, 2002; Fontaine et al., 2003). A lebontási folyamat kezdetén a bomlás mértékét elsősorban a terület klímája és az avar vízdoldható komponenseinek, valamint könnyebben bomló szerkezeti szénhidrátjainak koncentrációja, míg később a lignin koncentráció határozza meg leginkább (Berg és Staaf, 1980; Berg, 2000; Berg és Ekbohm, 1991; Berg et al., 1982). Valószínűleg ezzel magyarázható a gallyakkal, ág – és fakéreg darabokkal kezelt DW parcellák talajainak a többi kezelést meghaladó avarbontása. A lombavar bontását számos

tényező befolyásolhatja, így nemcsak a lebomlást lassító folyamatok léteznek. A leásást követően a levelek fragmentálódásával, szerves vegyületeinek jobb feltáródásával és részleges lebomlásával folyamatosan növekszik az enzimek számára hozzáférhető támadási felület nagysága, ami felgyorsíthatja a lebomlás sebességét. Ezzel magyarázható, hogy bár az egymást követő három, illetve hat hónapos periódusokban folyamatosan csökkent a lebontott anyag mennyisége, de a lebomlott lombavar aránya az adott periódus induló tömegéhez mérve nőtt a kontroll és a plusz avart tartalmazó kezeléseknél.

## **5.2. A kezelések hatására fellépő enzimaktivitás változások**

Azoknál az enzimvizsgálatoknál, melyeket a parcellák létesítését követően nem sokkal megkezdtünk (fenoloxidáz, foszfatáz, glükózidáz) kivétel nélkül megfigyelhető, hogy a NR és NI kezelések talajmintái magasabb enzimaktivitást mutattak a parcellák létrehozását követő 1-2 évben. Később visszaestek az itt mért értékek és a felszíni avart kapó egyéb kezelések (DL, C, DW) rendre megelőzték őket. Ennek oka véleményünk szerint részben abban keresendő, hogy a NR és NI parcellák létesítésekor a területről leirtott növényzet széteső gyökérsejtjeiből enzimek kerültek a talajba (Burns, 1982), továbbá a gyökerek bomlásukkal szubsztrátként szolgáltak a mikroorganizmusok számára. Másrészt ezen parcellák talajainak magasabb a nedvesség tartalma (mivel a növényzet eltávolításával azok evapotranszpirációja is megszűnt), így az itteni talajok tápanyagkészletének lebomlása felgyorsul, hiszen a magasabb nedvességtartalom növeli a mikrobiális aktivitást (egy bizonyos határon belül). Természetesen ezek a hatások csak addig működnek, amíg a talajban elegendő szubsztrát áll rendelkezésre, illetve a gyökerekből felszabaduló enzimek el nem bomlanak. A foszfatáznál a 2001 - 2002-es években ezek a folyamatok lezajlottak. 2003 áprilisától a mérési periódus 2005. szeptemberi lezárásáig a kezelések között szignifikáns eltérést tapasztaltunk ( $F_{(5;54)}=8,32$ ;  $P<0,001$ ) az ANOVA-val végzett statisztikai vizsgálat során. A Tukey-próba szerint a NR-nél és az NI-nél a DL, C, és a DW egyaránt szignifikánsan magasabb értékeket mutat, a DW a NL-nél is. A fenoloxidáz esetén ez a visszaesés jóval lassabban történt, ennél a kezeléskor csak a 2004/2005-ös évadra váltak láthatóvá ezek a tendenciák és ekkor is csak a DL előzte meg a gyökérkezelésen átesett parcellák enzimaktivitásainak átlagát. Ez véleményem szerint azzal magyarázható, hogy a fenoloxidáz egyik szubsztrátja a lignin, mely igen ellenálló vegyület révén csak lassan bomlik el a talajokban, így a ligninben gazdag

vastagabb gyökérszövet bomlása hosszúra nyúlik, és sokáig fenntartja a szükséges szubsztrátmennyiség szintjét és így a magasabb fenoloxidáz-aktivitást is.

A szacharáz- és az arilszulfatáz-aktivitás vizsgálatát három és fél évvel a parcellák létesítése után kezdtük. A kezelések között szignifikáns különbség mutatkozott: az arilszulfatáznál az ANOVA szerint ( $F_{(5;84)}=6,49$ ;  $p<0,001$ ), a szacharáznál ( $F_{(5;72)}=3,25$ ;  $p=0,011$ ) értékeket kaptunk. Ezeknél az enzimeknél a plusz avar bevitelű kezelések (DL, DW) és a kontroll (C) mutatták a legmagasabb aktivitást, míg a másik három (NL, NR, NI) kezelést alacsonyabb - gyakran szignifikánsan alacsonyabb - enzimaktivitás jellemezte (csakúgy, mint a foszfatáznál és a glükózidáznál a kezdeti 2 évet követően (Krakomperger, 2008)). Ugyanakkor érdekes módon a DL (a legnagyobb biomassza tömeget kapó kezelés) dominanciája nem érzékelhető egyetlen általunk mért enzimnél sem a C-al és a DW-al szemben (kivéve a fenoloxidázt). A szacharáznál, az arilszulfatáznál és Krakomperger (2008) szerint a glükózidáznál is a harmadik helyre szorult az aktivitása, a foszfatáznál pedig a másodikra (a DW mögé). Igaz, a három említett kezelés között szignifikáns különbség nem észlelhető a Tukey-próbával. A fenti hatást véleményünk szerint a DL kezelésekénél a felszínen felhalmozódó vastag avarréteg mikrobiális aktivitást némileg akadályozó hatásával, és a nagy mennyiségű avarból származó mineralizálódó tápanyagok enzimaktivitást korlátozó katabolit repressziójával magyarázhatjuk.

### **5.3. A talajlégzés változása az eltérő avarinput hatására**

Az avarinput megváltoztatása - növelése vagy csökkentése - jelentős mértékben hat a talajlégzésre. A talajlégzés kezelésenkénti csökkenő sorrendje a következő volt: DL>NR>DW>C>NI>NL). A felszíni avar jelenlétének, illetve hiányának hatását mutatja, hogy a NL kezelés talajainak CO<sub>2</sub> kibocsátása a kétmintás t-próba szerint szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felszíni avar tartalmazó parcelláké (DL, C, NR, DW).

A gyökérlégzés hatása ennél a vizsgálatnál nem jelenhet meg, mivel talajmintákkal dolgozunk, amelyekben nincsenek élő gyökerek. Ez magyarázhatja, hogy a gyökérkezelések (NR, NI) esetén nem mutatkozik meg az élő gyökerek hiánya, sőt az NR, NI parcelláinak kialakítását követően az eltávolított növényzet gyökerei a talajban maradtak, így elbomlásuk révén hozzájárulhattak a talajlégzés mértékének időleges

növekedéséhez. A NR és NI kezelések talajainak (az őket érő avar inputhoz képest) jelentősebb szén-dioxid kibocsátását azok magasabb nedvesség tartalma indokolhatta elsősorban. Sulzman és munkatársai (2005) az Andrews DIRT Site-on a tendenciákat tekintve hasonló eredményeket kaptak, mint mi a gyökérvár-kezeléseken kívüli négy kezeléskor. Bár a Síkfőkút Project esetén a C parcellák talajainál nem találtunk szignifikáns eltérést a DL és a DW kezelések mintáihoz képest, a kontrollkezelés összességében nálunk is alacsonyabb szén-dioxid kibocsátást mutatott.

#### **5.4. A talaj szervesanyag-tartalom változása a DIRT kísérletben**

A vártak megfelelően az eredmények azt mutatják, hogy a felszínre kerülő, vagy a felszín alatt keletkező avar mennyisége jelentősen befolyásolja a talaj szerves anyag készletét. A különbség leginkább a valamilyen avarrelvonással kezelt, illetve az avar kapó talajok között volt szembevetendő (pl. a DL és az avarrelvonásos talajok között a Tukey-próba szerint szignifikáns különbség mutatkozott), ami arra utal, hogy a talaj holt szerves anyag mennyiségének változása már néhány év alatt is érzékelhető különösen a bevitt avarmennyiség jelentős csökkenése esetén. Ha a 2001 - 2002-es évek átlagát vetjük össze a tartós tendenciákat mutató 2003 - 2006 közötti évek átlagával, akkor a következő eredményeket kapjuk: a DL és a DW esetében 3%-kal nőtt, a C-nál 2 %-kal csökkent az adott kezelésekhez tartozó talajminták szerves anyag tartalma. Ezek az értékek nem tükrözik nagyobb mértékű változást, ugyanakkor az avarrelvonással kezelt talajok mintáinak átlagai jelentős csökkenést mutattak a két időszak összehasonlításakor (NL: 14 %, NR: 17 %, NI: 8 %-ot.). Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a természetes avarprodukciónál meghaladó avarmennyiségek nem növelték számottevően a talaj szerves anyag tartalmát (legalábbis a vizsgálatok hat éve alatt), ezzel szemben az avarrelvonás hatása gyorsan (már egy – két év alatt) jelentős csökkenést okozott. A 2002 – 2006 közötti időszak kezeléskénti szerves anyag tartalmát vizsgálva az ANOVA szignifikáns különbséget mutatott a csoportok között ( $F_{(5,36)}=6,26$ ;  $p<0,001$ ). Az összes mérés alapján a kezelések talajainak szerves anyag tartalma csökkenő sorrendben a következő: DL>DW>C>NL>NR>NI. Ez a sorrend hozzávetőlegesen tükrözi a talajokba bekerülő avar mennyiségét is. A parcellák létrehozása utáni első egy, illetve két évben még érződik a NI és NR kezelések esetén az eltávolított növényzet pusztuló gyökereinek hatása. Véleményünk

szerint ennek köszönhető az első vizsgálati évben a NI és különösen a NR kezelések talajainak magasabb szerves anyag tartalma. Ezután azonban már az avarelvonás negatív hatásai dominálnak. 2003-tól végig a mérések 2006-os lezárásáig az avarelvonásos kezelések talajainál (NL, NR, NI) mértük a legalacsonyabb szervesanyag-mennyiségeket.

A NR igen intenzív talajlégzése magyarázhatja részben, hogy a kezelés talajának szerves anyag tartalma csökkent a vizsgálatok hat éve alatt a legnagyobb mértékben. Úgy tűnik, hogy a magas talajnedvesség által indukált intenzív lebontás a talaj szerves anyag készletét is apasztja, és ezt a felszínre kerülő lombavár sem tudja pótolni.

Az avarelvonásos kezelések talajainak szervesanyag-tartalom csökkenése érthetővé teszi, hogy néhány évtized alatt, miért csökken jelentős mértékben a legtöbb művelt terület talajának humusz tartalma, különösen ott, ahol a képződő biomasszát jelentős részben elvonják. Ugyanakkor, a síkfőkúti vizsgálatok azt mutatták, hogy az avarprodukción éves ingadozásai, valamint az erdőt alkotó fafajok minőségi és mennyiségi összetételének arány változásai (Tóth et al. 2006) nem képesek három évtizedes időtávon számottevően megváltoztatni a terület talajának szerves anyag mennyiségét. Erre utal, hogy Kovács (1978) három évtizeddel ezelőtt csaknem azonos eredményeket kapott az itteni talaj szervesanyag-tartalom vizsgálatakor, mint mi a kontrollkezeléseknél. Ez, valamint a fentebb leírtak azt mutatják, hogy a terület talajának humusztartalma csupán a drasztikusabb avarmennyiség-változásokra (elsősorban csökkenésre) reagál gyors és egyértelmű módon, melyek háttérben általában emberi beavatkozások állnak.

## **5.5. A talaj nedvességtartalmának hatása a talajenzimek aktivitására és a talajlégzésre**

Szabó (1986) szerint az avar bomlása döntő módon függ a talaj nedvességtartalmától. Vizsgálataink során mi is azt tapasztaltuk, hogy a talajnedvesség fontos szerepet játszott a talajenzim aktivitások és a széndioxid kibocsátás alakulásában. Az évszakok szerinti különbségek is leginkább az eltérő nedvességtartalomhoz voltak köthetők, míg a hőmérséklet hatása kevésbé ütközött ki a vizsgálatok során (a módszerek jellegéből adódóan). A talajnedvesség változását (különösen a jelentősebb ingadozásokat), mind a talajlégzés, mind az enzimaktivitási értékek követték, igaz eltérő mértékben. Az avarelvonásos parcellák mintáinál szerényebb volt (különösen a NR és NI kezeléseknél) ez a hatás, míg DL,

DW, C kezelések esetén erőteljesebb. Ezeket a megállapításokat, a korrelációs számítások is alátámasztották. A szén-dioxid kibocsátás, az arilszulfatáz, és a szacharáz esetében a DL, C, és DW kezelések jóval erősebb korrelációt mutattak, mint a másik három (NL, NR, NI) (sőt a nedvességértékek és a szacharázaktivitás között az avarelvonásos kezeléseknél szignifikáns kapcsolatot sem találtunk, így itt korrelációról sem beszélhetünk). A fentiek magyarázatát véleményem szerint részben abban kereshetjük, hogy az avarelvonással járó kezelések esetén a talaj szűkösebb tápanyag készlettel rendelkezik, így kedvezőbb nedvességviszonyok esetén sem tud olyan mértékben nőni a talajban élő lebontó szervezetek enzimaktivitása és talajlégzése, mint a másik három kezelés esetén. Ezenkívül a NR és a NI kezelések talajai jóval nedvesebbek, mint a többi négy kezelésé. Az egész éven át viszonylag magas nedvesség tartalom mellett az időszakos növekedés hatása jóval korlátozottabb, mint a nagy maximum - minimum érték különbséggel rendelkező másik négy kezelésnél.

## **5.6. Az avarkezelések hatása az összes vizsgálat tapasztalatai alapján**

Az összes vizsgálat áttekintésekor szembevetendő, hogy az avarelvonásos kezelések (NL, NR, NI) és a többi (DL, C, DW) között jelentősek, gyakran szignifikánsak a különbségek. A plusz avar tartalmú kezelések (DW, DL) ugyanakkor, sohasem mutattak szignifikánsan magasabb értékeket a C-nál, sőt a szacharáznál és az arilszulfatáznál a DL enzimaktivitása a kontrollé alatt maradt. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a felszíni, vagy felszín alatti avar kiesése sokkal drámaibb változásokat okoz a talaj-mikroorganizmusok aktivitása szempontjából, mint ha duplájára emeljük a lomb-, vagy faavar mennyiségét. Azoknál a vizsgálatoknál, melyeket röviddel a parcellák létesítése után kezdtük, tehát három enzimmél és a talaj holt szerves anyag tartalmának mérésekor megfigyelhető volt a NR és kisebb mértékben a NI kezelések értékeinek kezdeti emelkedése. Ez a tendencia azonban egy – két évig érvényesült csupán, utána jelentős visszaesés történt (kivéve a fenoloxidázt, ahol az aktivitás csökkenés kisebb mértékű és lassúbb volt).

Vizsgálataink bizonyították, hogy az erdőterületeken bekövetkező biomasszamennyiség-változásoknak érzékeny indikátorai a talajokban végbemenő biológiai folyamatok, ami a talaj és a rajta tenyésző vegetáció sokirányú kapcsolatát is jelzi. A kísérletek eredményei azt mutatták, hogy az emberi beavatkozások növényzetre gyakorolt hatásai gyorsan

továbbgyűrűznek, és a talajok szerves anyag bontó, átalakító, illetve szénraktározó képességén, valamint szén-dioxid kibocsátásán keresztül nemcsak a termőképességre, de Földünk éghajlatára is befolyással lehetnek.

## 6. Summary

### 6.1. Introduction

The much talked-of climatic changes of nowadays are also pointed out by the results of long-term meteorological measurements of Síkfökút Project, since climate of the forest became warmer and drier in the last three decades (Antal et al., 1997). Regulational and functional processes of the forest ecosystem are variously influenced by the climate change, which has an effect on the structure and species composition of the forest; and through the changes in leaf-litter production, it influences the quality and quantity of organic materials and biological activity in the soil, both directly and indirectly (Tóth et al., 2006).

Further anthropogenous changes in land use and cultivation, such as deforestation or reforestation of plough-lands, also have a significant impact on leaf-litter production of the aforementioned areas, which modifies the physical, chemical, biological characteristics and microbial activity of soils. The dissertation examines the results of the first 6 years of an experimental litter-manipulation, which was started to search the long-term effects of litter-input on the soil, on the area of Síkfökút Project.

Síkfökút DIRT (**D**etritus **I**nput and **R**emoval **T**reatments) Project forms a part of the DIRT Project which was organized by the US-ILTER (International Long-Term Ecological Research). General purpose of the project is to reveal the connection between the modifications of leaf-litter production and the changes of climatic conditions and land use. It also studies how the modifications, decreases or increases in litter production influence the organic material content, and physical, chemical or biological processes of soils. Results of Síkfökút DIRT Project can be studied separately; however, within the scope of the international project, these results enhance the effectiveness of researches, since more general and widespread relations can be revealed through the comparison of data, which were collected with equivalent methods.

In accordance with general purposes of the project and within the scope of a long-term experiment of leaf-litter manipulation in the oak-wood stand of Síkfökút, the dissertation examines the following problems:

- decomposition rates of leaf-litter;
- changes in some soil enzyme activities (arylsulfatase, sacharase, phenol-oxidase) and the sensitivity of soil enzymes for the humidity of soil as an effect of litter treatments;

- changes in carbon-dioxide production and humus content of the soil;
- some important chemical and physical parameters of the soil (temperature, humidity, carbon and nitrogen content, pH), which influence the microbial activity.

## 6.2. Materials and Methods

The DIRT treatments are derived from a project started in 1957 in forest and grassland ecosystems at the University of Wisconsin (Nielson and Hole 1963). Our researches constitute an important part of a long term international project which includes five more experimental sites (Nadelhoffer et al. 2004) in USA (Harvard Forest, H. J. Andrews, Bousson, University of Michigan Biological Station) and Germany (Universität Bayreuth BITÖK) apart from Síkfőkút Project. The Síkfőkút DIRT project (located in Hungary) joined with the American ILTER DIRT network in November 2000.

The experimental site of 64 ha is located in the south part of the Bükk Mountains in North Eastern Hungary at 325 m altitude. GPS coordinates N 47°90' E 20°46'. This forest has protected since 1976 and it is part of the Bükk National Park at present. The annual precipitation amounts to 550 mm. The type of the soil according to the FAO Soil Classification is Cambisols. This forest is a semi-natural stand (*Quercetum petraeae-cerris* community) without forest management. Six treatments were established in the experimental site (Table 1). Each plot is 7m wide and 7m long (49 m<sup>2</sup>), and every treatment was set up in three replications.

The litter decomposition activity was studied by litter bag method of Gosz et al. (1973) and Szegi (1979). Half of these test bags were filled with 3g air-dried leaf litter. In every test plot 9 of each bag was placed into the soil 18 cm deep. 3 of each bag was taken out after 3, 6 and 12 months. Bags were set to the parcels of litter manipulation in 5. April. 2004.

The soil samples were taken randomly from 5 places of each plot from the top 20 cm layer, using an Oakfield soil sampler (Oakfield Apparatus Company, USA). Samples were homogenized and transported to the laboratory. The polyphenol-oxidase (PPO) activity was measured 18 times under laboratory conditions from July 2002 to June 2005 during the vegetation growing periods. The measurement was carried out according to the method of Sinsabaugh *et al.* (1999). One hour incubation period and 30 °C incubation temperature was applied. Measurement of phosphatase (P) activity was also carried out according to Sinsabaugh *et al.* (1999), the

activity was measured 15 times under laboratory conditions from April 2001 to September 2005 by Zsolt Krakomperger.

Table 1. The applied DIRT treatments in open-field experiment (Sikfökút, Hungary).

Treatments	Description
Control (C)	Normal litter inputs. Average litter amount typical to the given forest site
No Litter (NL)	Aboveground inputs are excluded from plots. Leaf litter was totally removed by rake. This process was replayed continuously during the year.
Double Litter (DL)	Aboveground leaf inputs are doubled by adding litter removed from NO LITTER plots.
Double Wood (DW)	Aboveground wood debris inputs are doubled by adding wood to each plot. Annual wood litter amount was measured by boxes placed to the site and doubled amount of that was applied in case of every DW plots.
No Roots (NR)	Roots are excluded by inserting impenetrable barriers in backfilled trenches to the top of the horizon C. Root resistant plastic foil was placed into the plot in the depth of 1 m hindering the roots developing outside of the plot to get into the NR plot. Trees and shrubs were eradicated when the plot was established, and plant roots decayed in time
No Inputs (NI)	Aboveground inputs are excluded from plots, the belowground inputs are provided as in NO ROOTS plots. This treatment is the combination of NR+NL plots.

The absorbance was measured by spectrophotometer (Zeiss Spekol 07). Between June 2004 and May 2007, arylsulfatase activity of the collected soil samples was measured 15 times according to Schinner (1996), while sacharase activity (Frankenberger és Johanson, 1983) and carbon dioxide production (Jenkinson és Powlson ,1976) were measured 13 times, respectively. Humus content was measured with the Tyurin method (Buzás, 1988) 9 times altogether from April 2001 to October 2006. To determine the carbon, nitrogen content and C/N ratio elemental analyzer like Elementar Vario EL C-H-N-O-S (Hanau, FRG) was applied (Nagy, 2000). For detecting the soil temperature, an ONSET, StowAway TidbiT-type data-logger (Onset Computer Corporation, USA) was put into

the centre of each parcel, at 10 cm depth. Data-loggers were programmed to measure the soil temperature in every hour. Data were downloaded at stated intervals, generally once a year. pH of the soil was measured with Cole-Palmer digital pH measurement system and with Orion-made combined glass electrode. The soil moisture content was determined in a drying oven at 105°C.

The experimental data were statistically evaluated by one-way ANOVA, Correlation matrices, (Statistica 5.5 version). Calculations including Student's t-probe were carried out using Microsoft® Office 2003 Excel®. At the beginning of the experiment, we ensured the random sampling and the independence of each sampling elements. Kolmogorov – Smirnov test helped to determine the possible normal distribution of actual data, while variance homogeneity was examined with  $F_{\max}$ -probe. Correlation analysis, paired and two sampled t-probe and variance analysis were also carried out. When groups were significantly different, variance analysis were completed with Tukey-probe. Non-parametric probe was needed in only one case (for the examination of phenol-oxidase enzyme), when we used Kruskal – Wallis probe and Mann – Whitney probe. During our researches, acceptable levels of significance was 5 per cent ( $p=0.05$ ). When 'p' values were equal or less than 0.05, the examined values were considered to be significantly different.

## **6.3. Results and Discussion**

### **6.3.1. Effects of treatments on the decomposition rate of leaf-litter**

In the test bags, decomposition rate of leaf-litter exponentially decreased during the whole year of the experiment, which refers to the rapid mineralization of easily decomposable materials, while material loss of slowly decomposable components (e.g. lignin) was more time-consuming. There were only slight differences in the decomposition rates of treatments in the first three months. (Ten percent difference was detected between the largest (DW) and the smallest (NL) material lost.) However, in the next six months, the difference was more significant (48 percent). For this term, the difference between treatments could be proved statistically, since ANOVA showed significant differences between the treatments ( $F_{(5;40)}=9,21$ ,  $P<0,001$ ). Decomposition rates of leaf-litter were the following:  $DW>DL>C>NL>NI$ . In case of all treatments, decomposition rates decreased in the year of investigation, but the degree

of decreasing showed large differences. The largest decreasing was detected during leaf-litter withdrawal (in case of NI, amount of decomposed leaf litter in the second half-year was one third than that of in the first half-year, while in case of NL the decrease was 53 percent), which was followed by the C (41 percent), DL (39 percent) and DW (26 percent). In my opinion, these results can be explained by the effect of K-strategist decomposing species on the slowly decomposable materials Hamer és Marschner, 2002; Fontaine et al., 2003). These species are more active on the parcels which were treated with larger amount of leaf-litter, containing more lignin. Higher decomposition rate of DW soils, which were treated with branches, twigs and pieces of cortex, can be probably explained by the previous fact as well. C/N ratio is very low in the soil of the area (its value was 12 in case of C treatments). This value was only slightly increased by the forest litter which can be described by high C/N ratio (in case of DW, its value was 12.23). Therefore forest litter could not limit the decomposition of leaf-litter.

### **6.3.2. Effects of treatments on the organic matter content of soil**

According to our expectations, results show that leaf-litter on and below the surface of the ground influences the organic matter content of soil. There was apparent difference between the leaf-litter treated soils and the leaf-litter withdrawal treatments (e.g. according to the Tukey-probe, a significant difference could be detected between DL and leaf-litter withdrawal of soils, between 2002 and 2006), which indicates that changes in the amounts of dead organic materials in the soil are perceptible within a few years, especially when amounts of added leaf-litter are significantly decrease. Comparison of the average values of 2001 and 2002 with the stable tendencies of 2003-2006 provides the following results: under different treatments, organic material content of soil samples increased by 10 percent in case of DL and DW, while decreased by 2 percent in case of C. These values do not show significant changes, however, average values of soil samples under leaf-litter withdrawal decreased remarkably, as we compared the two terms. (The decrease was 14 percent in case of NL, while NI showed 8 percent, NR 17 percent decreases.) These results indicate that (at least in the 6 years of the experiments) organic material content of the soil did not increase under the effect of leaf-litter treatment, when the amount of added leaf-litter exceeded the amount of natural leaf-litter production. Whereas, effects of leaf-litter withdrawal caused rapid decrease, within one or two years. From 2002 to 2006, ANOVA showed significant differences between the organic matter content of differently

treated groups ( $F_{(5,36)}=6,26$ ;  $p<0,001$ ). Considering all measurements, organic matter content of different treatments can be ranked in the following order: DL>DW>C>NL>NR>NI. This order also reveals the approximate amount of leaf-litter which gets into the soil. In the first and second years after the marking out of parcels, perceptible effects of decaying plant roots could be experienced on the areas of NI and NR treatments, where vegetation had been removed during the treatment. In our opinion, this explains the higher content of organic materials in the soils under NI and NR treatments, however, negative effects of leaf-litter withdrawal were dominant in the following years. From 2003 to 2006 (to the end of our measurements), lowest concentrations of organic matters was measured in the soil samples of leaf-litter withdrawal treatments (NL, NR, NI). This helps to understand the causes of the decreasing organic matter content of cultivated soils. Decreasing organic matter contents could be measured especially on those areas, where most of the biomass was removed. Through the three decades of the experiment, neither the annual fluctuations of leaf-litter production, nor the qualitative and quantitative changes in the composition of tree species could considerably modify the organic matter content of the soil on the area (Tóth et al. 2006). As an evidence of the previous statement, the organic matter content of the soil during Kovács' experiments (1978) was nearly the same as it was during our control treatments. All of these results refer to the fact, that rapid and definite changes in humus content of the soil occurs only under the influence of drastically changing (especially decreasing) amounts of leaf-litter.

### **6.3.3. Effects of treatments on the enzyme activity of the soil**

The enzyme examinations (phenol-oxidase, phosphatase, glucosidase), which were carried out right after the construction of parcels, absolutely showed higher values in soil samples of NI and NR treatments in the first years. Later these values decreased and was exceeded by the DL, C, DW treatments, in which surface leaf-litter was added to the soil. In my opinion, the previous results can be explained by the following facts: as a consequence of plant removal, some enzymes may have got into the soil from the lysis of root cells, after the construction of NI and NL parcels (Burns, 1982); and additionally, lytic roots served as substrates for microorganisms. Otherwise, humidity of soil is higher in these parcels (because of the lack of evapotranspiration), which leads to quick decomposition of soil nutrients, since high humidity increases the microbial activity. Evidently, these effects cease to exist when all

substrates are used up and root enzymes are degraded. In case of phosphatase, these processes passed in 2001 and 2002. ANOVA statistical analysis resulted in significant differences between treatments ( $F_{(5;54)}=8,32$ ;  $P<0,001$ ), from April, 2003 to the end of the measurements (September 2005). According to Tukey-probe, DL, C and DW showed significant differences in case of NR and NI, while DW showed significant difference in case of NL. The more slowly regression of phenol-oxidase became apparent for 2004-2005. Even at that time, only DL surpassed the average enzyme activity of root-treated parcels. In my opinion, this can be explained by the fact that lignin is a resistant compound, the decomposition of which is very slow in the soil. The slow decomposition of root-lignin maintains the necessary amount of substrates for a long time. As lignin is a substrate of phenol-oxidase, this leads to higher phenol-oxidase activity. Examination of sacharase and arylsulphatase began three and a half year after the construction of parcels. ANOVA showed significant differences between treatments in case of arylsulphatase ( $F_{(5;84)}=6,49$ ;  $p<0,001$ ) and sacharase ( $F_{(5;72)}=3,25$ ;  $p=0,011$ ). Treatments with leaf-litter addition (DL, DW) and control samples (C) showed the highest activities, while treatments with leaf-litter withdrawal (NL, NR, NI) could be described lower (often significantly lower) activities (such as phosphatase and glucosidase in the first two years (Krakomperger, 2008)). Remarkably, dominancy of DL (which treated with the largest amount of biomass) against C and DW could not be detected by none of the examined enzymes (with the exception of phenol-oxidase). In case of sacharase, arylsulphatase and glucosidase (Krakomperger, 2008), its activity can be ranked to the third place, while in case of phosphatase its activity can be ranked to the second place (after DW). Tukey-probe did not result in significant differences between the three treatments.

#### **6.3.4. Effects of treatments on the soil respiration**

Soil respiration is considerably influenced by decrease and increase of leaf-litter input. According to soil respiration, treatments can be ranked as follows:  $DL>DW=NR>C>NI>NL$ . According to two sample T-probe, carbon-dioxide emission of the soils under NL treatment was significantly lower than that of the leaf-littered parcels (DL, C, NL, DW). In this case, effects of root respiration can be precluded, since our soil samples did not contain living roots. Consequently, absence of living roots does not exist in case of root-treatments (NR, NI). Moreover, after the construction of NR and NI parcels, roots of removed vegetation remained in the soil, where their decomposition contributed to the temporary decrease of soil

respiration. Higher carbon dioxide emission in the soils of NR and NI treatments can be explained by the higher humidity as well. On the Andrews DIRT site, results of Sulzman et al. (2005) were similar to our consequences, considering the tendencies. In case of Síkfőkút site, we did not find significant differences in the soil of C parcels, comparing with DL and DW samples, however, control treatment showed lower carbon dioxide emissions.

### **6.3.5. Effects of soil humidity on the activity of soil enzymes and the soil respiration**

According to Szabó (1986), decomposition of leaf-litter decisively depends on the humidity of soil. During our examinations, we also explained that soil humidity plays an important role in fluctuations of soil enzyme activities and carbon dioxide emission. Seasonal differences also connected to the changes of humidity, while effects of temperature were less significant. Fluctuations of soil humidity (especially significant fluctuations), however, to different extent, correlated with values of both enzyme activities and soil respiration. This influence was less considerable in case of leaf-litter withdrawal treatments (especially NR and NI), while it has more remarkable effects on DL, DW and C treatments. These statements are also supported by the results of correlation analyses. In case of carbon dioxide emission, arylsulphatase and sacharase, treatments of DL, DW and C showed higher correlation than NR, NL and NI treatments. (Moreover, in case of leaf-litter withdrawal, there was not significant connection between humidity values and sacharase activity, so correlation could not be pointed out.) I explain it by the fact that in contrast with other treatments, stock of nutrients is smaller under leaf-litter withdrawal, which causes lower values of decomposing enzyme activities and soil respiration even when humidity conditions are favourable. Additionally, humidity of NR and NI soils is considerably higher than in the other four treatments. As humidity is relatively high during the whole year, effects of periodical growth are more limited, in comparison with the other four treatments, which can be characterized by high maximum and minimum values.

### **6.3.6. Complete evaluation of the effects of leaf-litter treatments**

Considering all of the measurements, there are apparent differences between leaf-litter withdrawal (NL, NR, NI) and the other treatments (DL, C, DW), while addition of double amount of leaf-litter never caused significant difference, comparing with the control samples (C). Moreover,

in case of DL, enzyme activities of sacharase and arylsulphatase were lower than in the control. This result refers to the fact that leaf litter withdrawal has more drastic effects on microbial activity than the doubling of leaf-litter or wood-litter. Short after the construction of parcels, at first NR and NI values increased, regarding the dead organic matter content of soil and the three enzymes. (However, increase of NI values was smaller.) But this tendency existed only for two years, and then it was followed by a considerable regression (with the exception of phenol-oxidase, the regression of which was slighter and more slowly).

## 7. Köszönetnyilvánítás

Őszinte köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Tóth János Attilának a Síkfőkút DIRT Project beindításáért és fenntartásáért végzett munkájáért, valamint dolgozatom alapos átolvasásáért, jobbító szándékú kritikai észrevételeiért.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani Dr. Varga Csabának, aki munkám során számos tanáccsal szolgált, és közvetlenül is segített a labormunkák elvégzésében. Hálával tartozom Kotroczó Zsoltnak a dolgozat szerkezetének számítógépes megszerkesztéséhez nyújtott segítségéért.

Köszönettel tartozom Dr. Kate Lajtha-nak, Dr. Bruce Caldwell-nek és Dr. Kristin Vanderbilt-nek a Síkfőkút DIRT Project kialakításához nyújtott anyagi és szellemi támogatásért.

Köszönöm Dr. Hargitai Ritának, hogy a Statisztika nevű programmal megismertetett, továbbá Dr. Szép Tibornak, Dr. Vallner Juditnak és Várbiro Gábornak, hogy a statisztikai számításokhoz hasznos tanácsokat adtak.

Szeretném megköszönni Kovács Lászlóné és Darvasiné Tasi Valéria odaadó segítségét a laboratóriumi munkákban. Köszönettel tartozom Krakomperger Zsoltnak, amiért rendelkezésemre bocsátotta az általa mért foszfatáz aktivitási értékeit, Dr. Vincze Györgynek, amiért a Környezettudományi Tanszék fotométerének használatával megismertetett, a Nyíregyházi Főiskola Tudományos és Külügyi Bizottságának a munkámhoz nyújtott anyagi támogatásokért, Dr. Kiss Ferencnek, aki tanszékvezetőként lehetővé tette, hogy a Tanszék eszközeit korlátlanul használjam, és az órák tartásán felüli időmet szabadon felhasználhassam a kutatásaimhoz, Koncz Csabánának és számos hallgatónak a Síkfőkút DIRT Projecten végzett munkájáért.

Végül, de nem utolsó sorban szeretnék köszönetet mondani szüleimnek és feleségemnek lankadatlan ösztökélésükért.

## 8. Irodalomjegyzék

- Aber J. D., Melillo J. M. (1982): Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Canadian Journal of Botany* 60: 2263-2269
- Aber J. D., Melillo J. M., Nadelhoffer K. J., McLaugherty C., Pastor J. (1985): Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability. A comparison of two methods. *Oecologia* 66:317-321
- Abuzinadeh R. A., Read D. J. (1986): The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. I. Utilization of peptides and proteins by ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist* 103:481-493
- Aerts R. (1997): Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: triangular relationship. – *Oikos* 80: 353-361
- Aerts R., De Caluwe H., Konings H. (1992): Seasonal allocation of biomass and nitrogen in four *Carex* species from mesotrophic and eutrophic fen sás affected by nitrogen supply. *J. Ecol.* 80: 653-664.
- Alvarez R., Alvarez C. R., Lorenzo G. (2001): Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *Eur. J. Soil Biol.* 37:161-166
- Anderson J. M. (1991): The effects of climate change on decomposition process in grassland and coniferous forest. *Ecological Applications* 1:326-347
- Anderson M., Kjeller A., Struwe S. (2004): Microbial enzyme activities in leaf litter, humus and mineral soil layers of European forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 1527-1537.
- Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss Gy., Tarr K., Vig P. (1997): A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében, Debrecen, 83 p.
- Appel H.M. (1993): Phenolics in ecological interactions: the importance of oxidation. *Journal of Chemical Ecology*, 19: 1521-1553.
- Arunachalam K., Arunachalam, A., Melkania N. P. (1999): Influence of soil properties on microbial populations, activity and biomass in humid subtropical mountainous ecosystem of India. *Biology and Fertility of Soils*. 30:3, 217-223; 36. ref.
- Atlas R. M. (1988): *Microbiology: fundamentals and applications* 2nd ed. Collier Macmillan publishers, London
- Balicka N. Sochacka (1959): Biological activity in light soils. *Zesz. Problem. Postep. Naukrol.* 21:257-265.
- Bartlett E. M., Lewis D. H. (1973): Surface phosphatase activity of mycorrhizal roots of beech. *Soil Biol. Biochem.* 5:249-257
- Batjes N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. – *Eur. J. Soil Sci* 47: 151-163
- Batjes N. H. (1998): Mitigation of atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations by increased carbon sequestration in the soil. – *Biol. Fertil Soils* 27: 230-235
- Batjes N. H., Sombroek W. G. (1997): Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. – *Global Change Biol.* 3: 161-173
- Bauhaus J., Pare D., Cote L. (1998): Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 30: 1077-1089.
- Baver L.D.(1959): *Soil Physics*. John Wiley. New York

- Bazzaz F. A., Bassov S. L., Bernston D. M., Thomas S. C. (1996): Elevated CO<sub>2</sub> and terrestrial vegetation: implications for and beyond the global carbon budget. In: Walker B., Steffen W. (eds) Global change and terrestrial ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, pp 42-76
- Bekku Y., Koizumi H., Oikawa T., Iwaki H. (1997): Examination of four methods for measuring soil respiration. *Applied Soil Ecology* 5:247-254
- Bending G. D., Putland C., Rayns F. (2000): Changes in microbial community metabolism and labile organic matter fractions as early indicators of the impact of management on soil biological quality. *Biol Fertil Soils* 31:78-84
- Berg B. (1984): Decomposition of root litter and some factors regulating of process: long-term root litter decomposition in a Scots pine forest. *Soil Biol. Biochem* 16:609-617
- Berg B. (1986): Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils – a mini review. *Scand. J. For. Res.* 1:359-369
- Berg B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133:13-22
- Berg B., Staaf H. (1980): Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. In: Persson T. (ed). *Structure and Function of Northern Coniferous Forests. – An ecosystem Study Ecol. Bull. (Stockholm)* 32:373-390
- Berg B., Hannus K., Popoff T., Theander O. (1982): Changes in organic chemical components of needle litter during decomposition. Long-term decomposition in a Scots pine forest I, *Can. J. Bot.* 60:1310-1319
- Berg B., Ekbohm G. (1991): Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long term decomposition in a Scots pine forest VII, *Can. J. Bot.* 69:1449-1456
- Berger-Landefeldt U. (1965): Activity of soil enzymes under different plant associations. *Flora, Jena* 155:452-473.
- Bernard J. M., Solander D., Kvet J. (1988): Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. *Aquat Bot.* 30: 125-147.
- Boerner R. E. J. – Brinkman J. A. – Smith A.: 2005. Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of burned and unburned hardwood forest – *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1419-1426.
- Boero G., Thien S. (1979): Phosphatase activity and phosphorus availability in the rhizosphere of corn roots. In: *The soil-Root Interface* (Harley J. L., Russel R. S. Eds.) pp. 231-242 Academic Press, London
- Bolin, B. (1981) *Carbon Cycle Modelling*, Wiley, New York, p. 16.
- Borken W., Davidson E. A., Savage K., Gaudinski, J., Trumbore S. E. (2003): Drying and wetting effects on carbon dioxide release from organic horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67. 1888-1896.p.
- Bosatta E., Ågren G. I. (1999): Soil organic matter quality interpreted thermodynamically. *Soil Biol. Biochem.* 31:1889-1891
- Bouma T. J., Bryla D. R. (2000): On the assesment of root and soil respiration for soils of different texture: interaction with soil moisture content and soil CO<sub>2</sub> concentrations. *Plant and Soil.* 227: 1-2, 215-221; 45. ref.
- Bowden R. D., Nadelhoffer K. J., Boone R. D., Melillo J. M., Garrison J. B. (1993): Contributions of aboveground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Can J For Res* 23:1402-1407

- Bowden, R. D., Nagel, L., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Papp M., Tóth J. A. (2006): Long-term change in vegetation composition and biomass in a Central European oak forest at the Síkfőkút International Long-Term Ecological Research (ILTER) Site, Hungary. Mid-Atlantic Ecology Conference. Ecology in the Field. New Jersey School of Conservation. Branchville, New Jersey, April 8-9 2006. Mid-Atlantic Chapter of the Ecological Society of America (MAESA) pp. 2-3.
- Boyd S. A., Mortland M. M. (1990): Enzyme interactions with clays and clay-organic matter complexes. In: Bollag J. M., Stotzky G. (Eds), Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York, pp. 1-28.
- Buringh P. (1984): In: The Role of Terrestrial Vegetation in the Global Carbon Cycle, Scope 23 (ed. G. M. Woodwell), p. 91, Wiley, New York
- Burns R. G. (1978): Enzymes in soil: some theoretical and practical considerations. In: Soil Enzymes (Burns R. G. Ed.) pp. 224-225, 295-339. Academic Press, London
- Burns R. G. (1982): Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. Soil Biol. Biochem. 14:423-427
- Buzás I. (1988) (szerk): Talaj- és Agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Mezőgazdasági kiadó Budapest pp. 242.
- Campbell C. A. (1978): in: Soil organic matter (eds. Schnitzer M., Khan S. U.) Elsevier, Amsterdam, p. 173
- Chen C. R. Condon L. M., Davis M. R., Sherlock R. R. (2000): Effect of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. Plant and Soil. 220:1-2, 151-163; 61. ref.
- Chrost R. J. (1991): Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In Chrost R. J. (editor) Microbial enzymes in aquatic environments. Springer-Verlag, New York, USA, pp 29-59
- Chunderova A. N. (1970): Enzyme activity and pH of soil. Soviet Soil Sci. 3: 308-314
- Clymo R. S. (1983): Peat. In: Ecosystem of the World 4A; Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Ed. Goodall D. W. pp. 159-224. Elsevier, Amsterdam
- Cole C. V., Cerri C., Minami K., Moiser A., Rosenberg N., Sauerbeck D., Dumanski D., Duxbury J., Freney J., Gupta R., Heinemeyer O., Kolchugina T., Lee J., Paustian K., Powlson D., Sampson N., Tiessen H., Van Noordwijk M., Zhao Q. (1996) Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson R. T., Zinyowera M. C., Moss R. H. (eds.) Climate change 1995. Cambridge University Press, Cambridge, pp 745-771
- Coleman D. C. (1976): A review of root production processes and their influence on soil biota in terrestrial ecosystems. – In: Anderson J. M., Macfayden A. (eds). The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes. Blackwell Scientific. Oxford. Pp. 417-434.
- Conant, R. T., Klopatek J.M., Klopatek C. C. (2000): Environmental factors controlling soil respiration in three semiarid ecosystem. Soil Sci. Soc. Am. Journ. 64:1, 383-390; 43. ref.
- Cooke R. C., Rayner A. D. M. (1984): Ecology of Saprotrophic Fungi, Longman, London
- Cooper P. J. M. (1972): Aryl sulphatase activity in Northern Nigerian soils. Soil Biol. Biochem. 4: 333-337
- Cotrufo M. F., Ineson P. (1995): Effects of enhanced atmospheric CO<sub>2</sub> and nutrient supply on the quality and subsequent decomposition of fine roots of *Betula pendula* Roth. And *Picea sitchensis* (Bong) Carr. Plant and Soil, 170: 267-277.
- Cotrufo M. F., Ineson P., Scott A. (1998): Elevated CO<sub>2</sub> reduces the nitrogen concentration of plant tissues. – Global Change Biol. 4:43-54

- Coulson J. C., Butterfield J. (1978): An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. *J. Ecol.* 66:631-650
- Courty P-E., Pouysegur R., Buée M., Garbaye J. (2006): Laccase and phosphatase activities of the dominant ectomycorrhizal types in a lowland oak forest. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1219-1222.
- Cox P. M., Betts R. A., Jones C. D., Spall S. A., Totterdell I. J., (2000): Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408:750
- Dick R. P.: 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran J. W. – Coleman D. C. – Bezdicek D. F. – Stewart B. A. (Eds.) *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment.* – Soil Science Society of America, Madison: 107-124.
- Dick R. P., Breakwell D., Turco R. (1996): Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. In: Doran J. W., Jones A. J. (Eds), *Handbook of Methods for Assessment of Soil Quality.* Soil Science Society America, Madison, pp. 247-272
- Dyer M. L., Meentemeyer V, Berg B. (1990): Apparent controls of mass loss rate of leaf litter on a regional scale: litter quality versus climate. *Scand. J. For. Res.* 5:311—324
- Eissenstat D. M., Yanai R.D. (1997): The Ecology of Root Lifespan. *Advances in Ecological Research* 27:1-60
- Ekschmitt K., Liu M., Vetter S., Fox O., Wolters V. (2005): Strategies used by soil biota to overcome soil organic matter stability – why is dead organic matter left over in the soil? *Geoderma* 128: 167-176
- Fahey T. J., Hughes J. W., Pu M., Arthur M. A. (1988): Root decomposition and nutrient flux following whole-tree harvest of northern hardwood forest. *For Sci* 34:744-768
- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J. A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. *Cereal Research Communications Volume 35, Issue 2, 381-385.*
- Fekete I., Varga Cs., Halász J., Krakomperger Zs., Krausz E. (2008): Study of litter decomposition intensity in litter manipulative trials in Síkfőkút Cambisols. *Cereal Research Communications Vol. 36. 1779-1782*
- Filep Gy. (1987): Talajtani alapismeretek (egyetemi jegyzet) Debrecen pp. 4, 51-52, 63,
- Filep Gy. (1988) *Talajkémia. Akadémiai Kiadó, Budapest*
- Finzi A. C., Allen A. S., DeLucia E. H. (2001): Forest litter production, chemistry, and decomposition following two years of free-air CO<sub>2</sub> enrichment. – *Ecology* 82: 470-484
- Fitter A. H. (1985): Functional significance of root morphology and root system architecture. In: Fitter A. H., Atkinson D., Read D. J., Usher M. B. (eds) *Ecological interactions in soil.* British Ecological Society special publication no. 4. Blackwell, Oxford, pp 87-106
- Fontaine S., Mariotti A., Abbadie L. (2003): The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.* 35: 837-843
- Foster J. R., Lang G. E. (1982): Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire. *Can J. For. Res.* 12: 617-626
- Frankenberger W. T., Johanson J. B. (1983): Method of measuring invertase activity in soils. *Plant and Soil* 74: 313-323
- Freeman C., Ostle N., Kang H. (2001): An enzymic ‘latch’ on a global carbon store – A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. *Nature*, 409: 149.

- French D. D. (1988): Some effects of changing soil chemistry on decomposition of plant litters and cellulose on a Scottish moor. *Oecologia* 75: 608-618
- Fu J. H., Li F. L., Liu C. Q., Fan G. N. (1998): Preliminary approach of the effect of soil management on soil enzyme activities in red soil of young orchard. *Jour. Of Fujian Academy of Agricultural Science*. 13, 23-28.p.; 12. ref
- Füleký. Gy., A növényi gyökerek In: Stefanovits P., Filep Gy., Füleký Gy. (1999): *Talajtan Mezőgazda Kiadó Budapest* pp. 60.
- Füleký. Gy, Filep Gy., A talaj szerves anyagai In: Stefanovits P., Filep Gy., Füleký Gy. (1999): *Talajtan Mezőgazda Kiadó Budapest* pp. 72.
- Galastyan A. SH, Bazoyan G. V. (1974): Activity of soil arylsulphatase. *Dokl. Akad. Nauk Arm. SSR* 59:184-187.
- Gavrilova A. N., Savchenko V. F., Shymko N. A., (1974): Forms of phosphorus and the phosphatase activity of the principal soil types in the BSSR *Trans. 10 th Int. Congr. Soil Sci.* 4, 281-288.p.
- Gere G. (1971): *Erdészeti Kutatások*. 67, 131
- Gerenyu L. V. O., Kurganova I. N., Rozanova L. N., Kudeyarov V. N. (2005): Effect of soil temperature and moisture on CO<sub>2</sub> evolution rate of cultivated Phaeozem: analysis of a long-term field experiment. *Plant Soil Environ.* 51: 213-219
- Glinski J., Stepniewski W. (1985): *Soil aeration and its role for plants*. CRC Press, Boca Raton. 265. p.
- Gosz J. R., Likens G. E., Bormann F. H. (1973): Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecol. Monogr.* 43: 173-191.
- Green M. D., Oleksyszyn M. (2002): Enzyme activities and carbon dioxide flux in a Sonoran Desert urban ecosystem. *Soil Science Society of American Journal* 66: 2002-2008.p.
- Gregorich E. G., Carter M. R., Angers D. A., Monreal C. M., Ellert B. H. (1994): Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.*, 74: 367-385
- Grogan P. 1998. CO<sub>2</sub> flux measurement using soda lime: correction for water formed during CO<sub>2</sub> adsorption. *Ecology* 79: 1467-1468.
- Grogan P., Chapin F. S. (1999): Arctic soil respiration: effect of climate and vegetation depend on season. *Ecosystems*. 25:451-459; 40. ref.
- Haines B. I., Foster R. B. (1977): *J. Ecol.* 65, 147, In: Szabó I. M. (1986): *Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*. Pp. 215.
- Halvorson J. J., Smith J.I., Papendick R.I. (1996): Integration of multiple soil parameters to evaluate soil quality: A field example. *Biology and Fertility of Soils*, 21: 207-214.
- Hamer U., Marschner B. (2002): Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 261-268
- Harrison A. F., Pearce T. (1979): Seasonal variation of phosphatase activity in woodland soils. *Soil Biol. Biochem.* 11: 405-410
- Harrison A. F., Harkness D. D., Bacon P. J. (1990): The use of bomb <sup>14</sup>C for studying organic matter and N and P dynamics in a woodland soil. In: Harrison A. F., Ineson P., Heal O. W. (eds) *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems: field methods, application and interpretation*. Elsevier, Barking, pp 246-258
- He W. X., Zhu M.E. (1997): Relationship between urease activity and fertility of soils in Shaanxi Providence. *Acta Pedobiologica*, 34: 392-398.

- Heal O. W., Anderson J. M., Swift M. J. (1997): Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch G., Giller K. E. (eds) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, pp 3-30
- Hobbie S. E. (1996): Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. *Ecological Monographs* 66:503-522
- Hobbie S. E., Vitousek P. M. (2000): Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forest. *Ecology* 81:1867-1877
- Hofmann E., Hoffmann G. (1955): The origin, determination and significance of enzymes in soil. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* 70: 9-16
- Hoffmann G. (1968): A photometric method for the determination of the phosphatase activity in soils. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* 118:161-162
- Hoorens B., Aerts R., Stroetenga (2003): Is there a trade-off between the plant's growth response to elevated CO<sub>2</sub> and subsequent litter decomposability? – *OIKOS* 103:17-30
- Horton T. R., Burns T. D. (1998): Multiple-host fungi are the most frequent and abundant ectomycorrhizal types in a mixed stand of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and sishop pine (*Pinus muricata*). *New Phytologist* 139:331-339
- Horváth L., Führer E., Lajtha K. (2006): Nitric oxid and nitrious oxid emission from Hungarian forest soils; linked with atmospheric N-deposition. *Atmospheric Environment* 40:7786-7795
- Hu S. J., Chapin F. S., Firestone M. K., Field C. B., Chiariello N. R. (2001): Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO<sub>2</sub>. *Nature* 409: 188-191
- IPCC (1995): Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios. In: Houghton J. T. (ed.) *Climate Change (1994)*: Published for the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 337
- Jakucs P. (1985): Ecology of Oak Forest in Hungary. Result of „Síkfőkút Project”. Akadémiai Kiadó Budapest, pp. 509 – 513
- Janzen H. H., Kucey R. M. N. (1988): C, N, and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant Soil* 106:35-41
- Járó Z. (1958): Alommennyiségek a magyar erdő egyes típusaiban. *Erdészettudományi közlemények* 1:151-162
- Járó Z., Horváth E.-né (1958): *Erdészeti Kutatások* 54, 153
- Jenkinson D. S., (1981): The fate of plant and animal residues in soil. In: Greenland D. J., Hayes M. H. B., (eds) *The chemistry of soil constituents*. Chichester. Wiley, UK. pp 505-561
- Jenkinson D. S., Powlson D. S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8:209-213
- Jenkinson D. S., Adams D. E., Wild A. (1991): Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. – *Nature* 351: 304-306
- Jensen V. (1974): Decomposition of Angiosperm tree leaf litter. In: *Biology of plant litter decomposition*. (Ed. Dickinson C. H., Pugh G. J. F.) Academic Press, London and New York, Vol. 1: 69-104
- Jensen H. L. (1929): In the influence of carbon : nitrogen ratios of organic material in the mineralisation of nitrogen. *J. Agric Sci* 19: 71-82
- Johnston A. E. (1991): Soil fertility and soil organic matter. In. *Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and Environment*. (Ed.: Wilson W. S.) 299-304. Royal Soc of Chemistry, Cambridge

- Jones D. L. (1998): Organic acids in the rhizosphere: a critical review. *Plant and Soil* 205:25-44
- Jones D. L., Darrah P. R. (1994): Influx and efflux of amino acids from *Zea mays* L. roots and its implications in the rhizosphere and N nutrition. *Plant and Soil* 163:1-12
- Jones D. L., Darrah P. R. (1996): Re-sorption of organic levated by roots of *Zea mays* L. and its consequences in the rhizosphere. III. Spatial, kinetic and selectivity characteristics of sugar influx and the factors controlling efflux. *Plant and Soil* 178:153-160
- Kang H. J. – Freeman C.: (1999). Phosphatase and arylsulphatase activities in wetland soils: annual variation and controlling factors – *Soil Biology and Biochemistry* 31: 449-454
- Káтай J., Veres E. (2001): Some physical, chemical, and microbial features grasslands and the rhizosphere effects of grasses. *Analele Universitii din Oradea. Tom VII. Partea I.* 45-54.p.
- Katznelson H. D.; Stevenson J. L. (1956): Observation in the metabolic activity of the soil microflora. *Can. J. Microbiol.* 2: 611-62
- Kayang H. (2001): Fungal and bacterial enzyme activities in *Alnus nepalensis* D. Don. *Eur. J. Soil Biol.* 37:175-180.
- Kaye, J. P., Hart, S. C. (1998): Restoration and canopy-type effects soil respiration in a Ponderosa Pine – Bunchgrass ecosystem. *Soil Science Society Am. J.* 62: 1062-1072.
- Keirstead H. (2004): Quantifying C and N contents and isotope signatures of SOM pools in the HJ Andrews DIRT plots. M. S. Thesis., Department of Crop and soil Science, Oregon State University, Corvallis
- Keyser P., Kirk T. K., Zeikus J. G. (1978): Lignilolytic enzyme system of *Phanerochaete chrysosporium*: synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. *J. Bacteriol.* 135: 790-794
- Kimmins J. P. (2004): *Forest Ecology* (3. edition), Pearson Education, Inc. Upper Saddle River New Jersey USA pp. 5-27
- King J. S., Hanson P. J., Bernhardt E., De Angelis P., Norby R. J., Pregitzer K. S. (2004): A multiyear synthesis of soil respiration responses to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> from four forest FACE experiment. *Global change biology* 10:1027-1042
- Kirk T. K., Connors W. J., Zeikus G. (1976): Requirement for a growth substrate during lignin decomposition by two wood-rotting fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 32:192-194
- Kirschbaum M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol. Biochem.* 27: 753-760
- Klebanovich N. V., Moroz G. V. (1998): The influence of liming on the microflora and microbiological characteristics of Belarussian gernopodzolic soils. *Pocsvovedenie* No. 1., 74-77; 10. ref.
- Kögel-Knabner I. (2002): The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34:139-162
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., R.D. Bowden, Tóth J.A. (2007): A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. *Természetvédelmi Közlemények* 13 pp. 93-100
- Kotroczó Zs., Fekete I., Tóth J. A., Tóthmérész B., Balázs S. (2008): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. *Cereal Research Communications* Vol. 36. 663-666

- Kovács M. (1978): Stickstoffverhältnisse im Boden des Eichen-Zerreichen-Waldökosystems. *Ecol. Plant.* 13:75-82
- Kovács M. G. (2008): Magyarországi növények mikorrhizáltsági vizsgálatának összefoglalása. *Kitaibelia* 13:62-73
- Krakomperger Zs, Tóth J. A., Varga Cs., Tóthmérész B. (2008): The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. *Cereal Research Communications* Vol. 36. 323-326
- Ladd N. J. (1978): Origin and range of enzymes in soil. In: *Soil enzymes* (Burns R. G. Ed.), pp. 51-96. Academic Press, London.
- Lal R. (2002): Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. – *Environmental Pollution* 116: 353-362
- Larson J.L., Zak D.R., Sinsabaugh R.L. (2002): Extracellular enzyme activity beneath temperate trees growing under elevated carbon dioxide and ozone. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1848-1856.
- Latypova R. M. (1965): Effect of environmental conditions on activity of soil enzymes. *Trudy Beloruss. Sel'Skokhoz. Akad.* 37: 60-65
- Lomander A., Kätterer T., Andren O. (1998): Carbon dioxide evolution from top- and subsoil as effected by moisture and constant and fluctuation temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 14: 2017-2022
- Lundegardth H. G. (1927): Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Sci.* 23: 417-450
- Macfadyen A.: The contribution of the microfauna to total soil metabolism. In: Doeksen J., van der Drift J. (1963): *Soil organisms*, pp. 3-16 North-Holland Publ. Co., Amsterdam
- Meentemeyer V. (1978): Macroclimate and lignin control in their decomposition rates. *Ecology* 59:465-472
- Melillo J. M., Aber J. D., Linkins A. E., Ricca A., Fry B., Nadelhoffer K. J. (1989): Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant Soil* 115: 180-198
- Mosier A. R. (1998): Soil processes and global change. – *Biol. Fertil. Soils* 27: 221-229
- Nadelhoffer K., Boone, R., Bowden, R., Canary, J., Kaye, J., Micks, P., Ricca, A., McDowell, W., Aitkenhead, J. (2004): The DIRT experiment. In: Foster, D. R., Aber, D. J. (eds) *Forests in Time*. Yale Univ. Press, Michigan.
- Nagy P.T. (2000): Égetéses elven működő elemvizsgáló alkalmazhatósága talaj- és növényvizsgálatokban. *Agrokémia és Talajtani*, 49:521-534.
- Nannipieri P., Pedrazzini F., Arca P. G., Piovanelli (1979): Changes in amino acids, enzyme activities, and biomasses during soil microbial growth – *Soil Science* 127:26-34
- Németh T. (1996): Talajaink szervesanyag tartalma és nitrogen forgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest pp. 18-19, 42.
- Nielson G.A., Hole F.D. (1963): A study of the natural processes of incorporation of organic matter into soil in the University of Wisconsin Arboretum. *Wisconsin Academic Review*, 52:231-227.
- Nizova A. A. (1960): The question of the biological activity of soils. *Pochvovedenie* 10:96-101.
- Nobel P. S., Palta J. A. (1989): Soil O<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> effects on root respiration of cacti. *Plant and Soil* 120: 236-271. p.
- Noordwijk M. (1996): Decomposition: driven by nature or nurture. *Applied Soil Ecology* 4: 1-3.

- Norby R. J., Wullschleger S. D., Gunderson C. A. (1999): Tree responses to rising CO<sub>2</sub> in field experiments: implications for the future forest. – *Plant Cell Environ.* 22:683-714
- Norby R. J., Long T. M., Hartz-Rubin J. S., O'Neill E. G. (2000): Nitrogen resorption in senescing tree leaves in a warmer, CO<sub>2</sub> enriched atmosphere. – *Plant Soil* 224: 15-29
- Norby R. J., Cotrufo M. F., Ineson P. (2001): Elevated CO<sub>2</sub>, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. *Oecologia* 127: 153-165
- Norby R. J., Hanson P. J., O'Neill E. G., Tschaplinski T. J., Weltrin J. F., Hansen R. A., Cheng W. (2002): Net primary productivity of a CO<sub>2</sub> enriched deciduous forest and the implications for carbon storage. *Ecol Appl* 12: 1261-1266
- Oades J. M. (1984): Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76:319-337
- Odum, E. P. (1971): *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Company. Philadelphia, London, Toronto. Third edition.
- Ohashi M., Gyokusen K., Saito A. (2000): Contribution of root respiration to total soil respiration in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) artificial forest. *Ecological Research*. 15:3, 323-333; 42. ref.
- Ouyang Y., Zheng C. (2000): Surficial processes and CO<sub>2</sub> flux in soil ecosystem. *Journal of Hydrology Amsterdam*. 234: 1-2, 54-70; 39. ref.
- Pántos-Derimova T. D. (1983): A talaj enzimaktivitása néhány erdei ökoszisztémában. *Agrokémia és talajtan*. Tom 32. No 1-2. 206-224.p.
- Papp B., Tóth J. A. (1973): A síkfőkúti cseres-tölgyes 1972. évi avarprodukciójának vizsgálata. *Bot. Közlem.* 60: 182-190.
- Paul E. A., Clark F.E. (1996): *Soil Microbiology and biochemistry*. 2nd edition. Academic Press, New York. pp. 158-178
- Paustian K., Andren O., Janzen H. H., Lal R., Smith P., Tian G., Tiessen H, Van Noordwijk M., Wooster P. L. (1997b): Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use Manage* 13: 230-244
- Paustian K., Collins H. P., Paul E. A. (1997a): Management controls on soil carbon. In: Paul E. A., Paustian K., Elliot E. T., Cole C. V. (eds) *Soil organic matter in temperate agroecosystem. Long term experiments of North America*. CRC/Lewis, Chelsea, Mich, pp. 15-49
- Pendall E., Bridgham S., Hanson P. J., Hungate B. A., Kicklighter D. W., Johnson D. W., Law B. E., Lou Y., Megonigal J. P., Olsrud M., Ryan M. J., Wan S. (2004): Belowground process responses to elevated CO<sub>2</sub> and temperature: a discussion of observations, measurement methods, and models. *New Phytol* 162: 311-322
- Poorter H. (1993): Interspecific variation in the growth response of plants to elevated ambient CO<sub>2</sub> concentration. – *Vegetatio* 104/105: 77-97
- Pregitzer K.S., Zak D.R., Maziasz J., DeForest J., Curtis P.S., Lussenhop J. (2000): Interactive effects of atmospheric CO<sub>2</sub> and soil-N availability on fine roots of *Populus tremuloides*. *Ecological Applications*, 10: 18-33.
- Raich J. W., Nadelhoffer K. J. (1989): Belowground carbon allocation in forest ecosystems: Global trends. *Ecology* 70: 1346-1354
- Raich J. W., Schlesinger W. H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. – *Tellus* 44B: 81-99
- Raich J. W., Potter C. S., Bhagavatti D. (2002): Interannual variability in global soil respiration, 1980-1994. *Global Change Biology* 8:800-812
- Rayner A. D. M., Boddy L. (1988): *Fungal decomposition of Wood, its Biology and*

- Ecology, John Wiley & Sons, Chichester, 1988
- Reid I. D., Deschamps A. M. (1991): Nutritional regulation of synthetic lignin (DHP) degradation by the selective white-rot fungus *Phlebia* (*Merulius*) *tremellosa*: effects of glucose and other cosubstrates. *Can. J. Bot.* 69:147-155
- Richards S. J., Hagan R. M., McCalla T. M. (1952): Soil temperature and plant growth. In: *Soil Physical Conditions and Plant Growth* (B. T. Show. Ed.) pp. 303-480 Academic Press. New York
- Rihani M., Kiffer E., Botton B. (1995): Decomposition of beech leaf litter by microflora and mesofauna. I. In vitro action of white-rot fungi on beech leaves and foliar components, *Eur. J. Soil Biol.* 31:57-66
- Robertson, G.P., Bledsoe, C.S., Coleman, D.C., Sollins, P. (eds.) (1999): *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*. Oxford University Press, New York
- Rojó M. J., Carcedo S. G., Mateos M. P. (1990): Distribution and characterization of phosphatase and organic phosphorus in soil fractions. *Soil Biol. Biochem.* 22:169-174
- Ross D. J. (1973): Some enzyme and respiratory activities of tropical soils from New Hebrides. *Soil Biol. Biochem.* 5: 559-567.
- Ross D. J. (1976): Invertase and amylase activities in ryegrass and white clover plants and their relationships with activities in soils under pasture. *Soil Biol. Biochem.* 8: 351-356.
- Russel E. G., Appleyard A. (1915): The atmosphere of soil: its composition and the causes of variation. *J. Agric. Sci.* 7: 1-48
- Rustad L. E., Huntington T. G., Boone R. D. (2000): Controls on soil respiration: Implication for climate change. *Biogeochemistry* 48:1-6
- Samuel A., Kiss S., Sandor M. (2000): Phosphatase activities in a brown luvisc soil. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai-Biologia.* 45:2, 91-99; 13. ref
- Savage K., Davidson E. A. (2001): Interannual variation of soil respiration in two New England forest. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 337-350.p.
- Sawamoto T., Hatano R., Yajima T., Takahashi K., Isaev A. P. (2000): Soil respiration in Siberian taiga ecosystem with different histories of forest fire. *Soil Sci. and Plant. Nutr.* 46: 1, 31-42; 31. ref.
- Schimel D. S., Braswell B. H., Holland E. A., McKeown R., Ojima D. S., Painter T. H., Parton W. J., Townsend A. R., (1994): Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. – *Global Biogeochem. Cycles* 8: 279-293
- Schimel D. S. (1995): Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. – *Global Change Biol.* 1: 77-91
- Schimel J. P., Van Cleve K., Cates R. G., Clausen T. P., Reichardt P. B., (1996): Effects of balsam poplar (*Populus balsamifera*) tannins and low molecular weight phenolics on microbial activity in taiga floodplain soil: changes in N cycling during succession. *Canadian Journal of Botany* 74: 84-90.
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin (1996): *Methods in soil biology*. Springer Verlag Heidelberg New York.
- Schlesinger W. H. (1977): Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systemics* 8:51-81
- Shaver, G. R., Billings W. D., Chapin F. S., Giblin A. E., Oechel W. C., Nadelhoffer K. J., Rastetter E. B. (1992): Global change and the carbon balance of arctic ecosystems. – *Bioscience* 42:433-441
- Silver W. L., Miya R. K. (2001): Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129:407-419

- Sinsabaugh R.L., Antibus R.K., Linkins A.E., Rayburn L., Repert D., Weiland T. (1992): Wood decomposition: in a first order watershed: mass loss as a function of exoenzyme activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 24:743-749.
- Sinsabaugh R.L., Antibus R.K., Linkins A.E., McClaugherty C.A., Rayburn L., Repert D., Weiland T. (1993): Wood decomposition: Nitrogen and phosphorus dynamics in relation to extracellular enzyme activity. *Ecology*, 74: 1586-1693.
- Sinsabaugh R.L., Moorhead D.L. (1994): Resource allocation to extracellular enzyme production: A model for nitrogen and phosphorus control of litter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 26: 1305-1311.
- Sinsabaugh R. L. – Klug M. J. – Collins H.P. – Yeager P.E. – Petersen S.O.: (1999): Characterizing Soil Microbial Communities. In: Robertson G.P. – Coleman D.C. – Bledsoe C.S. – Sollins P. (ed): *Standard Soil Methods for Long-term ecological research*. Oxford University Press 318-348.
- Skujins J. (1978): History of abiotic soil enzyme research. In: *Soil Enzymes* (Burns R. G. Ed.) pp. 1-49. Academic Press, London
- Sowerby A., Emmett B., Beier C., Tietema A., Penuelas J. Estiarte M., Meeteren J. M., Hughes S., Freeman C. (2005): Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. *Soil Biology & Biochemistry*, 37:1805-1813.
- Spalding B. P. (1980): Enzymatic activities of coniferous leaf litter. *Soil Science Society of America Journal* 44:760-764
- Speir T. W. (1977): Studies on a climosequence of soils in tussock grasslands 11. Urease, phosphatase, and sulphatase activities of topsoils and their relationships with other properties including plant available sulphur. *N. Z. J. Sci.* 20:159-166
- Speir T. W. (1984): Urease, phosphatase and sulphatase activities of Cook Island and Tongan soils. *N. Z. J. Sci.* 27:1, 73-79; 25. ref
- Speir T. W., Lee R., Pansier E. A., Cairns A. (1980): A comparison of sulfatase, urease and protease activities in planted and fallow soils. *Soil Biol. Biochem.* 13:281-291
- Steenwerth K. L., Jackson L. E., Calderon F. J., Scow K. M., Rolston D. E. (2005): Response of microbial community composition and activity in agricultural and grassland soils after a simulated rainfall. *Soil Biol. Biochem.* 37:2249-2262
- Stefanovits P. (1975): *Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*
- Stefanovits P. (1985): Soil conditions of the forest. In: Jakucs P. (ed.) *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Results of "Síkfőkút Project"* I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 50 – 57.
- Stemmer M., Gerzabek M. H., Kandeler E. (1998): Organic matter and enzyme activity in particle size fractions of soils obtained after low energy sonication. *Soil Biol. Biochem.* 30:9-17.
- Stevenson F. J. (1982): Organic forms of soil nitrogen. P. 67-122 in Stevenson, (ed.) *Nitrogen in agricultural soils. Agronomy Monograph No. 22, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA*
- Stevenson F. J., (1994) *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. New York, NY, John Wiley & Sons.
- Sulzman E. W., Brant J. B., Bowden R. D., Lajtha K. (2005): Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO<sub>2</sub> efflux in an old growth coniferous forest. – *Biogeochemistry* 73:231-256
- Swift M. J., Heal O. W., Anderson J. M., (1979): *Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in ecology 5.* – Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Szabó I. (1955): Critical review of results in soil enzymology. *Agrokémia és Talajtan*, 4:

- 183-190. (in Hungarian)
- Szabó I. M. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 209-210, 218-219, 281-289
- Szabó I. M. (1989): A bioszféra mikrobiológiája. Akadémiai Kiadó. Budapest. pp. 476.
- Szegi J. (1979): Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 146, 245.
- Tabatabai M. A. (1994): Enzymes. In: Weaver R. W., Augle S., Bottomly P. J., Bezdicek D., Smith S., Tabatabai A., Wollum A. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical properties*, No. 5. Soil Science Society of America. Madison, pp. 775-833.
- Tabatabai M. A., Bremner J. M. (1970/a): Arylsulphatase activity of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:225-229
- Tabatabai M. A., Bremner J. M. (1970/b): Factors affecting soil arylsulphatase activity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:427-429
- Takeda H. (1994): Interactions between plant and decomposer populations in forest ecosystems, a mechanism of biodiversity maintenance, *Jpn. J. Ecol.* 44:211-222
- Tarafdar J. C., Rao A. V. (1992): Decomposition of tree leaves in arid soils at different moisture levels. *J. Tree. Sci.* 11:140-143
- Taylor B. R., Prescott C. E., Parsons W. F. J., Parkinson D. (1991): Substrate control on litter decomposition in four Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. Bot.* 69:2242-2250
- Tóth J. A. 1974: Az avarbomlás tanulmányozása a síkfőkúti bioszféra-kutatás keretében. *MTA Biol. Oszt. Közl.* 17.
- Tóth J.A., Papp M., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő struktúrájára (Síkfőkút Project). A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM – MTA „VAHAVA” project zárókonferenciája. Időjárás és éghajlat: hatások és intézkedések. Poszter. Budapest, 2006. március 9, 1-5. (CD kiadvány).
- Tóth, J. A., K. Lajtha, Zs. Kotroczó, Zs. Krakomperger, B. Caldwell, R. D. Bowden, M. Papp (2007): The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* Vol. 3: 75-85. pp
- Townsend A., Vitousek P., Holland E. A., (1992): Tropical soils could dominate the short-term carbon cycle feedbacks to increased global temperature. – *Climatic Change* 22: 293-303
- Trascar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F., Seoane S. (1998): Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26: 100-106.
- Troeh F. R. – Thompson W. J. (2005): *Soil and soil fertility*. (6<sup>th</sup> edition) Blackwell publishing. Pp 108., 111, 123.
- Van Vuuren M. M. I., Berendse F., De Visser W. (1993): Species and site differences in the decomposition of litters and roots from wet heathlands. *Canadian Journal of Botany* 71:167-173
- Varga Cs., Helmeczi B. (2004): The effect of mulching on activity of some enzymes in the soil of integrated orchard. *Acta Agraria Debreceniensis*, 14: 20-30. (in Hungarian)
- Wachendorf C., Beyer L., Balzer F. M., Balzergraf U. (1992): Phosphorus availability as a measure of biological activity- an alternative method for comparing microbial biomass with enzyme activity? Vortrage zum Generalthema des 104. VDLUFA Kongress vom 14-19.9.1992. in Gottingen. 306-309; 8. ref.

- Waring R. H., Schlesinger W. H. (1985): Forest ecosystems: concepts and management. Academic Press, New York, USA
- Wild A. (1988): Russell's Soil Conditions and Plant Growth (ed. A. Wild) 11. edition, Longman Group UK, Wiley, New York pp. 588-589
- Wildung R. E., Garland T. R., Buschbom R. L. (1975): The Independent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biol. Biochem* 7:373-378
- Witkamp M. (1969): Cycles of temperature and CO<sub>2</sub> evolution from litter and soil. *Ecology* 50: 922-924
- Woodwell G. M. (1978): The carbon dioxide question. – *Sci. Am.* 238:34-43
- Zágoni M. (2006): Üvegházhatás és globális felmelegedés. Ezredforduló, Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián 2: 12-15 In: *História szerk. Glatz Ferenc* 2006, 5.
- Zak D. R., Pregitzer K. S., King J. S., Holmes W. E. (2000): Elevated atmospheric CO<sub>2</sub>, fine roots, and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. *New Phytol* 144: 201-222

## 9. Fekete István tudományos tevékenységének jegyzéke

### 9.1. Az értekezés témakörében megjelent előadások, posztterek

- Fekete I., Tóth J. A. (2001): A Síkfőkút DIRT Project. XVI. Mikrobiológiai Tudományos Ülés, Nyíregyháza.
- Tóth J.A.; Fekete I.; Krakomperger Zs.; Lukács J.; Kotroczó Zs. (2001): A Síkfőkút DIRT Project keretében alkalmazott talajmikrobiológiai módszerek. XVI. Mikrobiológiai Tudományos Ülés, Nyíregyháza.
- Tóth J. A.; Lajtha, K.; Krakomperger Zs.; Vanderbilt, K.; Papp M.; Fekete I.; Caldwell, B. (2002): Effect of the litter layer on the temperature of the soil in an oak forest (Síkfőkút DIRT Project, Hungary). International Long-Term Ecological Research CEE Regional Meeting, Zvolen.
- Tóth J. A.; Papp M.; Fekete I.; Krakomperger Zs.; Lukács J. (2002): 30 years of ecological research from the Síkfőkút LTER Project (Hungary). International Long-Term Ecological Research CEE Regional Meeting, Zvolen
- Tóth J.A., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Lukács J., Fekete I. (2005): A klímaváltozás várható hatása a talaj szerves anyagainak bomlására (Síkfőkút DIRT Project). A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének és a Magyar Professzorok Világtanácsának XIV. évi Tudományos Ülése, Nyíregyháza
- Fekete I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J. A. (2005): The effect of litter on microbial enzyme activity in the frame of Síkfőkút long-term project. ELLS Summer University, Soil – Plant – Microbe Interactions Fundamentals and Applications, Uppsala, Sweden.
- Tóth J. A., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Lukács J., Fekete I., Papp M., Koncz G. (2006): Interkontinentális hosszú-távú avarmanipulációs terepkísérlet a talaj szervesanyag-bomlás vizsgálatára. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 207. p.
- Krakomperger Zs., Kotroczó Zs., Fekete I., Veres Zs., Koncz G., Papp M., Tóth J. A. (2006): Talajenzim-aktivitás mérési eredmények a Síkfőkút DIRT Project keretében. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 123. p.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Lukács J., Veres Zs., Koncz G. Papp M., Fekete I., Tóth J. A. (2006): Erdőtálat szerves szénttartalmának dinamikája különböző avarinputok hatására. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest 2006. szept. 4.-6. 111. p.
- Fekete I., Varga Cs., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J. A., (2006): Litter affected changes in soil microbial activity in Síkfőkút site. X. Congress of Croation Society of Soil Science. Soils functions in the environment, Sibenik, Croatia.

- Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázs S., Tóth J. A. (2008): Erdőtalaj szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). Talajtani Vándorgyűlés. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. p. 22.
- Kotroczó, Zs., G. Koncz, J. L. Halász, I. Fekete, Zs. Krakomperger, M. D. Tóth, S. Balázs, J. A. Tóth. (2008): Litter decomposition intensity and soil organic matter accumulation in Síkfőkút DIRT site. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése. 2008. október 15. - 17., Keszthely

## **9.2. Az értekezés témakörében megjelent szakkikkek**

- Fekete I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J.A., Simon, L. (2005): Effect of Litter on Polyphenol-Oxidase Activity on Forest Soil in the Frame of Síkfőkút DIRT Project. Proceedings of the International Scientific Conference, Innovation and Utility in the Visegrad Fours. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection, Nyíregyháza, Hungary
- Fekete I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Tóth, J. A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. Cereal Research Communications Volume 35, Issue 2, 381-385.
- Varga Cs., Fekete I., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs. Vincze György (2008): Effect of litter amount on soil organic matter (SOM) turnover in Síkfőkút site. Cereal Research Communications Vol. 36. 547-550.
- Kotroczó Zs., Fekete I., Tóth J. A., Tóthmérész B., Balázs S. (2008): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. Cereal Research Communications Vol. 36. 663-666
- Fekete I., Varga Cs., Halász J., Krakomperger Zs., Krausz E. (2008) Study of litter decomposition intensity in litter manipulative trials in Síkfőkút Cambisols. Cereal Research Communications Vol. 36. pp 1779-1782
- Kotroczó Zs., L. Halász J., Krakomperger Zs., Fekete I., D. Tóth M., Vincze Gy., Varga Cs., Balázs S., Tóth J. A. (2008): Erdőtalaj szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). Talajvédelem Különszám, pp. 431 - 440.

## **9.3. Egyéb előadások, posztetek**

- Varga, Cs., Fekete I., Piskolci, M., Dorka, D., Helmeczi, B., (2007): The effect of different mulching materials on quantitative changes of microbes in the soil of an integrated apple plantation. 7th International Multidisciplinary Conference, Baia Mare