

Üvegház hatású gázok (CO_2 , N_2O , CH_4) talajfluxusainak meghatározása magyarországi mezőgazdasági és erdőszült területeknél

2010. május 6.



Grosz Balázs Péter - Országos Meteorológiai Szolgálat

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémiai Intézet

Kémiai Doktori Iskola

Analitikai, kolloid- és környezetkémiai, elektrokémiai program

Doktori Iskola vezető: Dr. Inzelt György, egyetemi tanár

Programvezető: Dr. Záray Gyula, egyetemi tanár

témavezető: Dr. Horváth László, vezető főtanácsos, MTA doktora, Országos Meteorológiai Szolgálat

Dr. habil. Torkos Kornél, egyetemi docens, kémiai tudomány kandidátusa, ELTE TTK, Kémiai Intézet

Tartalomjegyzék

I	Bevezetés	7
1.	A légköri üvegház hatású gázok vizsgálatának jelentősége	7
2.	Az üvegház hatású gázok problémája, keletkezésének körülményei. Irodalmi áttekintés.	11
2.1.	A üvegház hatású gázok kutatásának politikai, társadalmi háttere	11
2.2.	A szén és nitrogén ciklus áttekintése	12
2.2.1.	A szén ciklus	13
2.2.2.	A nitrogén ciklus	14
2.3.	A dinitrogén-oxid	16
2.4.	A metán	18
2.4.1.	Természetes metánforrások	18
2.4.2.	Antropogén források	20
2.5.	A szén-dioxid	22
II	Mérési tevékenység, mérések archiválása	25
3.	Magyar mezőgazdasági és erdei talajok dinitrogén-oxid, metán és szén-dioxid talajfluxusára vonatkozó mérési adatbázis létrehozása	25
3.1.	A dinitrogén-oxid	25
3.2.	A metán	25
3.3.	A szén-dioxid	27
3.4.	Az üvegház hatású gázok mérése - a dinitrogén-oxid és a metán fluxusának meghatározása	28
III	Modellezési tevékenység	31
4.	A modellezési tevékenység főbb lépései	31
4.1.	A modellek megismerése, kiválasztása	32
4.1.1.	A modellezéshez szükséges adatok	32

4.1.2. A művelési stratégia hatásának vizsgálata	33
4.2. Az eredmények összegzése, az üvegház gázok hazai mezőgazdasági talajmérlegének meghatározása	33
IV A számításokhoz és modellezéshez szükséges mérési adatbázis	33
5. Magyarországi füves és erdei talajok üvegház hatású gáz fluxusának mérési adatbázisa	34
5.1. A dinitrogén-oxid mérési adatbázisa	34
5.2. A metán mérési adatbázisa	37
5.3. A szén-dioxid mérési adatbázisa	38
6. Kataszter kidolgozása művelési ágak szerint a GIS adatbázis alapján	38
6.1. Az emissziós modellek talajtani háttere	38
6.2. A Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet felvételezési munkái	39
7. A modellezéshez szükséges meteorológiai adatbázis	40
7.1. Bugac-puszta, Gödöllő, Szurdokpüspöki állomások	40
7.2. Tetves-rét, Nyírjes állomások	41
7.3. Nagytarcsa-Isaszeg állomás	41
7.4. Általános adatbázis	42
7.5. A földhasználati-talajtani adatbázisok	43
V Modellek kiválasztása, fejlesztése	48
8. A DNDC modell	48
8.1. A DNDC modell leírása	48
8.2. A DNDC modell érzékenységi vizsgálata	51
8.3. A modell validációja	53
8.4. A modell bemeneti paraméterei	54
8.5. A DNDC modell tájlejtékű futtatása	56
VI Mérés és számítási eredmények	58

9. MÉRÉSI EREDMÉNYEK ÖSSZEZÉSE	58
9.1. Metán fluxusok összesítése	58
9.1.1. Mezőgazdasági területek, állattartás, rizstermesztés	58
9.1.2. Magyarországi erdei talajok metángáz elnyelésére vonatkozó becslés	64
9.1.3. Magyarországi vizes élőhelyek metángáz fluxusának becslése	64
9.2. Talajok szén-dioxid fluxusa	67
9.3. Talajok dinitrogén-oxid fluxusa	73
VII Modellezési eredmények	82
10.A DNDC modellfuttatás eredményei	82
10.1. A magyarországi mezőgazdasági és erdő talajok üvegház gáz fluxusa a DNDC modell szimulációja alapján	84
10.2. A dinitrogén-oxid kibocsátás modellezett értékei	90
10.3. A metán kibocsátás modellezett értékei	93
10.4. A szén-dioxid kibocsátás modellezett értékei	96
10.5. Művelési stratégia, éghajlatváltozás hatása a kibocsátásra	99
VIII Az eredmények összegzése	104
11. Az üvegház hatású gázok mérlege	104
12. Összefoglalás	108
13. Conclusion	110

Köszönetnyilvánítás

Egyetemi tanulmányaim befejezése után, a diplomamunkámat segítő és felügyelő Dr. Torkos Kornél ajánlotta figyelmembe, hogy lehetőség lenne részt venni egy üvegház hatású gázok kutatásával foglalkozó csoport munkájában, amelynek vezetője Dr. Horváth László, az Országos Meteorológiai Szolgálat vezető főtanácsosa. A munka érdekes volt és Dr. Horváth László mellett megismerhettem ezt az igen érdekes és fontos kutatási területet. Fél évvel később lehetőség nyílt rá, hogy nagyobb részt vállalhassak a munkából és jelentkezhessek Ph.D. képzésre.

Mindenekelőtt szeretném megköszönni Dr. Horváth Lászlónak a sok-sok segítséget, mind emberi, mind szakmai téren, hogy eligazított és igazít a mai napig a tudomány számomra ismeretlen ösvényein.

Köszönöm a rengeteg szakmai segítséget és tanácsot Dr. Torkos Kornélnak, aki az egyetemen segítette előmeneteletem, valamint nélkülözhetetlen tanácsokkal látott el az új mérési módszerek kifejlesztésénél, műszerek beszerzésénél, üzembeállításánál.

Ugyancsak köszönöm a segítséget kollégámnak, Machon Attilának (SZIE), az Országos Meteorológiai Szolgálatnak, a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet munkatársainak, Koós Sándornak, Tóth Eszternek és Pásztor Lászlónak a modellfuttatáshoz szükséges adatbázis létrehozásában végzett munkájukért. Köszönöm a gödöllői Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Növénytani és Ökofiziológiai Intézet igazgatójának, Dr. Tuba Zoltánnak (†), valamint Dr. Nagy Zoltánnak és Pintér Krisztinának (SZIE) a sok segítséget, illetve az Erdészeti Tudományos Intézet főigazgatójának, Dr. Führer Ernőnek a szakmai tanácsokat, amelyek nélkül az erdők adatbázisa nem jöhetett volna létre.

Munkám szorosan kapcsolódott a GVOP-3.1.1-2004-05-0358/3.0 és a NitroEurope IP EU-VIth projektekhez.

rész I

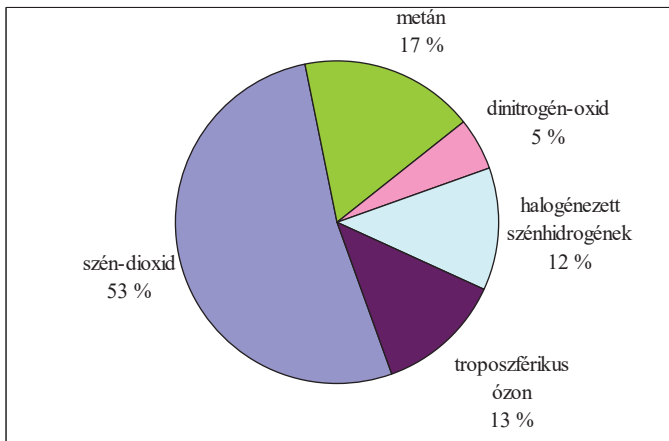
Bevezetés

1. A légköri üvegház hatású gázok vizsgálatának jelentősége

Napjainkban az egyik legsúlyosabb környezeti probléma az üvegház hatású gázok légköri koncentrációjának növekedése és ezzel összefüggésben az esetlegesen fellépő éghajlatváltozás. Különböző, egymástól függetlenül dolgozó klímakutatók egyaránt arra a megállapításra jutottak, hogy éghajlatváltozás előtt állunk, illetve ez a folyamat már el is kezdődött. Ennek egyik igen komoly kiváltó oka a légköri üvegház hatású gázok koncentrációjának növekedése (IPCC, 2007). A légkörben számos üvegház hatású gáz létezik, ezek nagy része természetes eredetű. Az egyik legjelentősebb hatással rendelkező ezek közül a vízgőz. Bizonyos üvegház gázok koncentrációit az antropogén hatás (emiszió) olyan mértékben növelte az utóbbi évtizedek, évszázadok során, hogy ez a Föld-légkör sugárzási mérlegében igen jelentős változásokat okozott.

A természetes eredetű üvegház hatású gázok mellett nem elhanyagolható az antropogén forrásokból származó gázok mennyisége sem. Amíg az ipari, erőművi, közlekedési üvegház gáz kibocsátás mértékét viszonylag könnyen meg lehet becsülni, a mezőgazdasági területek (kultúrnövények, legeltetett, kaszált területek, erdőszült területek) üvegház gáz kibocsátásának mértéke még bizonytalan.

Az emberi tevékenység különösen öt vegyület, illetve vegyületcsoport koncentrációit változtatta meg a légkörben, amelyeket az 1. ábrán láthatunk, feltüntetve az adott komponens relatív üvegház hatását is (IPCC, 2001 alapján).



1. ábra: az antropogén üvegház gázok relatív hatása a sugárzásmérlegre

A Kiotói Egyezmény világossá teszi, hogy a környezetvédelmi alap- és alkalmazott kutatásoknak megoldást kell találniuk ezekre a problémákra. Az üvegház hatású gázok kibocsátása, illetve ennek országokra lebontott mértéke már napjainkban is túlmutat a kutatási területeken, politikai kérdéssé vált. Mindenképpen szükséges meghatározni a kibocsátás pontos mértékét, illetve körvonalazni a csökkentés lehetséges módjait, különösen Magyarországon, ahol méréseken és modellezésen alapuló részletes vizsgálatok a mezőgazdasági területek üvegház gáz kibocsátásának becslésével kapcsolatban még nem történtek. Amíg az ipari, erőművi, háztartási, közlekedési (általában főleg energiafelhasználással összefüggő) üvegház gáz kibocsátás mértékét viszonylag könnyen meg lehet becsülni, addig a mezőgazdasági területek (kultúrnövények, legeltetett, kaszált területek, ugar, erdőszült területek) üvegház gáz kibocsátásának mértékére eddig nem álltak rendelkezésre biztos becslések, mérések.

A mezőgazdasági, illetve erdővel borított területek esetében három fontos üvegház gáz kicserélődésével kell számolni, úgymint a dinitrogén-oxid (N_2O), a metán (CH_4) és a szén-dioxid (CO_2) fluxusával. A műtrágyázás és az állattenyésztés révén a mezőgazdaság igen jelentős forrása a dinitrogén-oxidnak és a metánnak. Globális szinten a mezőgazdaság a dinitrogén-oxidnál 70%-kal, a metánnál 81%-kal járul hozzá a forrásokhoz, amíg a szén-dioxid esetében ez az arány mindössze 21% (Isermann, 1994).

Egy korábbi felmérés szerint 1980 és 1996 között az EU 15-ök területén a dinitrogén-oxid, illetve a metán legjelentősebb forrása a mezőgazdaság volt (EEA, 2000). Ezen területek szén-dioxid emissziója, a többi forráshoz viszonyítva jelentéktelen. Látható tehát, hogy a mezőgazdasági üvegház gázok emissziójának ismerete nélkülözhetetlen.

Ebből kiindulva, magyarországi mezőgazdasági viszonylatban is a dinitrogén-oxid és a metán járul hozzá elsősorban az üvegház hatáshoz. Bár kibocsátásuk mértéke és légköri koncentrációik a szén-dioxidénál jóval kisebb (CO₂: 370 ppm, CH₄: 1.9 ppm, N₂O: 320 ppb (IPCC, 2007)), hatásuk mégis összemérhető a szén-dioxidéval, mivel globális felmelegítési potenciáljuk nagyságrenddel, illetve nagyságrendekkel nagyobb a CO₂ molekuláénál (száz éves időskálán CH₄: 25-ször, N₂O: 298-szor). A globális felmelegítési potenciált (GWP) úgy definiáljuk, mint egységnyi tömegű, azonnal kibocsátott üvegház gáz és a referencia (szén-dioxid) gáz sugárzási kényszere időintegráljának aránya (IPCC, 2001):

$$GWP(x) = \frac{\int_{0 \rightarrow TH} a_x * [x(t)] dt}{\int_{0 \rightarrow TH} a_r * [r(t)] dt},$$

ahol TH az időskála, amire a GWP-t vonatkoztatjuk. A különböző üvegház gázok légköri tartózkodási ideje különbözik, a rövidebb élettartamú gázok GWP-je időben erősen csökken, így például a 12 éves légköri tartózkodási idejű metán 20; 100 és 500 éves időskálán 72; 25 és 7,6 GWP-vel rendelkezik a szén-dioxidhoz képest. Ugyanakkor a hosszabb, 114 éves tartózkodási idejű dinitrogén-oxidnak hasonló időskálán 310; 298 és 153-as GWP-je van (IPCC, 2007).

Azt is kimutatták, hogy globális léptékben a légköri dinitrogén-oxid és metán fő forrása a mezőgazdaság (Duxbury et al., 1993). A bioszféra és a légkör közötti szén-dioxid kibocsátás meghatározására intenzív kutatások folynak Európában és Magyarországon is. A másik két üvegház gáz emissziójára vonatkozólag viszonylag kevés információnk van. Munkánk célja ezért a két, kevésbé vizsgált üvegház gáz, a dinitrogén-oxid és a metán mezőgazdasági kibocsátásának becslése volt mérések és modellezés alapján. Magyarországon méréseken és modellezésen alapuló vizsgálatok még nem történtek, emiatt fontos, hogy meghatározzuk az üvegház hatású gázok mezőgazdasági kibocsátását, mivel ez nélkülözhetetlen a teljes hazai antropogén üvegház gáz mérleg megállapításához.

Ahhoz, hogy meg tudjuk határozni az egyes országok üvegház gáz leltárát, ismerni kell a mezőgazdasági üvegház gáz emissziókat. Ezen a kutatási területen még igen sok a bizonytalanság, a felmerülő problémák megoldásához további vizsgálatok szükségesek.

Ezzel a témával foglalkozó európai kutatási programok jelentős eredményeket értek el ezen a területen. Alkalmazott kutatási projektünk is felhasználta ezeket az eredményeket. Az EU tagoknak közzétett modellekkel megbecsülhetővé vált a légköri üvegház gázok mezőgazdasági kibocsátása, figyelembe véve a magyarországi adottságokat. Amint láttuk, a három üvegház gáznak (szén-dioxid, dinitrogén-oxid, metán) eltérő üvegház hatása van, ráadásul a szén-dioxid és a metán légköri fluxusa kétirányú. Ebben a tanulmányban becslést adok arra, hogy mekkora a légköri üvegház gázok kibocsátásának mértéke szén-dioxid egyenértékben kifejezve Magyarország mezőgazdasági területein. Ezeket az emissziós értékeket összehasonlítva az ipari, erőművi, közlekedési kibocsátásokkal, megállapítható a mezőgazdasági és az ipari, energetikai kibocsátás aránya. Képet kapunk a művelési ágak megváltozásának, a művelési stratégiák (műtrágyázás, legeltetés, öntözés, stb.) alkalmazásának, illetve az éghajlatváltozásnak az üvegház gáz kibocsátására gyakorolt hatásáról is.

A modellezés segítségével meghatározott magyarországi mezőgazdasági eredetű üvegház gáz mérleg és az irodalomból vett ipari, energetikai, közlekedési emissziók segítségével a magyarországi nettó üvegház gáz kibocsátás is meghatározható.

Munkám felhasználja az EU keretprogramok során elért eredményeket, mivel az ezzel a témával foglalkozó európai kutatási programok (NOFRETETE, Greengrass, NitroEurope, CarboEurope) számos jelentős eredményt értek el. Az EU tagállamok számára közzétett modellek közül, kiválasztva és alkalmazva a magyarországi viszonyokra legmegfelelőbbet, becslést adok a légköri üvegház gázok mezőgazdasági kibocsátására. Ehhez szükség volt az eddigi kutatások értékelésére, összegezve az üvegház hatású gázok kicserélődésére irányuló hazai és nemzetközi kutatások és a hazai mérések eredményeit.

Fontos kihangsúlyozni, hogy e dolgozat elsősorban a dinitrogén-oxid és a metán talajfluxusának becslését tűzte ki célul. Az általam használt modell ugyan becslést ad a szén-dioxid talajfluxusára is, azonban ennek igazolása nehézségekre ütközik. Jelenleg nem áll rendelkezésre olyan mennyiségű szén-dioxid talajfluxus mérés, amely alapján megfelelően tudnám validálni a modellt és igazolni alkalmazhatóságát. Ennek következtében, elsősorban a nemzetközi szakirodalomban fellelhető adatokra támaszkodom és igazolom a modellezett szén-dioxid talajfluxusok használhatóságát. Ezzel együtt, a szén-dioxidra vonatkozó becslések csak első közelítésnek vehetők, pontosabb számításokat csak a jövőbeni mérési eredmények alapján adhatunk.

Első lépésben tanulmányozni kellett a kicserélődés számszerű leírására kifejlesztett, különböző skálákra (pont, farm, régió, kontinens) vonatkozó modelleket, kiválasztani a megfelelőket és a hazai feltételekre alkalmazni azokat. Második lépésként létre kellett hozni a modell bemeneti paramétereit által megszabott, valamint a modell validálásához szükséges mérési adatbázist. Szükség volt a

Magyarország területére vonatkozó művelési ágak (szántó, rét, erdő, stb.) arányaira, illetve ezek kataszterszerű megjelenítésére a GIS rendszer segítségével, továbbá a meteorológiai, talajtani, valamint a fluxusmérési adatbázisok összeállítására. Ezeket a feladatokat végrehajtva a modellfuttatás alapján meghatározható volt a három üvegház hatású gáz (szén-dioxid, metán, dinitrogén-oxid) légkör és mezőgazdasági területek közötti mérlege.

2. Az üvegház hatású gázok problémája, keletkezésének körülményei. Irodalmi áttekintés.

2.1. A üvegház hatású gázok kutatásának politikai, társadalmi háttere

Az éghajlatváltozás, valamint a fenntartható fejlődés kérdése azon területek, amelyek iránt a kutatók, a szakpolitikusok és a közvélemény felől is igen nagy érdeklődés figyelhető meg. Az ezzel foglalkozó szakemberek már rég felismerték az éghajlatváltozás okozta problémákat, amelyek megismerésére komoly figyelmet kell fordítani.

1988-ban hozta létre az ENSZ és a WMO (World Meteorological Organization) az Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) szervezetet, az éghajlatváltozás vizsgálatának céljából. A kutatások korai stádiumában már kiderült, hogy az emberi tevékenység klímára gyakorolt hatása komoly problémát jelent. Az egyik nagy áttörést, az 1992-ben, Rio de Janeiro-ban elfogadott Egyesült Nemzetek Éghajlatváltozási Keretegyezménye (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) jelentette, amelyet 153 ország írt alá és igen hosszú, két évnyi egyeztetés előzött meg. A kitűzött cél az volt, hogy stabilizálják az üvegház hatású gázok koncentrációját, valamint mérsékeljék azokat a veszélyeket, amelyek a fenntartható fejlődést fenyegetik. A szerződést aláíró országok vállalták, hogy meghatározzák és nyilvánosságra hozzák, hogy milyen mértékben járulnak hozzá az üvegház hatáshoz, illetve hogy kidolgoznak megfelelő stratégiát az antropogén kibocsátás mérséklése érdekében. Fontos megjegyezni, hogy az egyezmény igazán jelentős és konkrét előírásokat még nem tartalmazott. 1995-ben, Berlinben, szintén született egy egyezmény, amely ugyan részletesebben tárgyalta a problémát, de még ez sem foglalta össze megfelelően a szükséges eljárási feladatokat, lépéseket. 1997-ben fogadták el a Kiotói Egyezményt, amely meghatározó volt a következő évtizedben. Az aláírók vállalták, hogy a 2008-2012 közötti időszakra 5%-kal csökkentik az üvegház hatású gázok kibocsátását az 1990-es szinthez képest. Az egyezményt minden olyan ország aláírta, amely komoly kibocsátónak számít, azonban a törvény ratifikálása már nem volt zökkenőmentes. A

vállalt 5% globálisan értendő, tehát a nagy kibocsátóknak eltérő mértékben kellene, kellett volna csökkentenie az üvegház gáz kibocsátást. Az USA-nak 7%-kal kellett volna csökkentenie, Ausztráliának 6%-kal. Az EU országok összesen 8%-os csökkentést vállaltak. Oroszország esetében az üvegház gáz emisszió szinten tartása volt a cél. Magyarország 6%-os csökkentést vállalt, ami a nehézipar 1990 utáni jelentős visszaesése miatt valószínűleg könnyen teljesíthető feladat. A Kiotói Egyezmény a következő gázok kibocsátásának korlátozásával foglalkozik: szén-dioxid, metán, dinitrogén-oxid, fluorozott szénhidrogének és kén-hexafluorid. A Kiotói Egyezmény életbe lépéséhez, az üvegház gáz kibocsátásának legalább 55%-áért felelős országoknak ratifikálniuk kellett a szerződést. Ez 2004-ben, Oroszország csatlakozásával valósult meg. Az egyezmény végül 2005. február 16-án lépett életbe, amelynek ma sem tagja az USA.

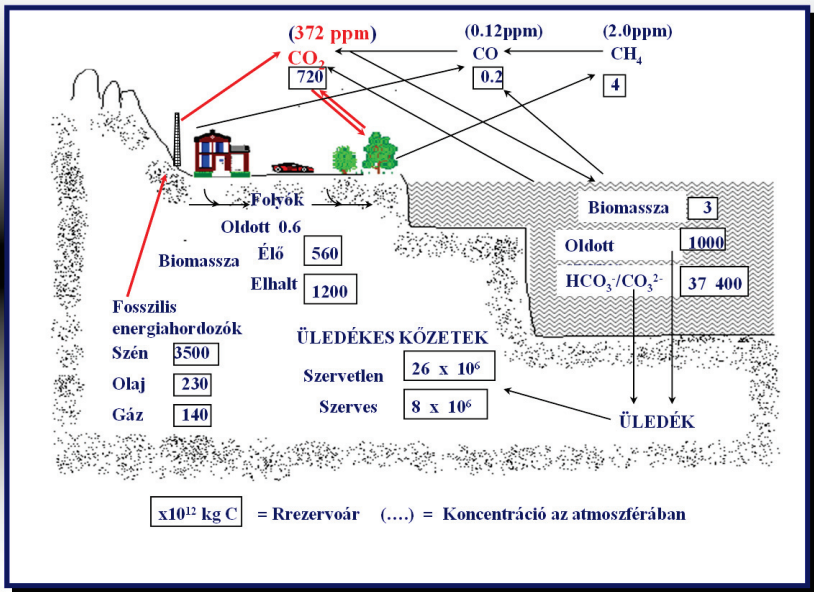
Az Európai Unió számos intézkedést vezetett be az üvegház hatású gázok kibocsátásának csökkentése érdekében. Az Európai Bizottság 2000-ben indította útjára az Európai Éghajlatváltozási Programot (First European Climate Change Programme – ECCP I). Ez a program egyebek mellett elősegítette az üvegház hatású gázokkal folytatott kvótakereskedelmet, amelyet a második (2005-ben elfogadott), illetve a harmadik (2008-ban elfogadott) Európai Éghajlatváltozási Program is tartalmaz. Természetesen ezek a programok egyre fejlettebb megoldásokat és egyre szigorúbb követelményeket állítottak a tagállamok elé, hogy minél nagyobb mértékben csökkentsék az üvegház hatású gázok kibocsátását. Ahhoz azonban, hogy az emissziós értékekre pontos rálátásuk legyen a döntéshozóknak, szükség volt megbízható statisztikai információkra. Ehhez olyan kutatók közreműködésére volt szükség, akik fel tudták mérni azokat az adatokat, összefüggéseket, amelyek az éghajlat változását eredményezik, javaslatokat tudtak tenni eljárásokra, amelyekkel csökkenteni lehet a káros gázok emisszióinak nagyságát. Szükségük volt olyan statisztikai adatbázisok létrehozására is, amelyek segítségével könnyen nyomon lehet követni az éghajlatváltozást és felhasználható a szükséges stratégiák kidolgozásához is.

2.2. A szén és nitrogén ciklus áttekintése

A talajban lejátszódó kémiai és biológiai folyamatok eredményeként gáz halmazállapotú szén és nitrogén vegyületek jönnek létre. Ezek igen fontosak a természetben lejátszódó kémiai és biológiai folyamatok szempontjából. A szén-dioxidon kívül a dinitrogén-oxid és a metán amellet, hogy üvegház hatásuk miatt is jelentősek, számos igen fontos légkörkémiai reakcióban is részt vesznek (2.2.2-es pont). Az alábbi pontok bemutatják a szén és a nitrogén vegyületek körforgását a természetben.

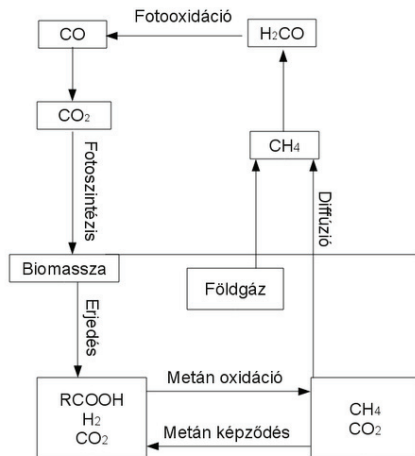
2.2.1. A szén ciklus

A szén bioszféra-hidroszféra-légkör körforgása rendkívül összetett folyamat. A 2. ábrán ennek a ciklusnak a folyamatábrája látható, kiegészítve az emberi, ipari és mezőgazdasági forrásokkal. A talajból a szén mind redukált, mind oxidált formában szabadul fel. Az üvegház hatás szempontjából a szén-dioxid és a metán a legmeghatározóbb szénvegyületek. A légköri folyamatok döntő többsége oxidációval járó folyamat. Ezekben a folyamatokban igen fontos szerepet játszik a redukált állapotban lévő metán, amely a legnagyobb koncentrációban előforduló szerves gáz a légkörben.



2. ábra: a szén körforgása

Az ábrán látható, hogy a metán és a szén-dioxid fluxus igen fontos része a folyamatnak. A szén-dioxid a megfelelő szénvegyület a növények számára a fotoszintézishez. A szén egyéb, redukált formában nem alkalmas a növényi felvételre. A metánnal kapcsolatos, fontosabb légköri folyamatok a 3. ábrán láthatók.



3. ábra: a metán körforgásának jelentősebb lépései

2.2.2. A nitrogén ciklus

A nitrogén vegyületek körforgása a bioszférában ugyancsak rendkívül összetett folyamat (4. ábra). A talajban lejátszódó nitrifikációs-denitrifikációs folyamatok eredményeképpen, nitrogén gáz és különböző nitrogén tartalmú nyomgázok szabadulnak fel, mint például nitrogén-monoxid vagy dinitrogén-oxid. Ezek keletkezéséről a 9.3 alfejezetben foglalkozom részletesebben.

2.3. A dinitrogén-oxid

A talajok nitrifikációs-denitrifikációs folyamatának terméke a dinitrogén-oxid (N_2O), amely kevésbé reakcióképes, hosszú tartózkodási idejű gáz, és a talajból szabadul fel (Firestone and Davidson, 1989). A dinitrogén-oxid kibocsátásának mértéke elsősorban a talaj szervesanyag- és nitrogéntartalmától, víztartalmától és hőmérsékletétől függ, valamint szoros összefüggésben van a nitrogén bevétellel.

A talajok relatív víztartalma, rendkívül fontos az N_2O keletkezése szempontjából. Kis relatív víztartalom esetén NO keletkezik, míg nagy relatív víztartalom esetén N_2 gáz szabadul fel (Kirkman (2001), adapted from Davidson, 1991). Ahogy már említettem, az N_2O a nitrifikáció-denitrifikáció során keletkezik. A két folyamat, nem egyenlő mértékben játszódik le, döntően a denitrifikáció eredményeképpen jön létre a dinitrogén-oxid. A talaj víztartalma nagyon fontos paraméter a keletkezése során. A talaj ideális víztelítettsége a dinitrogén-oxid keletkezéséhez 60-80%. A szélsőséges időjárási körülmények, mint például az extrém száraz vagy extrém csapadékos időszakok nem kedveznek a dinitrogén-oxid keletkezésének. A hőmérséklet ugyancsak erősen befolyásolja a dinitrogén-oxid keletkezését. A hőmérséklet és a talajok relatív víztelítettsége közötti kapcsolatról részletesen a 9.3. pontban lesz szó.

A talajok nitrogénbevételére több forrás is rendelkezésre áll. Ilyen a légköri ülepedés, a szerves és szervesetlen trágyázás, illetve a legeltetés során keletkező állati ürülék, továbbá egyes növények nitrogén megkötése. Az ezekből származó emissziót nevezzük direkt emisszióknak. A dinitrogén-oxid másik, szintén jelentős mezőgazdasági forrása az úgynevezett indirekt emisszió, amely leginkább a gyökérszóna alatti talajvízbe kerülő, növények számára már elérhetetlen nitrát denitrifikációs átalakulásának az eredménye. Sokan a légköri nitrogén ülepedés hatását is indirekt emisszióknak tekintik (l. bővebben: Mosier and Kroeze, 2000; Höll et al., 2005).

Dobbie and Smith (2003) 1999-2001 között végzett vizsgálatai szerint N-műtrágyázott, nem legeltetett gyepek és szántó talaján legmagasabb éves emissziót Walesben füves felszín fölött mérték: 27,6 kg N ha⁻¹ év⁻¹, legkisebbet, mészköves talajon Dél-Angliában (1,7 kg N ha⁻¹ év⁻¹). A műtrágyázás hatására az éves emisszió faktor évenként igen változókéony: 0,4 és 6,5% között mozog.

Kukorica állományban, Tennessee államban (Thornton and Valente, 1996) az N_2O talajemisszió 1,98 kg N ha⁻¹, 1993-ban április-november között, 210 napon keresztül. Emisszió faktor: 2,6-3,0%.

Zheng et al. (2000), Kínában rizs-búza fölött mérte a dinitrogén-oxid emissziót. Átlagosan rizs talaján 0,7-0,8 kg N ha⁻¹ év⁻¹, míg búzánál 3,2-8,1 kg N ha⁻¹ év⁻¹ volt a kibocsátás. Emisszió faktorok: rizs 0,4-0,7%, búza 1,3-2,2%.

Colbourn (1992) laboratóriumi kísérlete szerint szabad földön a dinitrogén-oxid emissziójából

következő nitrogén veszteség $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, amely elérheti a $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ értéket legeltetés és $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ műtrágya alkalmazása esetén (emisszió faktor: 10%).

Yamuki et al. (1996) búza talajából mérte a dinitrogén-oxid kibocsátást, amelynek mértéke $1,42 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt. Yamuki et al. (1997) füves felszín felett mérte a dinitrogén-oxid kibocsátást, amely szerint ez éves átlagban, 5,8-7,7 pH-jú talajok esetén $0,7-2,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

Kaiser et al. (1998) a műtrágyázás hatását tanulmányozta őszi búza, őszi árpa és cukorrépa fölött. Ezek szerint a kibocsátás $1,4$ és $3,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ között volt, $0,7$ és $4,1$ közötti emisszió faktoral.

Wagner-Riddle et al. (1997) intenzív méréseket végzett parlag, trágyázott parlag, gyeplő, lucerna, árpa, repace, szója és kukorica talaján. Méréseik szerint parlagon és szántott talajon az olvadás után történik a kibocsátás 65%-a, $1,5-4,3 \text{ kg N ha}^{-1}$. Veteményeknél ezt nem tapasztalták. Legkisebb emissziót a lucerna és a gyeplő esetében mérték: $0-0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. Magas emissziókat mértek a kukorica, árpa, repace és parlag fölött ($2,5-4,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$). Szerves trágyázás után parlagon ($5,7-7,4 \text{ kg N ha}^{-1}$) és lucerna tarlón ($6,1 \text{ kg N ha}^{-1}$) mértek nagy emissziókat.

Egy Belső-Mongóliában (Kína) végzett mérés szerint júliusban, természetes és bolygatott száraz gyepek felett (Dong et al., 2000) a talajemisszió $0,52 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, éves szintre átszámítva.

Egy EU-VI projekt keretében 10 európai (köztük egy magyar) gyeplő terület fölött mérték a dinitrogén-oxid talajkibocsátását (Flechard et al., 2007). Az eredmények szerint legeltetett, intenzíven és extenzíven művelt gyeplő talaján a kibocsátás $1,77$, illetve $0,48 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. Ugyanez nem legeltetett területeken $0,95$ és $0,32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. Az emisszió faktor $0,01$ és $3,6\%$ között változik, $0,75\%$ középértékkel.

Magyarországon a Mátra-hegységben 2002-2003 között végzett mérések szerint a talaj dinitrogén-oxid emissziója luc állományban $1,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, amíg tölgyesben $1,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt (Horváth et al., 2006).

Egy 2002 és 2004 között Bugac-pusztán végzett mérési sorozat szerint homokos gyeplő talajának dinitrogén-oxid kibocsátása legeltetett területen $0,88-1,25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt, szemben a kontroll terület $0,74-0,86 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ kibocsátásával. Az emisszió a legeltetés hatására száraz évben 4% -kal, míg nem száraz években 18% -kal nőtt (Horváth et al., 2010b).

Lősz talajon, gyeplő területen 2002-2003 között a műtrágyázási kísérlet ($100-100 \text{ kg N ha}^{-1}$, áprilisban) a következő eredményt hozta: az N_2O talajemissziója a műtrágyázott területen $1,0-1,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, kontroll területen $0,67-1,44 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt. Száraz évben a műtrágyázás hatására a növekedés 34% , amíg nedves évben 14% . Az emisszió faktor $0,13$ és $0,31$ között változott (Horváth et al., 2010b).

Az öntözés hatására (lőszgyeplő monitonon végzett kísérlet, 2002-2004) a $0,75-0,94 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$

talajemisszió 0,78-1,26 kg N ha⁻¹ év⁻¹-re nőtt, nedves években 4%-kal, száraz évben (2003) 74%-kal (Horváth et al., 2010b).

Az éves légköri N-bevétel az említett műtrágyázási, legeltetési és öntözési kísérleti területeken 12,7 kg N ha⁻¹ év⁻¹, azaz az összes nitrogén ülepedés 7-14%-a jut vissza a légkörbe, mint üvegház gáz (Kugler et al., 2008).

Bodrogközben a nyári félévben a talajemisszió 0,07 és 0,21 kg N ha⁻¹ év⁻¹ között változott 2006-ban, illetve 2007-ben (Horváth et al., 2008a). Mátra-hegységben, erdőből gyepre váltott területen (Szurdokpüspöki) a dinitrogén-oxid talajemissziója 0,18 és 0,37 kg N ha⁻¹ év⁻¹ között változott 2004 és 2007 között (Horváth et al., 2008b). Bugac-pusztán, több európai projekt mérési területén, az utóbbi években (2006-2009) a korábbiakhoz képest (2002-2004) jóval kisebb (0,1-0,2 kg N ha⁻¹ év⁻¹) talajemisszió volt mérhető (Horváth et al., 2008b).

2.4. A metán

A metán (CH₄) a talajokban lévő szerves anyagok anaerob bomlási folyamata során keletkezik, elsősorban mocsaras, vagy vízzel telített területeken és rizsföldeken, így valószínűleg Magyarországon a talaj metánkibocsátása nem jelentős. Vízzel telítetlen, jól szellőzött talajok esetében a talaj ásványi rétege metán nyelő lehet. Ezek a globális metán nyelők 10%-át teszik ki (Prather et al., 1995). Az erdei talajokra különösen jellemző, hogy nyelői a metánnak. Ennek oka, hogy a talaj ásványi rétegében a metán katalitikusan oxidálódik kemolitotrof mikroorganizmusok által (*Metilosinus trichosporium*) (Steinkamp et al., 2001; Butterbach-Bahl and Papen, 2002; King and Schnell, 1998; Dunfield et al., 1999). Nem elhanyagolható azonban az állattartás, elsősorban a kérődző állatok bélfermentációja következtében felszabaduló metán mennyisége sem.

Globális skálán vizsgálva a légköri metán 70-80%-a biológiai eredetű. A biológiai források tekintetében beszélhetünk természetes és antropogén forrásokról. Természetes források a vizenyős területek, amíg az antropogén kibocsátásért elsősorban az állattartás és a rizstermesztés felelős.

2.4.1. Természetes metánforrások

A metán keletkezése anaerob körülmények között, oxigéntől elzárt helyeken történik. Ebből adódóan a természetes forrásokat a vizes élőhelyeknél kell keresnünk. A Corine CLC-50 adatbázis kategóriái szerint ezek Magyarországon a következők:

- zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők,
- vizenyős területen, nyílt lombkoronájú természetes lombhullató erdők,

- vizenyős területek, folyópartok,
- édesvízi mocsarak,
- szikes mocsarak,
- tőzeglápok kitermelés alatt,
- természetes tőzeglápok, bokrok és fák szórványos előfordulásával.

Természetes források közé tartoznak az árterek, sekély tavak, mocsarak, tőzeglápok, amíg antropogénnek számít az állattartásból (állatok bélfermentációja és trágyakezelés) és a rizstermesztésből származó emisszió. A metán jelentős forrása lehet még a sekély vízü tavak üledékében található szerves anyag bomlása. A tavakból a metán egyrészt buborékok formájában, másrészt molekuláris diffúzióval távozik. Globális léptékben az édesvizek adják a metán 20%-át a légkörnek (Khalil and Shearer, 1993).

Fentiek alapján nyilvánvaló, hogy a magas víztartalom, illetve az anaerob körülmények kulcsszerepet játszanak a metán képződésénél. Vizenyős területeknél a magas nedvesség adott, így felmerül a kérdés, milyen mértékben befolyásolják a magyarországi vizenyős területek a metán légköri mérlegét. Erre vonatkozó méréseket a Bodroghözben végeztünk (Horváth et al., 2008b, 2010a).

A CLC-50 adatbázis (FÖMI©, 2005) alapján, a vizes élőhelyek előfordulási arányai (területarányai) a 12. táblázatban láthatók. Az országos emissziót az irodalomban fellelhető emisszió faktorok és a megfelelő terület szorzataként állapíthatjuk meg. A vizenyős erdőtalajok emissziójára vonatkozólag viszonylag kevés irodalmi adat áll rendelkezésünkre.

Inubishi et al. (1999) trópusi erdőre (Malajzia) publikált emisszió faktort, amely szerint a metán-kibocsátás $1,1 \pm 0,61 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, amely $96 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ -nek felel meg. Jelenleg nem eldöntött kérdés, hogy a teljes légköri metán koncentrációhoz mekkora részzel járul hozzá a fák, erdők metán kibocsátása. Egyes kutatások szerint, a metán globális kibocsátásának $1/3$ -ért felelősek a trópusi erdők (Keppler et al., 2006).

Tathy et al. (1992) mérései szerint a Kongó folyó ártéri erdejében a talaj metánkibocsátása $4,59 \cdot 10^{12} \text{ molekula cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$, amely átszámítva $386 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

Boreális, vizes talajú erdőknél Rask et al. (2002) a metán kibocsátásra $176\text{-}2\,250 \text{ mmol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, azaz $28\text{-}360 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ emisszió faktort ad.

Magyarországi vizenyős talajú erdőkre nem állnak rendelkezésre szakirodalmi adatok. Le Mer and Roger (2001) az úgynevezett „wetland” talajokra említ metanotrof aktivitást 9 forrás alapján, ennek mértéke átlagosan $172 \text{ g CH}_4 \text{ h}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ($63 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$).

A folyópartok ideiglenesen elárasztott talajára Le Mer and Roger (2001) említ 5 forrás átlagaiból számított adatot, amely $3 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, azaz $1,1 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. A folyópartok részesedése

a metán emisszióban, mind az emisszió faktort, mind a területarányt tekintve jelentéktelen.

Mocsarakra szintén Le Mer and Roger (2001) összefoglaló munkájában találhatunk 11 különböző forrásból adatot, amely szerint a mocsarak metán emissziója átlagosan $720 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, azaz $263 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

A tőzeglápok emisszió faktorára ugyancsak Le Mer and Roger (2001) munkájában találunk 4 forrásból származó adatot, ezek szerint a tőzeglápok átlagos metán emissziója $433 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, azaz $158 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

Az édesvízi tavak kérdése érdekes, nemigen szokták említeni mint metánforrást, holott az irodalomban publikált adatok szerint ez egyáltalán nem elhanyagolható. Le Mer and Roger (2001) három forrásra hivatkozva $3\,000 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ értéket ($1\,095 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$) említi édesvízi környezetre, növényzet nélkül.

Casper et al. (2000) mérései szerint egy angliai tóból a nyári félévben (május - október) $12 \text{ mmol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ metán szabadul fel, amely $350 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ félév}^{-1}$, egész évre vonatkoztatva $558 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

Bastviken et al. (2004) egy átfogó tanulmányában mintegy 77 tavat vizsgál, ezek közül 50-re ad diffúzív emissziót, amíg 17 tó esetén a buborékokkal távozó metán mennyiségére is találunk adatokat. Ezek az adatok részben saját eredmények (Bastviken et al., 2002; 2004), részben az irodalmi értékeket gyűjtötték egybe a szerzők. Ezek a következők: (Chau et al., 1977; Fallon et al., 1980; Howard et al., 1971; Kling et al., 1992; Mattson and Likens, 1993; Michmerhuizen et al., 1996; Riera et al., 1999; Rudd and Hamilton, 1978; Smith and Lewis, 1992; Strayer and Tiedje, 1978; Striegl and Michmerhuizen, 1998; Casper et al., 2000; Huttunen et al., 2003; Miyajima et al., 1997; Schultz et al., 2001; Utsuimi et al., 1998a; 1998b).

Magyarországi tavak metán kibocsátásának kutatása a közelmúltban kezdődött. Részletes szakirodalmi adatok még nem állnak rendelkezésre az állóvizek metánkibocsátásának becslésére. Az előzetes vizsgálatok eredményét (Horváth et al., 2010a) l. a 9.1-es alfejezetben.

2.4.2. Antropogén források

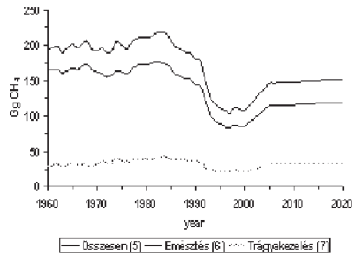
Az antropogén metánforrások nagy mértékben járulnak hozzá a teljes metánemisszióhoz. Az állattartás, ezen belül is a kérődző állatok tartása, az egyik legjelentősebb metánforrásnak tekinthető. A kérődző állatok bélfermentációja és kilégzése során jelentős mennyiségű metán szabadul fel. Szorosan kapcsolódik az állattartáshoz a szerves trágya kezelése is, ami ugyancsak jelentős forrás.

A trágya nedves kezelése során az anaerob bakteriális folyamatok dominálnak, aminek eredménye-

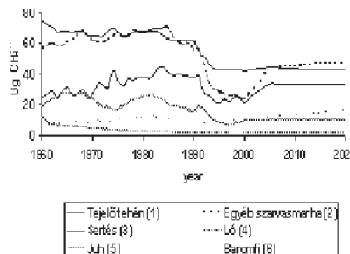
képpen nagy mennyiségű metán szabadul fel. A nedves trágyakezelésnek az előnye a kicsi szárazanyag és nitrogén veszteség. Emiatt használják előszeretettel a mezőgazdaságban ezt az eljárást.

Husted (1993) által végzett mérések szerint, a sertés és a szarvasmarha híg, illetve szilárd trágyájának a metánkibocsátása a következőképpen alakul. Sertés hígtrágya: $8,9 \text{ kg állat}^{-1} \text{ év}^{-1}$, szarvasmarha hígtrágya: $15,5 \text{ kg állat}^{-1} \text{ év}^{-1}$, sertés szilárd trágya: $27,3 \text{ kg állat}^{-1} \text{ év}^{-1}$, szarvasmarha szilárd trágya: $5,3 \text{ kg állat}^{-1} \text{ év}^{-1}$.

Az 5. és 6. ábrán a múltbéli és a várható magyarországi állattartás metán kibocsátása látható (Borka, 2002).



5. ábra: a magyar állattartás metánkibocsátása az 1960 és 2020 közötti időszakban



6. ábra: a magyar állattartás metánkibocsátása az 1960 és 2020 közötti időszakban haszonállat-kategóriák szerint

Az ábrákon jól látható, hogy az 1960-as évektől növekedett a metán emisszió, az 1960-as évek végén, 1970-es évek elején stagnált. A csúcspontját az 1970-es évek második felében érte el. 1985-1990

között ismét csökkenést látunk. A metánkibocsátás visszatért az 1970-es évek közepének megfelelő értékre. Ennek oka az 1990-es években bekövetkezett állománycsökkenés, illetve az ágazattal szemben támasztott ökológiai követelmények.

A rizstermesztésből származó emisszió szintén a területarányból, valamint az emisszió faktorokból állapítható meg. A pontos kibocsátási értékeket a 9.1 pontban közlöm.

2.5. A szén-dioxid

A szén-dioxidnak, mint a legfontosabb antropogén üvegház gáznak egyik fő forrása a talaj (Rastogi et al., 2002). A talajból talajlégzés során szén-dioxid (CO_2) szabadul fel. A talajlégzés több különböző részből tevődik össze. A gyökérlégzés, a talaj szerves anyagainak bomlása mikrobák által és a talajfauna légzése a talaj vékony rétegében, ahol a növénymaradványok koncentrálnak (de Jong et al., 1974; Edward, 1975). Ezen kívül szükséges megemlíteni a kémiai oxidációt, amely elsősorban nagy talajhőmérsékletnél jelentős (Bunt and Rovira, 1954). A fent említettek közül a gyökérlégzés és a szerves anyagok bomlása a legfontosabbak, amelyek körülbelül fele-fele arányban járulnak hozzá a talaj CO_2 légzéséhez (Macfayden, 1963; 1970). Meg kell azonban említeni, hogy a kultúrnövények, a kaszálók, valamint a legelők gyepeinek szén-dioxid felvétele a talajlégzést rendszerint részben ellensúlyozza, nem is beszélve az erdők szén-dioxid felvételéről.

A nemzetközi szakirodalomban számos tanulmány jelent meg a talajok szén-dioxid kibocsátásáról. Az irodalomban fellelt, különböző fluxusokat, különböző mértékegységekben adták meg. A szemléletesség, illetve az összehasonlíthatóság érdekében a talajemissziót átszámítottuk Mt C év^{-1} egységre, Magyarország összes mezőgazdasági területére (7,88 Mha), egy évre vonatkoztatva, feltételezve, hogy az ország területe csak abból a fajta művelési ágból állna, amire a vizsgálat vonatkozik. Ez természetesen nem reális érték, csak az összehasonlításban segít. A talajemisszióra vonatkozó adatokat összehasonlíthatjuk Magyarország antropogén (ipari, erőművi, háztartási, közlekedési, stb.) szén-dioxid emissziójával, ami a 2000-es években hozzávetőlegesen 16 Mt C év^{-1} volt. Így képet kapunk a különböző művelési ágak kibocsátásának jelentőségéről, viszonylagos nagyságáról. Globális léptékben, egy modellszámítás szerint a talajkibocsátás $76,5 \text{ Pg C év}^{-1}$ (Raich and Potter, 1995), ami a szárazföldek területére átszámítva $14 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, vagyis 40 Mt C év^{-1} , hasonló nagyságrendű, mint a hazai mérési adatok.

A különböző állományok talaján mért szén-dioxid fluxusok emelkedő sorrendben a következők: Kaliforniában, mediterrán szavanna klíma száraz évszakban végzett mérések szerint (Tang et al., 2003), a talajfluxus $3,8 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ (11 Mt C év^{-1}).

Egy japán vizsgálat szerint (Inagaki et al., 2004), két ciprus állományban 2002 augusztusa és 2003 márciusa között a talaj szén-dioxid kibocsátása átlagosan $12-14 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ volt, ami Magyarország területére számolva $35-40 \text{ Mt C év}^{-1}$ értéket tenne ki.

Lou et al. (2004) szubtrópusi klímájú szántóföldek fölött végzett méréseket gránit, homokkő és vörösagyag alapkőzet fölött, amely szerint a talajfluxus $11-21 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, azaz átszámítva $32-60 \text{ Mt C év}^{-1}$.

Shi et al. (2006) tibeti mérései szerint a talajfluxus szántóföldeken $16 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, átszámítva 46 Mt C év^{-1} .

Szlovákiában átfogó vizsgálatot végeztek (Bielek, 2002), amely szerint a mezőgazdasági területek átlagos szén-dioxid talajemissziója a tenyészidőszakban (245 nap) $17 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$. Ez Szlovákia mezőgazdasági területére átszámítva $10,1 \text{ Mt-t}$ tesz ki, ami nagyon közel van Szlovákia ipari kibocsátásához ($12,5 \text{ Mt}$). Magyarországi viszonylatokra átszámítva a talajkibocsátás 49 Mt C év^{-1} lenne.

Frank et al. (2006) száraz klímájú gyepek és művelt területek talajának szén-dioxid kibocsátását vizsgálta. Gyepenél a kibocsátás $28 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, amíg búza ugaron és búza termőterületen ez az érték 19 , illetve $16 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$. Magyarországra átszámítva ezek az emissziók egyenként: 81 ; 55 és 46 Mt C év^{-1} .

Sánchez et al. (2003) a Közép-Spanyol Fennsíkon, nem öntözött árpa kultúra talaján végzett hároméves mérési sorozatai szerint a közepes fluxus $24 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ (69 Mt C év^{-1}).

Aslam et al. (2000) agyagos vályog művelt talajok fölött végeztek méréseket különböző kultúrák talajai felett és igen magas $43-91 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ talajemisszió értéket kaptak ($124-262 \text{ Mt C év}^{-1}$).

Egy, az USA közép-nyugati részén, kukorica és szója állományban végzett mérés szerint (Omonde et al., 2006) a talaj átlagos szén-dioxid kibocsátása $202 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ volt, ez átszámítva mintegy 581 Mt C év^{-1} .

Russell és Voroney (1998) boreális nyarasban végzett mérései szerint $6,3-96,8 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, 148 Mt C év^{-1} .

Mérsékelt övi lombhullató erdőre (Bowden et al., 2000) $13,9 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ értéket kaptak 40 Mt C év^{-1}).

Sivatagban végzett mérések szerint (Parker et al., 1983), a szén-dioxid talajemissziója $9,6-40,7 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$, 25 Mt C év^{-1} .

Száraz gyepre vonatkozó mérések szerint (Frank et al., 2002) a kibocsátás $407 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, azaz $4,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, 32 Mt C év^{-1} .

Végül Wagai et al. (1998) művelt kukorica, nem művelt kukorica és préri fölött végzett mérései

508, 535 és 719 g C m⁻² év⁻¹, 40, 52, 57 Mt C év⁻¹ kibocsátást mutattak.

Fenti vizsgálatok szerint, a talajok szén-dioxid emissziója a körülmények függvényében három nagyságrenden belül (4-200 kg C ha⁻¹ nap⁻¹) változik és igen jelentős mértékű az antropogén emisszióhoz képest. Meg kell jegyezni, hogy a fenti értékek általában nagyobbak, ha a méréseket közvetlenül a művelés utáni napokban végzik. Ahol ilyen előfordult ott a művelés nélküli, vagy az úgynevezett kontroll emisszió értékeket tüntettük fel.

Ezen kívül nem csak nemzetközi, hanem hazai mérési eredmények is rendelkezésünkre állnak.

2004 nyarán és őszén, a Mátra-hegységben fekvő, kocsánytalan tölgyesben mért talajkibocsátás átlagban 17,9 és 19,6 kg C ha⁻¹ nap⁻¹ között volt (Rosenkranz et al., 2006). Ez 6,5-7,2 t C ha⁻¹ év⁻¹, illetve 51-56 Mt C év⁻¹ országos kibocsátásnak felel meg.

Szintén hazai szén-dioxid talajfluxus mérések eredményeit közölte Birkás et al. (2007). Ebben az átfogó tanulmányban a művelés hatását vizsgálták a talaj fizikai állapotára és többek között a szén-dioxid fluxusra. A mérések szerint, meleg nyári napon a nem bolygatott talajok szén-dioxid emissziója a nedvesség és a hőmérséklet függvényében ~5-8 kg C ha⁻¹ nap⁻¹ (2,4 t C ha⁻¹ év⁻¹, 14-23 Mt C év⁻¹), ami különösen a száraz, bolygatott talaj esetében egy-két nagyságrenddel megnő (legnagyobb mértékben az elmunkálatlan szántásoknál) a művelés utáni napokban. Zsembeli et al. (2006) búza és legelő talaján végrehajtott mérései szerint, a talajemisszió mértéke ősszel, különböző művelések esetén ~30-180 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ (0,72-4,3 t C ha⁻¹ év⁻¹, illetve 5,6-34 Mt C év⁻¹). Egy másik kísérletben a legelő emissziója a kontroll területen 50 mg CO₂ m⁻² h⁻¹, amely hengerelés hatására 225 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ értékre növekszik (1,2-5,4 t C ha⁻¹ év⁻¹, 9-42 Mt C év⁻¹).

Zsembeli et al. (2007) Karcag közelében, különböző kultúrnövény állományban, különböző művelési stratégiák mellett a nyári-őszi időszakban 0,02-0,47 g CO₂ m⁻² h⁻¹ szén-dioxid talajemissziót mért (0,5-11,2 t C ha⁻¹ év⁻¹, 4-88 Mt C év⁻¹).

Tóth et al. (2005) a műtrágyázásnak a szén-dioxid talajemisszióra gyakorolt hatását vizsgálta meszes csernozjom talajoknál, külön-külön mérve a gyökérlégzésből és a szervesanyag bomlásból származó fluxust. Két különböző mérési szinten tavasztól őszig a szén-dioxid emisszió ~25-130 (gyökérlégzés), illetve ~60-220 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ (mikrobiológiai bomlás) között változott (1,6-8,5, illetve 3,9-14,4 kg C ha⁻¹ nap⁻¹, 0,6-3,1 és 1,4-5,3 t C ha⁻¹ év⁻¹, 4,7-24 és 11-41 Mt C év⁻¹), amelyet a műtrágyázás, különösen a nitrogénműtrágya jelentősen megnövelt (maximum: ~320, illetve ~410 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), különösen tavasszal, a vegetációs időszak kezdetén.

Egy hosszú távú hazai műtrágyázási kísérletben (Koós and Németh, 2007), a tenyészidőszakban a gyökérlégzésből származó átlagos CO₂ talajemisszió ~90 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ (2,1 t C ha⁻¹ év⁻¹, 16,9 Mt C év⁻¹), amelyet a műtrágyázás ~25%-kal megnövel.

A Bugac-pusztai gyéren legeltetett homokos gyepen a NitroEurope EU-IP keretében 2006 és 2007 során mért szén-dioxid emisszió átlagosan $15,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt, ami $15,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, illetve 121 Mt C év^{-1} kibocsátásnak felel meg (Pintér et al., 2008).

rész II

Mérési tevékenység, mérések archiválása

3. Magyar mezőgazdasági és erdei talajok dinitrogén-oxid, metán és szén-dioxid talajfluxusára vonatkozó mérési adatbázis létrehozása

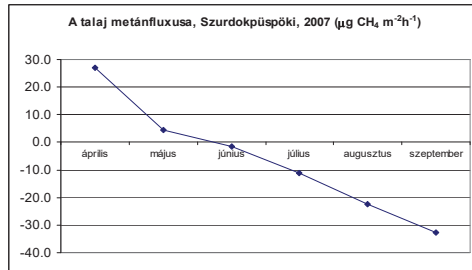
3.1. A dinitrogén-oxid

A dinitrogén-oxid emissziójával kapcsolatban rendelkezünk a legtöbb mérési adattal, mivel több hazai és nemzetközi kutatási projekt keretében (pl. NOFRETETE, Greengrass, NitroEurope) vizsgáltuk a talaj N_2O üvegház gáz emisszióját. Az ország területén 7 ponton végeztünk folyamatos meteorológiai adatgyűjtéssel is egybekötött méréseket. Ez természetesen kevés ahhoz, hogy pontosan megbecsülhető legyen az országos N_2O emisszió, de mivel a mért talajemissziók változékonysága kicsi, ezért lehetőség van egy óvatos becslésre. A mért adatok nem az országos emisszió meghatározásánál, hanem a modellezési tevékenységnél, a modellek validálásánál fontosak. Az alkalmazott kutatási tevékenység első fázisában összegyűjtöttem a már meglévő talajemisszió adatokat, azokat adatbázisba rendeztem és újraértékeltem különböző szempontok szerint (emisszió függése a talaj állapotától, a művelési ágtól, a művelési stratégiáktól, meteorológiai paramétereiktől, stb.).

3.2. A metán

Ahhoz, hogy tisztább képet kaphassunk a metán kibocsátókról és nyelőkről, szélesebb körben kell vizsgálatot végezni, mint a dinitrogén-oxid esetében. A felméréshez a következő feladatokat kell végrehajtani: a mezőgazdasági talajok metán fluxus becslése, az állattartás során kibocsátott metán mennyiségének becslése, a metán fluxusra vonatkozó faktorer megállapítása, az állattartásra vonatkozó statisztikák elemzése, a metán kibocsátásra vagy nyelésére vonatkozó számítások elvégzése.

A magyarországi mezőgazdasági talajokból felszabaduló vagy elnyelődő metán mennyisége az eddigi mérések alapján meglehetősen kicsi. Eddig csak szórványos vizsgálatok folytak az árterekben, mocsarakban, belvizes és egyéb olyan területeken, ahol a talaj víztelítettsége maximális, ugyanis ez a metán keletkezéséhez vezető anaerob bomlás előfeltétele (Czóbel et al., 2008, Horváth et al., 2008a). Felmérés készült ezeknek a területeknek az arányáról, így irodalmi emissziós adatok alapján meg lehetett határozni a magyarországi talajok metán kibocsátását (irodalmi áttekintés: 2.3-as alfejezet, összegzés: 9.1 alfejezet). A mezőgazdasági talajokból és a nagy víztelítettségű talajokból származó adatokat az erdőtalajok metán fluxusával érdemes korrigálni, mivel nemzetközi kutatások szerint az erdőtalajok, ha kismértékben is, nettó metán nyelők. Az alábbi ábrán a Szurdokpüspöki mérések metánfluxusai láthatók. Megfigyelhető, ahogy a talaj az év első felében metán kibocsátó, majd júniustól metán nyelővé válik.



7. ábra: a talaj metán fluxusának éven belüli változása Szurdokpüspökben

Talán a legfontosabb és a legjelentősebb metánforrás Magyarországon az állattartás. A kérődző állatok metán kibocsátásának meghatározásához figyelembe kell venni az állatállomány számát, fajokra lebontva, illetve az emisszió faktorokat, amelyek szintén fajspecifikusak. Előbbit a statisztikai adatokból lehet megbecsülni, amíg az utóbbira kiterjedt vizsgálatok folytak (folytak) Európában. Az emisszió faktor (kibocsátott metán tömege/állat/időegység) nagymértékben függ az állattartás feltételeitől (pl. a felhasznált takarmány minőségétől).

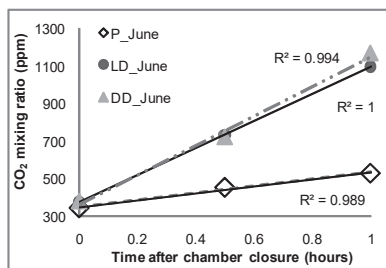
A vizes élőhelyek vizsgálata Magyarországon még viszonylag kezdeti stádiumban van. Ebben az esetben nem állnak rendelkezésre 2002 és 2006 közötti mérési adatok. 2006 és 2009 között számos

mérést végeztünk Bodroghözben. A mérések eredményei alapján azt a következtetést lehet levonni, hogy a szárazabb területekkel ellentétben, a vizenyős területek nettó metán kibocsátóknak számítanak (Horváth et al., 2010a).

3.3. A szén-dioxid

A szén-dioxid talajfluxus esetében is rendelkezünk mérési adatokkal a Szent István Egyetem és a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet jóvoltából. A szén-dioxid kutatása során, számos hazai és nemzetközi projekt valósult meg (OTKA, KAC, EUROTRAC, Greengrass, CarboEurope). Ezek keretein belül folytak és folynak a mai napig is mérések a magyarországi talajok szén-dioxid fluxusának meghatározása érdekében. Az ország területén, jelenleg 3 ponton végeznek folyamatos, meteorológiai adatgyűjtéssel egybekötött szén-dioxid talajfluxus méréseket.

Különböző talajtípusokon végzett szén-dioxid mérések célja az eltérő tulajdonságú talajok és a szén-dioxid talajfluxus közötti összefüggés feltárása. 2005-től folynak Magyarországon kamrás szén-dioxid talajemisszió mérések. A kamra két acéllemezből készült részből áll. Egy testből (40x50x12cm), amelyet 10 cm mélyen kell a talajba sülyeszteni, illetve a felső részből, amely lefedí az alsó elemet (40x50x15cm). A két rész szorosan illeszkedik egymással, hogy a belső és a külső légtér közötti légcserét elkerüljék. A méréshez a keretet 7 cm mélyre sülyesztyjük a talajba. Ezzel 20 cm légtér marad a talaj felett. A kamra felső részébe illesztett, légmentesen záró szeptumon keresztül lehet mintát venni. A mintavétel a kamra lezárásakor, majd 30 és 60 percel később történik. A gázminták vákuumozott csövekbe kerülnek, majd analízálásukra a lehető legrövidebb időn belül, gázkromatográff segítségével kerül sor. A három mintavételi időpont során a koncentráció lineárisan változik a kamrában, amint az a 8. ábrán is jól látható (Horváth et al., 2010c).

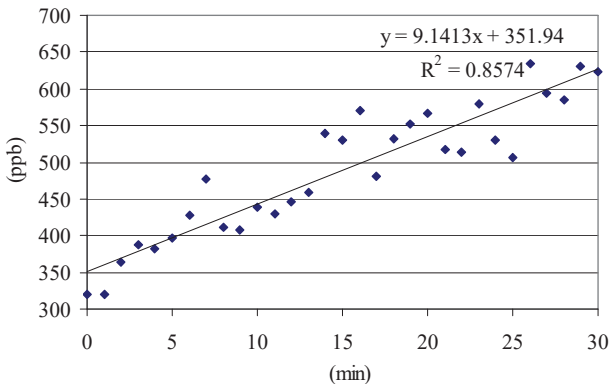


8. ábra: kamrás mérések során a szén-dioxid koncentrációjának változása az idő függvényében

3.4. Az üvegház hatású gázok mérése - a dinitrogén-oxid és a metán fluxusának meghatározása

A dinitrogén-oxid és a metán fluxusának meghatározásához minimum két mintára van szükség, de a pontosság fokozása érdekében három mintavétel történt. A mintákat a földbe előre telepített kamraperelemekre helyezett kamrákból vesszük. 10-10 ml gázmintát veszünk a kamra lezárásakor $t=0$, $t=10$ és $t=20$, illetve $t=15$ és $t=30$ perc elteltével, gázbiztos fecskendővel. A mintavételek pontos időpontja a talaj szerkezetének a függvénye. Az eltelt 30 perc alatt, a talajból kiáramló, vagy éppen a talaj által elnyelt gáz következtében, megváltozik a kamrában a vizsgált gáz koncentrációja. A kamrás módszer segítségével a koncentráció különbségből számolható a dinitrogén-oxid vagy a metán talajfluxusa. Emellett természetesen más gázok talajfluxusát is meg lehet határozni hasonló módon.

A harmadik mintavétel időpontját, vagyis a 30. percet, nem véletlenszerűen határoztuk meg. Mivel a kamrában a talajból kiáramló gáz felgyülemlik, ezért a koncentráció a telítési görbe szerint változik az idővel (9. ábra). A talaj minősége nagy mértékben befolyásolja a telítési görbét, ezért minden mintavételi pontnál vizsgálatot végeztünk, hogy húsz vagy harminc perc legyen a mintavételi idő.



9. ábra: kamrás mérések során a dinitrogén-oxid koncentrációjának változása az idő függvényében

Az ábrán jól látható, hogy az első 30 percben a koncentráció megközelítőleg egyenes mentén változik. Azzal, hogy 0-30 perc között vettünk mintát, egyszerűbben lehet meghatározni a fluxust, mintha későbbi időpontban vettünk volna. A minták 10 ml-es vákuumozott üveg mintatartóba kerültek, amiket hűtőben, fénytől elzárva tároltunk az analízisig.

A dinitrogén-oxid és metán koncentrációkat gázkromatográf segítségével határoztam meg. Eleinte csak a dinitrogén-oxid mérése volt a cél, amit GC-MS műszerrel végeztem. Idővel szükségessé vált a metán fluxusok mérése is, így áttértünk egy GC-FID-ECD berendezés alkalmazására.

A mintavétel körülményei:

- általános mintavételi kamra talaj feletti mintavételhez: $V=400 \text{ cm}^3$, $A=80 \text{ cm}^2$
- bugaci mérőállomás (NitroEurope supersite): 8 telepített mintavevő kamra ($V=12,5 \text{ liter}$, $A=2500 \text{ cm}^2$)
- mintavétel: 10 ml minta 10 ml-es evakuált, szeptummal lezárt üveg mintatartóba
- párhuzamos mintavétel: esetenként 5-10 párhuzamos mintavétel egy mérési pontban, egymástól 2-3 m távolságra telepített kamrákból.
- minták: 0-30 min; mintavétel a $t=0$, $t=10$, $t=20$ vagy $t=15$, $t=30$ percben
- mintavételi gyakoriság: mérési projekttől függően hetente vagy havonta
- referencia gáz: 313 ppb N_2O , NOAA standard ($t=0$, $C=320 \text{ ppb}$), Messer: 330 ppb N_2O , 2 ppm CH_4

A GC-MS paraméterei és a mérés paraméterei:

- műszer: GC-MS (HP 5890 II., HP 5972 MSD)
- oszlop: HP-PLOT Q (30m x 0,53 mm x 40 μm) Injektált mennyiség: 50 μl
- injektor hőmérséklet: 200 °C
- oven hőmérséklet: 40 °C
- detektor hőmérséklet: 250 °C
- injektálás módja: splitless

- a mérés izoterm és izobár
- futási idő: 5 perc

Mivel a vizsgált gáz koncentrációja igen kicsi (≥ 320 ppb), ezért splitless injektálást használtunk. Azért, hogy a wide-bore oszlopról ne jusson túl sok minta a tömegspektrométerbe, az oszlop végére kötött T elágazással csökkentettük a minta mennyiségét és leszűkítettük az utat egy kvarc kapillárisal 0,1 mm-re. Ezzel egyrészt megakadályoztuk a túl nagy mennyiségű minta bejutását a detektorba, másrészt megelőztük a wide-bore oszlop degradálódását a nagyvákuum által.

A tömegspektrométer single ion monitoring üzemmódban működött, hogy érzékenyebb legyen a dinitrogén-oxid nyomgázra. Sajnos a metán esetén ez a mérési eljárás nem alkalmazható, ugyanis a levegőben jelen lévő, nagy mennyiségű nitrogén 14-es és 15-ös tömegszámú izotópjai zavarták a metán, illetve a fragmens ionok meghatározását.

A megoldást egy másik gázkromatográf berendezés jelentette, amelyik rendelkezett elektronbefogásos és lángionizációs detektorral egyaránt. A rendszert egy Dani headspace segítségével sikerült automatizálni.

A GC-FID-ECD berendezés mérési paraméterei:

- műszer: GC-FID-ECD (HP 5890 II.) + Dani headspace
- oszlop: Carbonplot (30 m x 0,25 mm x 0,25 μm)
- injektor hőmérséklet: 200 °C
- oven hőmérséklet: 90 °C
- FID detektor hőmérséklet: 250 °C
- ECD detektor hőmérséklet: 300 °C
- injektálás módja: on-column
- a mérés izoterm és izobár
- futási idő: 4,7 perc

A mért koncentráció-változásból lehet kiszámítani a metán és a dinitrogén-oxid fluxusát a következő összefüggések segítségével:

$$F_{CH_4} = \frac{\Delta C * M_{CH_4} * V_{ch} * 60 * f}{V_m * A_{ch} * t} = \frac{2 * \Delta C}{t * f}$$

$$F_{N_2O} = \frac{\Delta C * A_N * V_{ch} * 60 * f}{V_m * A_{ch} * t} = \frac{3,5 * \Delta C}{t * f}$$

- F a fluxus [$\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, vagy $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$]
- $\Delta C = C_t - C_0$ a keverési arány különbsége a mintavétel elején, illetve t időben [ppb]
- A_N a nitrogén relatív atomtömege
- M_{CH_4} a metán relatív molekulatömege
- V_{ch} a kamra térfogata [m^3]
- 60 konverziós faktor [min h^{-1}]
- f: korrekciós faktor a vákuumsövek maradék nyomásának figyelembe vételére (1.090)
- V_m a móltérfogat (24 L, $t = 20^\circ\text{C}$ laboratóriumi hőmérsékleten)
- A_{ch} a kamra által befogott felszín,
- t a mintavételi idő [min].

rész III

Modellezési tevékenység

4. A modellezési tevékenység főbb lépései

A kicserélődési modellek összegyűjtése, tanulmányozása, a modellezéshez szükséges talaj és mezőgazdasági paraméterek adatbázisának összeállítása, a hazai viszonylatokra használható modell(ek) kiválasztása, futtatása, validálása.

4.1. A modellek megismerése, kiválasztása

Számos modell létezik, amelyeket a korábbiakban említett keretprogramok használtak üvegház hatású gázok talajfluxusának vizsgálatára különböző felszín- és éghajlattípusok esetében. Ilyen modellek például az EuroBite, a PASIM, a DNDC, a PnETN-DNDC, a CENTURY. A legtöbb modell lokális skálán (kisebb régiók, farm) jó eredményeket ad. Azonban regionális skálán (nagyobb területek, országok, kontinensek) részben a nagy bemeneti adatigény (illetve ezeknek az adatoknak a hiánya következtében), részben a nagyobb területekre történő általánosítások miatt, a modellezési eredmények sok hibát hordoznak magukban. Munkám során felkutatam, megismertem a rendelkezésre álló modelleket, amelyek a regionális skálán történő modellezésre alkalmasak és kiválasztottam a magyarországi körülményeknek legmegfelelőbbet.

A modellek közül a rendelkezésre álló irodalmi adatok áttanulmányozása után, illetve számítógépes teszteket követően a DNDC (denitrification-decomposition) modellt választottam, amely jól használható Magyarországra, részletes, de kezelhető adatbázist igényel, nem szükséges kiemelkedő teljesítményű számítógép a futtatásához és megfelelő irodalmi háttér áll rendelkezésre a megismeréséhez. A modell részletes leírása a V. fejezetben olvasható.

4.1.1. A modellezéshez szükséges adatok

A természetben lejátszódó folyamatok ökológiai modell segítségével történő szimulálásával megkaphatjuk a vizsgált talajok üvegház hatású gáz fluxusát. Egy ilyen ökológiai modellt biztosít számunkra a DNDC. Azért, hogy ezeket a folyamatokat minél pontosabban leírassuk, számos összefüggést kell alkalmazni a modell felépítése, megírása során. Minél összetettebb a modell, annál nagyobb a bemeneti adatigénye. Természetesen lehet olyan modelleket alkotni, amelyek szinte hibátlanul írják le a környezetben lejátszódó eseményeket, azonban ezek legtöbbször, csak egy szűk keresztmetszetét fedik le a természetnek és a legkisebb területekre is olyan bemeneti adat igényük van, amelyet nem, vagy csak nagyon nehezen lehet teljesíteni. A DNDC-t megalkotó kutatók megfelelő kompromiszumot kötöttek. A modellnek igen nagy és részletes bemeneti adatigénye van, amelyet a modellben előre definiált táblázatokba, fájlokba kell feltölteni.

Az adatbázis létrehozása az alábbi lépésekből áll:

- A magyarországi kataszter létrehozása művelési ágak szerint. A különféle művelési ágak (erdők, kultúrnövények, szántók, rétek, legelők, egyéb) arányainak megállapítása.
- A modell talajra vonatkozó adatainak összeállítása, adatbázisba rendezése. A jellemző talaj

adatok kiválasztása, csoportosítása.

- A modellezéshez szükséges meteorológiai adatbázis összeállítása a meteorológiai archívumból.

4.1.2. A művelési stratégia hatásának vizsgálata

A modell segítségével meghatározható, hogyan hat a művelési stratégia megválasztása a kibocsátott üvegház hatású gázok mennyiségére. Többek között azt vizsgáltuk, milyen hatással van a műtrágyázás, öntözés, legeltetés, a művelési ág változtatása (szántó - legelő - erdő) az üvegház gázok fluxusára. Arra is választ ad a modell, hogy az esetleges jövőbeni klímaváltozás (csapadékmennyiség változása, hőmérsékletnövekedés, talajok vízellátottságának változása) hogyan hat az üvegház gázok kibocsátására. A klímaváltozás hatása a kibocsátás változására valószínűleg nagyságrenddel kisebb az összes kibocsátáshoz viszonyítva. Ennek ismerete azonban mégis szükséges a teljes üvegház mérleg felállításához és a jövőbeni megelőző stratégiák kidolgozásához.

Minden esetben szem előtt kell tartani, hogy a DNDC csak szimulálja a természeti folyamatokat. Ennek köszönhetően a kapott adatok bizonyos mértékben eltérnek, eltérhetnek a tényleges fluxusoktól. A kapott adatokból lehet következtetéseket levonni, de figyelembe kell venni a szimulációból származó adatok bizonytalanságát.

4.2. Az eredmények összegzése, az üvegház gázok hazai mezőgazdasági talajmérlegének meghatározása

Munkám során a hazai mezőgazdasági, erdőszült területek metán, dinitrogén-oxid és szén-dioxid talajfluxusának becslését 2002 és 2006 között, 5 éves időszakra adom meg szén-dioxid egyenértékben. Az antropogén kibocsátások becslését (ipari, háztartási, közlekedési) statisztikai, illetve más hazai tanulmányokból mutatom be. Összehasonlítom a mezőgazdasági talaj és antropogén kibocsátás mértékét.

rész IV

A számításokhoz és modellezéshez szükséges mérési adatbázis

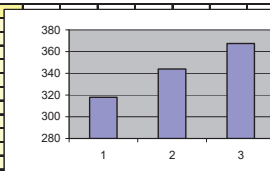
5. Magyarországi füves és erdei talajok üvegház hatású gáz fluxusának mérési adatbázisa

5.1. A dinitrogén-oxid mérési adatbázisa

Magyarországi füves és erdőszült területeken végeztünk N_2O talajemisszió méréseket 2002 és 2006 közötti időszakban. A mintavételeket statikus kamra technikával végeztük. 400 ml-es, 80 cm² alapterületű zárt kamrákból vett mintákból mértük a dinitrogén-oxid koncentrációjának változását, amit gázkromatográfiás-tömegspektrometriás (2002-2005), illetve gázkromatográfiás-elektronbefogásos detektor segítségével (GC-ECD) (2006-2007) határoztunk meg. A részletes mintavételi és mérési eljárást a 3.4.1-es pontban foglaltam össze.

Az Erdészeti Tudományos Intézet közreműködésével elkészült a magyarországi erdőtalajokra vonatkozó dinitrogén-oxid talajemisszió adatbázisa. A mérések 2002 októbere és 2003 októbere között történtek a Mátra-hegységben, két állományban (Nyírjes és Tetves-rét).

nitrous oxide emission measurements													
site	Tetves-rét												
date	5 August, 2004												
time	11:24-11:34												
soil temperature													
soil moisture													
number of chambers	1-10												
time between samplings	10 or 15 min												
averaged interval	0-10-20 min, 0-15-30 min												
number of samplings	1-2 (0, 10, 20 min)												
volume of chambers	400 ml												
surface of chambers	80 cm												
accumulation in chambers (ppb)													
mixing ratio (ppb)	ch 1	ch 2	ch 3	ch 4	ch 5	ch 6	ch 7	ch 8	ch 9	ch 10	mean	sd	cv
0 min	319	324	352	285	283	312	300	336	341	347	318	23	7
10 min	342	353	348	331	348	370	322	330	359	334	344	14	4
20 min	377	373	368	381	380	371	361	355	353	353	367	11	3
mean	346	351	349	339	337	351	328	340	345	346	343	7	2
emission (ng/m s)	5.46	4.59	3.44	9.04	9.17	3.53	5.73	1.75	1.15	0.74	4.66	2.45	53
emission (kgN/ha yr)	1.10	0.92	0.69	1.82	1.84	1.11	1.15	0.35	0.23	0.15	0.94	0.49	53



1. táblázat: a magyarországi erdőtalajokra vonatkozó dinitrogén-oxid talajemisszió munkalapja

Ugyancsak elkészítettük a füves területekre vonatkozó dinitrogén-oxid talajemisszió adatbázisát, hasonló szerkezettel, mint az 1. táblázat.

Számos helyen folytak mérések az országban. Ezeknek a pontoknak a részletes leírása, illetve elhelyezkedésük az országban a 10. ábrán látható.

- Bugac-puszta: a Bugaci Nemzeti Park természetvédelmi területén helyezkedik el a bugaci mérőállomás (46,8° N, 18,9° E, h=113 m). A terület típusa homoki száraz legelő (*Cynodonti Festucetum pseudovinae*) (homok: iszap: agyag 0-30 cm: 78,6%: 8,6%: 12,8%), amelyre kontinentális klímahatás a jellemző. Az összes szerves széntartalom a felső 10 cm-es talajrétegben 5,2%. Az éves átlagos hőmérséklet 10,5 °C, az átlagos csapadék 500 mm. A területen a legeltetést leszámítva (0,5-0,8 darab szürkemarha hektáronként), más gazdálkodási forma nem megengedett. Domináns növényfajok: *Festuca pseudovina*, *Carex stenophylla*, *Salvia pratensis*.
- Isaszeg-Nagytarcsa térség: a magyar Alföldön található az isaszegi állomás (47° 42' N, 19° 24' E, h=255 m), amely talajtípusát tekintve homokos lösz talaj (*cambisol*) (homok: iszap: agyag 0-30 cm: 46%: 36%: 18%). Éghajlatát tekintve részben száraz, mérsékelt kontinentális. Az éves átlagos hőmérséklet 10,7 °C (min: január: -0,8 °C, max: július, 21,3 °C), átlagos éves csapadék (1989-2006) 579 mm (60%-a április-szeptember). Domináns növénytípus: *Dactylis glomerata* *Salvia* és a szellőrózsa. Az isaszegi állomáson a műtrágyahasználat dinitrogén-oxid fluxusra gyakorolt hatásainak a vizsgálata folyt (N-bemenet, 100-100 kg N ha⁻¹ év⁻¹ ammónium-nitrát műtrágya minden év áprilisában).
- Gödöllő: az állomás a gödöllői Szent István Egyetem Botanikus Kertjében található (47° 36' N és 19° 22' E, h=237 m). Talaját tekintve az alföldi Isaszegről átültetett löszös talajmonolitik. A terület éghajlata részben száraz, mérsékelt kontinentális, az éves átlagos hőmérséklet 10,1 °C (min.: január: -1,4 °C, max. júliusban 20,8 °C). Átlagos éves csapadék (1989-2006): 582 mm (kb. 60%-a a nyári félévben, április - szeptember). Domináns növényfajok: *Festuca rupicola*, *Dactylis glomerata*. Ezen a mérőállomáson az öntözés hatását tanulmányoztuk a talaj dinitrogén-oxid kibocsátására.
- Szurdokpüspöki: a vizsgált terület a Mátrában, közel Szurdokpüspökihez (47,85° N, 19,73° E, h=300 m) található, a 2003 júniusában létrehozott mérőállomáson. A térség régebben erdősült terület volt, jelenleg gyeppé, ahol 2004-2007 között végeztünk méréseket a vegetációs időszakban. A talaj típusa nehéz agyagos rét, barna erdőtalaj. Az agyagtartalom 46%. Összes szerves széntartalom a felső 10 cm-es talajrétegben 1,5%. Domináns növénytípusok: *Festuca*

pseudovina Hack. ex Wiesb, *Franciaperje* L., *Poa pratensis* L. és *Plantago lanceolata* L. Az éves átlagos hőmérséklet 10,2 °C, az éves csapadék összege 622 mm a régióban.

- Tetves-rét, Nyírjes: mindkét terület a Mátrában található, erdőszült területen, az Erdészeti Tudományos Intézet Ökológiai Mérőállomásánál (Nyírjes: 47° 53' N, 19° 57' E, h=560 m, Tetvesrét: 47° 51' N és 19° 58' E, h=660 m). Nyírjesen lucfenyőből álló, 38-40 éves erdő, amíg Tetves-réten kocsánytalan tölgyből álló, 71-76 éves erdő található. A két terület közötti távolság 5 km. Az éves átlagos hőmérséklet 5,7 °C, az éves átlagos csapadék mennyisége 780 mm.
- Bodrogköz: Bodrogközben a 2006-2007-es évek vegetációs időszakában végeztünk méréseket 5 mérési ponton. A mérési területek (Bodrogköz-Sárosptak) a Bodrog holtágában voltak.
 - Tiszacsermely: a terület Tiszacsermelyhez közel, a Tisza árterében található. Ez a terület fekszik legmagasabban az ártérben. Domináns fatípusok a területen: *Fraxinus angustifolia* ssp. *pannonica* (magyar kőris) és a *Quercus robur* (kocsányos tölgy). Domináns cserjék: *Ulmus laevis*, *Acer campestre*, *Fraxinus angustifolia* ssp. *pannonica* és *Sambucus nigra*. Jelen lévő invazív növényfajták: *Amorpha fruticosa*, *Robinia pseudo-acacia*. Talajszint domináns növényei: *Rubus caesius*, *Glechoma hederacea*, *Aristolochia clematitis*, *Circaea lutetiana*, *Iris pseudacorus*, *Sambucus nigra* (Tuba, 1995).
 - Cigánd: a méréseket Cigándhoz közel végeztük. A területen szinte kizárólag az *Elatine alsinastrum* (Pocsolyalátonya) növényfaj található. Ritkán felbukkanak a következő növényfajok: *Alisma lanceolatum*, *Alopecurus aequalis*, *Polygonum lapathifolium*, *Typha latifolia* (Nagy et al., 2006).
 - Óbodrog - gyékényes: Sárosptak közelében található a vizsgált terület az Óbodrog holtágnál. A domináns növényfajok a területen: *Typha latifolia*, *Nuphar lutea*. A vízfelszín alatti rétegben a domináns növényfaj: *Utricularia vulgaris*.
 - Óbodrog - nyaras: Sárosptak közelében található a vizsgált terület az Óbodrog holtágnál. A terület domináns fajtái: lombkorona szint: *Populus x canescens*, cserje szint: *Cornus sanguinea*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Ulmus laevis* és *Viburnum opulus*. talajszint: *Rubus caesius*, *Cornus sanguinea* és *Lithrum salicaria*, illetve a ritka és védett *Maianthemum bifolium* (Gál et al., 2006).
 - Vajdácská: a vizsgálatokat a Long-erdő nevű területen, Vajdácská és Sárosptak közelében végeztük. Long-erdő a Bodrog egyik kiszáradt holtágában található. A lombkorona

szint urakodó növényfajai a *Quercus robur*, *Acer campestre* és *Carpinus betulus*, amíg a cserjeszinten többnyire az *Acer campestre* és *Fraxinus Angustifolia* ssp. *pannonica* dominál. A talajszinten a domináns, illetve részben domináns fajok a *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Rubus caesius* és *Viola sylvestris* (Tuba, 1995, Gál et al., 2006).

- Hegyhátság: a nyugat-magyarországi Hegyhátsálon (46° 57' N, 16° 39' E, h=248 m) elsősorban szén-dioxid mérések folytak. A terület éghajlata mérsékelt csapadékos. Típusát, illetve földhasználatát tekintve legelő, természetes füves terület (réti széna), illetve mezőgazdasági terület, ahol évente változó típusú takarmánynövényeket termesztnek.



10. ábra: üvegház hatású gázok mérési pontjai Magyarország területén

5.2. A metán mérési adatbázisa

A talajok metán fluxusát 2006-ban és 2007-ben mértük a bugaci, gödöllői, szurdokpüspöki és bodrogközi állomásokon. A mintavételi módszer azonos a dinitrogén-oxid mintavételével, azaz statikus,

zárt kamrás technikával történt. A koncentrációk meghatározását lángionizációs detektossal is felszerelt gázkromatográf berendezéssel (GC-FID-ECD) végeztük. A mérési eljárás részletes leírása a 3.4.1 pontban található. Az adatokat az általános adatbázisba építettük. A mérési eredmények a 9.1 pontban láthatók.

5.3. A szén-dioxid mérési adatbázisa

A talaj szén-dioxid kibocsátásának mérését egyrészt a Szent István Egyetem (SZIE), másrészt az Eötvös Loránd Tudományegyetem Meteorológiai Tanszéke az Országos Meteorológiai Szolgálattal közösen végezte.

A SZIE Bugac-pusztán, Nagytarcsán, illetve Gödöllőn, löszgyep fölött és tölgyerdő talaján 2002-2007 között végzett méréseket különböző időszakokban. A méréseket Li-Cor 6200, Li-Cor 6400, illetve Li-Cor 7500 típusú műszerekkel végezték, zárt és átáramló kamrákkal. Az adatgyűjtés CR5000 típusú adatrögzítő berendezés segítségével történt.

A hegyhátsági állomáson Li-Cor LI-6262 berendezéssel, zárt kamrás technikával végeztek méréseket, egy gyors infravörös gáz analizátorral (IRGA).

A talajlégzés mérése vegetációval borított felszínen, a zöld növényi részek eltávolítása után 1-1,5 órával (sebzési légzés után, de élő gyökérzet mellett) történt. Az 1-1,5 órás várakozás nagyon fontos, mivel a frissen vágott felszín esetén, az úgynevezett sebzési légzésből származó extra emisszió zavaró hatását lehet így kiküszöbölni. A mért szén-dioxid talajlégzés adatokat az általános adatbázisba integráltuk.

6. Kataszter kidolgozása művelési ágak szerint a GIS adatbázis alapján

Az üvegház hatású gázok (CO_2 , N_2O , CH_4) fluxusának modellezéséhez szükséges talajtani adatok létrehozásában a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet segített. A munka során a kiválasztott ökológiai modell (DNDC) talajtani vonatkozású input adataiból hoztak létre egy adatbázist.

6.1. Az emissziós modellek talajtani háttere

A modellezéshez szükséges talajtani paraméterek mennyisége és milyensége az alkalmazott modell függvénye. A megfelelő modell kiválasztása érdekében, egy áttekintő anyag részletesen bemutatja a

Magyarországon fellelhető földhasználati és talajtani adatbázisokat. Az adatbázisok leírása tartalmazza azok elkészítési idejét, az elkészítés módját, az adatbázis léptékét és az adatbázisban szereplő vizsgálati paramétereket. Ezen adatbázisokból kiválaszthatók a talajtani mutatók közül azok, amelyekre a modell bemeneti adataiként szükség lehet. Az anyagban ezek alapján az alábbi adatbázisokat mutattuk be:

- CLC-2000 adatbázis (CLC-90 projekt)
- CLC-50 projekt adatbázis
- Agrotopográfiai adatbázis.

A fent említett adatbázisok közül az Agrotopográfiai adatbázis a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet tulajdona, így célszerű volt olyan emissziós modelleket választani, amelyekhez a szükséges input adatok ebből az adatbázisból biztosíthatók. A talajtani-földhasználati adatbázisok részletes leírása a 7.5 pontban található.

6.2. A Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet felvételezési munkái

2005. november 9–16. között 7 helyszínen talajtani jellemzéséhez terepi munka során talajmintákat vettek, amelyeket a Karcagi Kutatóintézet és a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet laboratóriumában elemeztek. Az alábbi helyszíneken történt talajtani felvételezés:

Nr	Mintavételi pontok	GPS koordináta		magasság	lejtés
		X	Y		
1.	Bugac	46°41' 28,1"	19°36' 05,0"	117 m	sík
2.	Szurdokpüspöki	47°50' 48,4"	19°43' 33,5"	308 m	sík
3.	Nyírjes	47°53' 39,3"	19°57' 05,4"	575 m	5%
4.	Tetves-rét	47°51' 45,9"	19°58' 02,4"	652 m	7%
5.	Gödöllő	47°35' 36,1"	19°22' 06,1"	249 m	sík
6.	Isaszeg	47°31' 33,1"	19°19' 35,9"	252 m	3%
7.	Hegyhátsál	46°57' 18,7"	16°39' 10,0"	246 m	sík

2. táblázat: a talajtani felvételezés helyszínei

A terepi felvételezés során a laborvizsgálatokhoz szükséges bolygatatlan, bolygatott pont mintákat, valamint bolygatott átlagmintákat vettek. A laboratóriumi elemzés során az üvegház hatású

gázok emissziójának modellezéséhez szükséges bemeneti adatokat határozták meg, amelyek a következő talajtani paraméterekre terjedtek ki:

- mechanikai összetétel
- kapilláris vízemelés
- térfogattömeg
- talajnedvesség (pillanatnyi)
- pH (H₂O)
- Y₁
- CaCO₃ tartalom (%) Arany-féle kötöttségi szám
- humusz tartalom (%) AL-P₂O₅ tartalom (ppm) és AL-K₂O tartalom (ppm)
- NO₃-N és NH₄-N tartalom (ppm).

Azokat a paramétereket, amelyeket nem mértek meg, becsülni, illetve amennyiben arra lehetőség volt, a mért paraméterekből számolni lehetett. 2005 decemberében a laboratóriumi adatok alapján összeállítottuk a modellezéshez szükséges input adatokból a talajtani adatbázist. A talajtani adatok az általános adatbázisba kerültek.

7. A modellezéshez szükséges meteorológiai adatbázis

7.1. Bugac-pusztá, Gödöllő, Szurdokpüspöki állomások

A bugaci, gödöllői és szurdokpüspöki állomásokon jól kiépített meteorológiai állomások vannak. Ezeknek az állomásoknak az adatait a Szent István Egyetem Növényélettani és Ökofiziológiai Intézete kezeli és biztosította számomra a hozzáférést.

A mérőállomásokon hőmérséklet, szél, globálsugárzás, légnedvesség, csapadék, fotoszintetikusan aktív sugárzás (PAR), talajhőmérséklet és talajnedvesség mérések folynak, fél órás bontásban. Ezekből az adatokból összeállíthatóak a modellezéshez választott DNDC modell bemeneti meteorológiai paraméterei. A három mérőhelyen nem egyszerre kezdődtek a mérések. Bugacon 2002 júliusától,

Szurdokpüspökiben 2003 júniusától, Gödöllőn 2004 januárjától vannak folyamatos mérések. A modell futtatásához folytonos adatbázisra van szükség, de a mérésekben voltak hiányosságok (időszakos leállás, karbantartások, meghibásodások). A hiányzó adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat legközelebbi mérőállomásán gyűjtött adatokkal egészítettük ki, biztosítva ezzel a teljes adatbázist. A bugaci adatokat a kecskeméti mérőállomás adataival egészítettük ki. A gödöllői állomás hiányzó csapadék adatait az OMSZ gödöllői állomásának az adataival pótoltuk, amíg a többi adat az aszódi mérőállomásról származik. Gödöllőn 2004-ben már teljes adatsor állt rendelkezésünkre, amíg a megelőző 2 évben csak más állomások méréseivel tudtuk a hiányzó értékeket kiegészíteni. Ugyancsak két másik OMSZ állomás segített a szurdokpüspöki adatok pótlásában. A csapadék adatokat a gyöngyöspataki csapadékmérő állomásról, egyéb hiányzó meteorológiai adatokat pedig az aszódi mérőállomásról pótolunk. Az utóbbi két állomás esetében az adatok pótlása az általunk mért és az OMSZ-tól kapott adatok közötti lineáris regressziós kapcsolat felhasználásával történt. A meteorológiai adatokat az általános adatbázisba gyűjtöttük össze.

	Bugac-pusztá	Gödöllő	Szurdokpüspöki
2002	X	X	
2003	X	X	X
2004	X	X	X
2005			X

3. táblázat: a Szent István Egyetem által szolgáltatott meteorológiai adatok

7.2. Tetves-rét, Nyírjes állomások

Az Erdészeti Tudományos Intézet által üzemeltetett Tetves-réti és nyírjesi mérőhelyeken hőmérséklet, csapadék, szél, légnedvesség, talajhőmérséklet és talajnedvesség mérések folytak félórás bontásban, amelyek szintén szükségesek a DNDC modell bemenő adatbázisához. A mérések a 2003-as és 2004-es éveket ölelték fel. A szükséges és mért meteorológiai adatok, amelyek a modell bementi paraméterei, ebből az időszakból, a mérőállomás adatbázisából származnak. A hiányzó adatokat és a sugárzási adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat legközelebbi állomásának a méréseiből pótoltuk. A meteorológiai adatokat az általános adatbázisba gyűjtöttük össze.

7.3. Nagytarcsa-Isaszeg állomás

Nagytarcsa-Isaszeg mérőhelyen meteorológiai mérések nem folytak, emiatt a meteorológiai adatokat a legközelebbi OMSZ klímaállomás, Budapest-Pestszentlőrinc adataiból pótoltuk. A meteorológiai

adatokat az általános adatbázisba gyűjtöttük össze.

7.4. Általános adatbázis

Excel file-okból álló adatbázisba gyűjtöttük össze a szén-dioxid, a metán és a dinitrogén-oxid fluxusra, a meteorológiai adatokra, illetve a modellezéshez szükséges talajadatokra vonatkozó adatokat. Egy-egy file négy munkalapot tartalmaz:

Hely:	Szurdokpüspöki
Dátum:	Áram (kg C/ha*day ⁻¹):
2005-05-04	4.29

4. táblázat: CO₂ munkalap

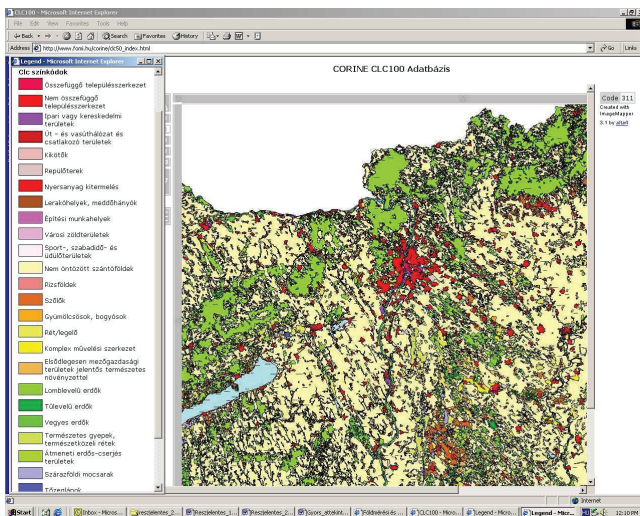
Hely:	Szurdokpüspöki
Dátum:	Áram (kg N/ha*day ⁻¹):
2005-05-04	0.04707
2005-05-04	0.05050
2005-05-04	0.04216
2005-05-04	0.05393
2005-05-04	0.05344
2005-05-04	0.04756
2005-05-04	0.04363
2005-05-04	0.04707
2005-05-04	0.03971
2005-05-04	0.03383

5. táblázat: N₂O/CH₄ munkalap

Hely:	Szurdokpüspöki							
Dátum: év.hó.nap.	Julian day	MaxT (°C)	MinT (°C)	Prcip (cm)	Global rad. (MJ/m ² *day ⁻¹)	Tmean (°C)	VPD (Pa)	daylength (s)
2005-05-04	124	18.4	15.5	0	5.482	14.7	328.3	52027

6. táblázat: meteorológiai munkalap

2004-ben befejeződött és rendelkezésre áll az 1999-2001 időszakra vonatkozó CLC-2000 adatbázis. Az adatbázis elkészítését a CORINE (Coordination of Information on the Environment) módszer alapján, műhold felvételek interpretációjával (térképek, légifotók), használatával és terepi ellenőrzéssel készítették. Az adatbázis a földfelszínen megfigyelhető (időben több mint 1 éves periódussal változó) biofizikai jellemzőket tartalmazza 1:100 000 méretarányban. A legkisebb térképezett foltméret 25 hektár. A térképezett tematikus csoportok: mesterséges felszínek, mezőgazdasági területek, erdők és természet közeli területek, vízenyős területek, vizek. Az adatbázis fizikai formátuma: Erdas Imagine (.img), ArcInfo Grid 100 m-es rács mérettel, illetve ArcInfo coverage.



11. ábra: a CLC-100 adatbázis térbeli alapegységei

CLC-50 projekt. A CORINE Land Cover (Felszínborítás) folytatásaként az 1:50 000 léptékű adatbázis létrehozását a 2339/1996 (XII.6) kormányhatározat írja elő. A térképezéshez az 1998 és 1999 nyarán készült SPOT4 Xi+M adatfúzióval ürfelvételeket használták. Az ürfotó térképek értékelése számítógépes fotóinterpretációval - saját fejlesztésű ArcView makroprogram csomag segít-

ségével - számítógép képernyőn digitalizálva történt. A tematikus pontosság növelése érdekében más időpontban készült űrfelvételeket is használtak.

Az adatbázis az 1989-92 közötti időszakra vonatkozó felszínborítási adatokat tartalmazza. Az adatbázis a földfelszínen megfigyelhető (időben több mint 1 éves periódussal változó) biofizikai jellemzőket tartalmazza 1:50 000 méretarányban. A legkisebb térképezett foltméret 4 hektár.

Különböző felbontású talajtani adatbázisok, országos lépték

Agrotopográfiai adatbázis. Az adatbázis térképi alapjai a „Magyarország Agroökológiai Potenciáljának Felmérése” című MTA program keretében készültek. A kialakított térképi alapú talajinformációs rendszer, amely 1:100 000 méretarányban megfelelő felbontásban, homogén agroökológiai egységekre vonatkozóan, a termőhelyi talajadottságokat meghatározó, főbb, alap talajtani paramétereket (genetikai talajtípus, talajképző kőzet, fizikai talajféleség, agyagásvány összetétel, talaj vízgazdálkodási tulajdonságai, kémhatás és mészállapot, szervesanyag készlet, termőréteg vastagság, talaj értékszám), illetve számos, komplex talajtani folyamatra vonatkozó, ezekből levezetett tulajdonságra vonatkozó információt tartalmaz országos lefedettséggel.

Adatállomány neve	Agrotopográfiai Adatbázis	
Adatállomány rövid neve	AGROTOPO	
Adatállomány tulajdonosa	Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet	
Adatállomány előállítója	Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet	
Adatállomány karbantartásáért felelős	Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet GIS Labor	
Adatállomány forgalmazója	Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet	
Forgalmazó postai címe	1022 Budapest Herman Ottó út 15.	
Forgalmazó telefon / fax száma	356-3694	
Forgalmazó e-mail címe	gislab@rissac.hu	
Forgalmazó honlapja	www.taki.iif.hu	
Forgalmazásért felelős személy	Dr. Szabó József	
Személy telefonszáma	356-3694	
Személy e-mail címe	james@rissac.hu	
Előállítás éve	1994.	
Utolsó frissítés éve	2002.	
Adatállomány típusa (raszter+, vagy vektor +alfanumerikus)	vektor +alfanumerikus	
	Térképi adatok	attribútumok
Adatok pontossága (pl. m, 10m-es stb.)	1:100.000-es méretarányúnak megfelelő	1:100.000-es méretarányúnak megfelelő
Adatgyűjtés módja (pl. terepi mérés, számlálóbiztos, KSH)	Terepi adatgyűjtésből származó térképekből levezetett (generalizált)	Terepi adatgyűjtésből származó térképekből levezetett (szintetizált)
Adatrögzítés módja (digitalizálás, szkennelés, stb.)	digitalizálás	digitalizálás
Adatállomány tartalma	Az adott léptékben homogénnek tekinthető agroökológiai egységek mint poligonok	Agroökológiai egységek talajtani (9) és talajdegradációval kapcsolatos (3) tulajdonságai
Adatállomány nyelve	(térképi megírások)	Magyar és angol
Adatállomány feltöltöttsége %-ban	100%	100%
Adatállomány mérete (Mbyte-ban mérve)	3,9	0,75 (+kódtáblák)
Megrendelhető formátumok(DXF, DGN, SHP, DBF, MDB stb.)	SHP, DXF, ArcInfo coverage ill. export	

8. táblázat: agrotopográfiai adatbázis, <http://www.taki.iif.hu>

rész V

Modellek kiválasztása, fejlesztése

A szakirodalom áttanulmányozását követően a DNDC (denitrification-decomposition) modell mellett döntöttünk. A DNDC modellel a talaj üvegház gáz (CO_2 , CH_4 , N_2O) fluxusa mellett a nitrogén-monoxid (NO), az ammónia (NH_3) és az elemi nitrogén (N_2) fluxusát is meg lehet becsülni. A DNDC csak a talajfolyamatokat modellezi, a szén-dioxidnál például a teljes légkör-bioszféra közötti kicserélődés beclésére nem alkalmas. Dinitrogén-oxid és metán esetében viszont a kicserélődés a talaj-légkör között megy végbe, e két gáz bioszféra-légkör kicserélődésének beclésére a DNDC modell alkalmas.

A mezőgazdasági területek dinitrogén-oxid kibocsátását és a metán kétirányú fluxusát a DNDC modell segítségével meghatározhatjuk. A DNDC ugyancsak beclést ad a talaj CO_2 fluxusára, de önmagában ezzel a modellel nem adható meg a növényzet-légkör közötti kicserélődés mértéke, mivel nem határozható meg a növények által felvett szén-dioxid mennyisége.

8. A DNDC modell

8.1. A DNDC modell leírása

A denitrifikációs-dekompozíciós (DNDC) modell a talaj szén és nitrogén bio-geokémiájáról folyamatorientált beclést készít. A modell két fő komponensből áll. Az első komponens tartalmazza a talajklíma, növényi növekedés és bomlási almodelleket, amelyek leírják az ökológiai hajtóerőket, úgymint: talaj hőmérséklet, nedvesség, pH, redox-potenciál és a tápanyagok koncentráció profilja, de figyelembe veszi a növényzetet és az emberi beavatkozást is.

A második komponens tartalmazza a nitrifikációs, denitrifikációs és fermentációs almodelleket, amelyek leírják az NO, N_2O , N_2 , NH_3 , CO_2 , CH_4 fluxusokat a talaj környezeti faktorai alapján. A klasszikus fizikai, kémiai, biológiai törvények mellett, laboratóriumi kísérletek alapján, empirikus egyenleteket is alkalmaz a modell, így a legtöbb specifikus geokémiai, vagy biokémiai reakciót parametrizálni tudjuk. A modell hidat képez a szén és nitrogén ciklusa, valamint az alapvető ökológiai hajtóerők között.

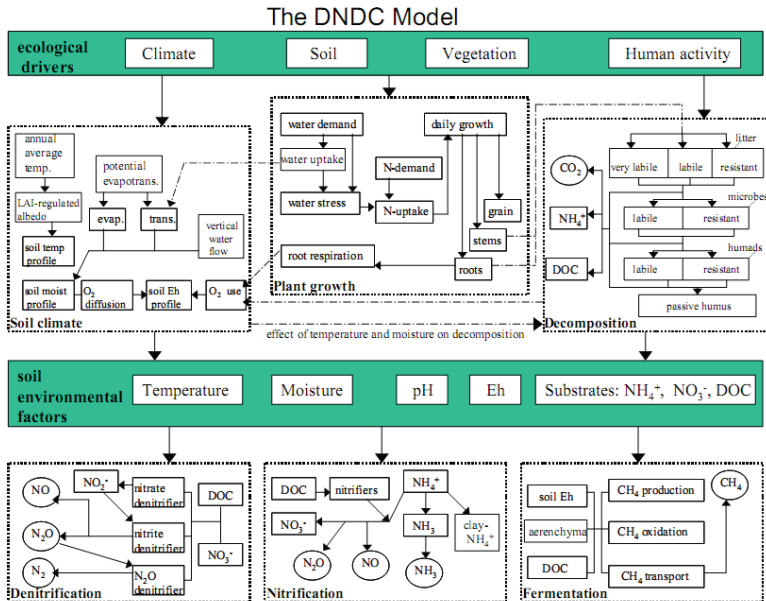
A DNDC modellben a talaj szerves szén tartalma négy nagy részre bontható: növényi maradványok, mikrobiális biomassza, humidok (aktív humusz) és passzív humusz. Minden egyes készlet

további két-három alkészletet tartalmaz eltérő bomlási sebességgel. A napi bomlási sebességeket a talaj agyagtartalma, a hozzáférhető nitrogén, a talaj hőmérséklete és nedvessége, stb. szabályozza. Amikor valamelyik szerves szénraktár komposztálódik, a lebomlott szén részben más szénraktárban jelenik meg, részben CO_2 formájában távozik a talajból. Az oldott szerves szén (DOC) a bomlás köztitermékeként képződik és a talaj mikrobái azonnal felhasználják.

A talaj szerves széntartalmának bomlási folyamata közben a nitrogén bizonyos hányada is átalakul egy másik szervesanyag raktárba, részben ammónium-ionná (NH_4^+) mineralizálódik, amely később megjelenik a nitrifikációs folyamatokban. A szabad NH_4^+ koncentráció egyensúlyban van mind az agyag által adszorbeált NH_4^+ -nal, mind az oldott NH_3 -val. Az NH_3 légkörbe párolgását a talajvíz NH_3 koncentrációja és a talaj környezeti tényezői (hőmérséklet, pH, stb.) szabályozzák. Esőzésnél, a talajvíz áramlással az NO_3^- bemosódik a mélyebb rétegekbe.

A modellben az „anaerob ballon”, mint egyszerű kinetikus rendszer írja le a talaj levegőztetési állapotát, számítva az oxigén diffúzióját és fogyását a talajprofilban. A kiszámított redox-potenciál alapján a talaj egyes rétegeit felosztja aerob és anaerob részekre, ahol a nitrifikáció és a denitrifikáció zajlik. Amikor nő az „anaerob ballon”, több szubsztrát (DOC, NH_4^+ , N-oxidok) jut az anaerob mikrobáknak, serkentve ezzel a denitrifikációt. Amikor a „ballon” zsugorodik, a nitrifikáció fokozódik. A NO és N_2O gázok mind a nitrifikáció, mind a denitrifikáció alatt képződnek és tovább alakulnak az aerob és anaerob mikrohelyek között lejátszódó diffúzió során.

A növények nitrogénigényének számítása az optimális napi növekedés és a növényi C/N arány alapján történik. A növények aktuális N felvételét limitálja a növekedési időszakban bekövetkező nitrogén, vagy vízhiány okozta stressz.



13. ábra: a DNDC modell szerkezete (Li, 2000)

A modell folyamatos fejlesztés alatt áll. A készítők újabb és újabb, javított, pontosabb eredményeket biztosító verziókat tesznek elérhetővé. A munkát a pontosság, illetve a kapott eredmények összehasonlítása érdekében a munka kezdetekor elérhető legújabb, DNDC86K jelzésű verzióval végeztük el.

A modell kétféle módban üzemeltethető. Az egyik a spot üzemmód. Ebben az esetben egy pontra határozza meg a modell az üvegház gázok fluxusát. A másik üzemmódban a program nagy régiók fluxusát adja eredményül (regionális üzemmód). Munkám során a program validálását régiós, amíg érzékenységvizsgálatát spot üzemmódban végeztem azokra a területekre, ahol üvegház gáz fluxusokat mértünk. Ezt a munkalépést követte a modell régió üzemmódban való futtatása, amivel az ország egész területére megbecsültük az üvegház gázok talajfluxusát.

8.2. A DNDC modell érzékenységi vizsgálata

Ahhoz, hogy megállapítsuk, hogy a modell által használt egyenletek milyen pontosan írják le a természeti folyamatokat, illetve mennyire veszik figyelembe az időben folyamatosan változó, vagy éppen nem változó paramétereket, érzékenységi vizsgálatot végeztünk. Az igen nagy számú bemenő paramétert három csoportra bontva egyenként, illetve komplexen is vizsgáltuk.

Az első csoport a meteorológiai adatok érzékenységvizsgálata volt. Számos modellfuttatás történt a napi maximális és/vagy minimális hőmérséklet pozitív és negatív megváltoztatásával, illetve a csapadék mennyiségének a változtatásával. A talaj összes N kibocsátásában, sok kiindulási paraméter módosítása esetén sem volt lényeges változás. A különböző N-formák (NH_3 , N_2O , NO , N_2) arányában jelentős változás következett be, amely általában a módosított paraméter lineáris függvénye, de egy-egy esetben exponenciális változást is tapasztaltunk. Például, a napi átlaghőmérséklet csökkenésével megváltozik a talajfelszín, illetve a mélyebb talajréteg fagyott állapotból való felengedése. Ugyanakkor a talaj végleges felengedéséhez köthető a dinitrogén-oxid kibocsátás jelentős része, ami így akár hetekkel is eltolódhat. Összességében megállapítható, hogy a meteorológiai paraméterekre érzékeny a modell.

A második csoport a talaj jellemzőinek a vizsgálata volt. A kezdeti feltételek megváltoztatásával, mint pl. pH, NH_4^+ , NO_3^- , agyag, szerves széntartalom, stb. párhuzamos vizsgálatokat végeztünk. A kimenő adatok és eredmények alapján egyértelműen megállapítható, hogy a modell nem érzékeny a kezdeti biomasszára.

A modell nem mutatott változást a talaj kezdeti nitrát és/vagy ammónium tartalom változtatására, valamint a csapadékból a talajba bemosódó ammónium és nitrát tartalom változtatására sem. A DNDC szignifikáns változást mutatott az agyagtartalom, mikrobiális tevékenység nagysága, a pH és a felszíni szerves szén változtatása esetén. A N-formák fluxusának a változása arányban volt a változtatás nagyságával.

A harmadik vizsgált csoport a területgazdálkodás volt, amelyet a modell szintén figyelembe vesz, úgymint: termény fajtája, aratott mennyisége, műtrágyázás vagy szerves trágyázás, állatok fajtája, száma, legeltetés kezdete és gyakorisága, öntözés. Mivel az érzékenységvizsgálathoz a bugaci mérőállomás adatait használtuk fel, ezért csak a legelő/füves puszta, illetve az 1 hektárra eső állatok számával, illetve az ebből adódó legeltetés változásával volt érdemes foglalkozni.

Jelentős mértékben befolyásolja az emissziós adatokat, hogy van-e legeltetés az adott területen, vagy nincs. Az állatok száma az ammónia kibocsátást befolyásolja leginkább, alig befolyásolja az NO emissziót és nem befolyásolja a N_2 kibocsátást. A növényi összetételt leíró legelő, vagy füves

puszta besorolás a mag, levél, szár szárazanyagra vonatkoztatott éves mennyiségét jelentősen befolyásolja, amely hatással lehet a természetben lejátszódó egyéb folyamatokra, mint például szervesanyag lebomlás, C/N arány, mikrobiológiai aktivitás, stb.

Az érzékenységi vizsgálatok alapján meghatározható, hogy melyek azok a paraméterek, amelyeket pontosabban kell mérni (megadni) a modell számára. Lehetőség nyílt arra, hogy a különböző vizsgálati területek egyedi jellemzőihez lehessen állítani (finomítani) a DNDC modellt, és így pontosabb eredményeket adjon a különböző vizsgálati területeken, ezzel hozzájárulva az országos léptékű emisszió becslés bizonytalanságának csökkentéséhez.

C vagy N g / ha / év Bugac, 2004	N₂O	NO	N₂	NH₃	CO₂	CH₄
Eredeti (0.75 marha / ha)	775	958	104	689	1 638	0
+1 Celsius	440	1 048	50	736	1 772	0
-1 Celsius	1 300	874	1 315	630	1 781	0
+2 Celsius	80	1 130	13	791	1 924	0
-2 Celsius	1 352	792	1 068	585	1 393	0
125 % csapadék	780	1 096	102	730	1 914	0
75 % csapadék	767	836	103	27	1 375	0
+10 % agyag	683	979	83	693	1 678	0
-10 % agyag	891	940	128	684	1 604	0
+ 0.5 pH	513	836	59	883	1 661	0
- 0.5 pH	955	1 039	135	583	1 624	0
mikrobiológiai index = 0.5	272	672	19	614	1 168	0
nincs legeltetés	776	904	104	166	2 135	0
legeltetés (0.5 marha / ha)	775	941	104	522	1 801	0

9. táblázat: a DNDC modell érzékenységi vizsgálatának összefoglalása

A táblázatból látható, hogy a metán kibocsátásra a modell minden esetben nullát adott eredményül. Ennek oka, hogy a vizsgált talaj, felszínborítottság és meteorológiai körülmények között a metán fluxus rendkívül kicsi. A kamrás módszerrel vett minták fluxusai is közel voltak a kimutatási határhoz. A DNDC modell az eredmények kiírásakor kerekítéseket végez, vagyis nagyon kicsi fluxus

értékek esetén nullát ad eredményül. Az érzékenységvizsgálat során kiderült, hogy az sem okoz szignifikáns eltérést a metán fluxusban, ha a valóságoshoz képest jelentősen eltérő bemeneti adatokat adunk meg a modellnek (+2 °C, +100 mm csapadék).

8.3. A modell validációja

A DNDC modell, akárcsak más ökológiai modellek, előre meghatározott számítási folyamatok alapján dolgozik. Sok modell esetében lehetőség van a parametrizálására, az országos viszonyokhoz jobban igazodó paraméterek beállítására, finomhangolására a forráskódban. Ez a DNDC modell esetében sajnos nem lehetséges, mivel a program zárt forráskódú. Parametrizálás szempontjából a legtöbb, amit tehetünk, hogy a lehető legrészletesebb és legpontosabb bemeneti adatokat adjuk meg.

A modell kétféle üzemmódban működik. Az első esetben egy pont, például egy mérőállomás környezetében lejátszódó folyamatokat szimulálja. Ezt spot üzemmódnak hívják. Ilyen esetekben igen pontos eredmények várhatók, mivel a bemeneti, helyben mért paraméterek megegyeznek a szimulált terület valós adataival.

A másik üzemmódban nagyobb területre, régióra történik a futtatás. Ebben az esetben előre definiálni kell cellákat, amelyekre meg kell adni egyenként a bemeneti adatokat. Ilyenkor nem pontos - egy kis területre vonatkozó - mérési adatokat adok meg, hanem statisztikai adatbázisokból származnak a bemeneti paraméterek. Ennél az üzemmódnál figyelembe kell venni, hogy a cellák számának növekedésével a modell futási ideje és az adatbázis mérete is drasztikusan megnőhet.

Munkám során a régiós üzemmódot használtam az országos üvegház gáz fluxus becsléséhez. Ahhoz azonban, hogy igazolható legyen a modell által kapott eredmény, szükséges volt összehasonlítani a modell számított fluxus értékeit a mért adatokkal (10. táblázat). A nagyhőrcsöki adatok frissen vágott felszínen végzett szén-dioxid emissziós mérés eredményei, amit korrigálni kellett 1,5-es osztóval, a sebzési légzés következtében lejátszódó extra emisszió kiküszöbölése érdekében (Balogh, 2009).

	Mért	Modellezett
Nagyhőrcsök, 2003-as év CO ₂	5418 kg C / ha	4477 kg C / ha
Bugaapuszta, 2003-as év, N ₂ O	0,82 kg N / ha	0,64 kg N / ha
Bugaapuszta, 2004-es év, N ₂ O	0,58 kg N / ha	1,01 kg N / ha
Isaszeg, 2004-es év, N ₂ O	0,90 kg N / ha	0,94 kg N / ha
Gödöllő, 2004-es év, N ₂ O	0,75 kg N / ha	0,92 kg N / ha

10. táblázat: Nagyhőrcsökön mért CO₂ és a Bugacon, Isaszegen és Gödöllőn mért N₂O fluxusok összehasonlítása a modellezett régiós adatokkal

A mérési pontok koordinátáihoz legközelebb eső koordinátájú cellák fluxus adatait hasonlítottuk össze a mért eredményekkel. Majdnem minden esetben 15-20%-os eltérés tapasztalható a mért és a modellezett értékek között. Bizonyos esetekben ez a különbség még kisebb. Ennek a különbségnek a legfőbb oka, hogy a régiós üzemmód során, a bemeneti adatok nem a mérési pontok paraméterei voltak, hanem a cellára vonatkozó statisztikai értékek. Ezt szem előtt tartva kijelenthetjük, hogy a DNDC jól használható modell a magyarországi mezőgazdasági talajok üvegház gáz fluxusának a becsléséhez, mivel a 15-20% eltérés igen kis különbségnek számít.

8.4. A modell bemeneti paraméterei

Input_Parameters:		

Site_data:	Mintaterület_xxxx	
Simulated_Year:	1	
Latitude:	46.800	
Daily_Record:	1	

Climate_data:		
Climate_Data_Type:	2	
NO3NH4_in_Rainfall:	3.0000	
NO3_of_Atmosphere:	0.0600	
BaseCO2_of_Atmosphere:	365.0000	
Climate_file_count=	1	
1 C:\DNDC\climate_files\Mintaterület_xxxx_met_data.txt		

Soil_data:		
Soil_Texture:	5	
Landuse_Type:	4	
Density:	1.18000	
Soil_pH:	7.30000	
SOC_at_Surface:	0.00211	
Clay_fraction:	0.19000	
BypassFlow:	0	
Litter_SOC:	0.02500	
Humads_SOC:	0.02500	
Humus_SOC:	0.95000	
Soil_NO3(-)(mgN/kg):	3.00000	
Soil_NH4(+)(mgN/kg):	0.60000	
Moisture:	0.49000	
Temperature:	-3.99000	
		Crop_data:
		Rotation_Number= 1
		Rotation_ID= 1
		Totallyear= 1
		Years_of_A_Cycle= 1
		YearID_of_a_cycle= 1
		Crop_total_Number= 1
		Crop_ID= 1
		Crop_Type= 12
		Plant_time= 11
		Harvest_time= 12.31
		Year_of_harvest= 1
		Ground_Residue= 0.000000
		Yield= 19000.000000
		Rate_reproductive= 0.010000
		Rate_vegetative= 0.030000
		Psn_efficiency= 0.400000
		Psn_maximum= 60.000000
		Initial_biomass= 12.500000
		Tillage_number= 0
		Fertil_number= 0
		Manure_number= 0
		Weed_number= 0
		Weed_Problem= 0
		Flood_number= 0
		Leak_type= 1
		Water_control= 0
		Leak_rate= 0.000000

A modell bemeneti adatbázisa a szükséges talajtani, kémiai és mikrobiológiai adatokat, valamint a meteorológiai fájl elérési útját tartalmazza.

A meteorológiai fájlt a következő formátum szerint kellett megadni:

Meteorológiai bemeneti adatsor:

Bugac_2002				
1	-1.6	-6.38	0.00	4.45
2	2.28	-3.23	0.00	2.86
3	-2.62	-13.4	0.00	4.60
4	-7.1	-15.2	0.00	5.18
5	-4.2	-12.4	0.00	3.68
6	0.8	-9.8	0.00	5.47
7	-1	-10.6	0.00	4.00
8	1.97	-6.88	0.00	3.80
9	0.37	-7.03	0.00	1.06
10	-0.37	-2.47	0.00	1.06
11	-2.45	-3.1	0.00	0.79
12	-1.2	-2.97	0.00	0.90
13	-2.02	-3.9	0.00	0.98
14	-2.63	-3.6	0.00	1.41
15	-3.47	-5.47	0.00	0.77
16	-4.35	-5.75	0.00	0.91
17	-2.97	-10.05	0.00	2.32
18	-0.75	-3.63	0.00	2.14
19	1.02	-2.7	0.00	4.10
20	4.52	-1.77	0.00	4.10
21	6.6	2.03	0.00	2.62
22	11.05	1.8	0.00	6.80
23	11.85	-1.02	0.00	6.76
24	8.75	4.77	0.01	2.82
25	10.17	0.23	0.00	4.93
26	9.45	-0.3	0.00	4.09
27	10.9	3.07	0.00	4.21
28	14.23	7.53	0.00	6.05
29	17.72	3.48	0.00	8.19
30	15.4	0.15	0.00	8.33
31	13.12	5.42	0.00	7.49
32	11.23	-0.63	0.00	5.32
33	14.5	-3.48	0.00	8.12
34	5.37	-0.77	0.00	4.92
35	2.2	-1.23	0.00	3.05
36	1.42	-0.5	0.00	2.13
37	11.15	-1	0.00	2.71
38	10.92	1.4	0.00	4.42
39	9.23	1.37	0.00	2.90
40	10.53	0.75	0.00	4.79
.				
.				
.				
365	8.68	-2.51	0.02	0.77 365

A fájl egy terület, cella egyéves adataira vonatkozik. A bemeneti adatok a napi maximális és minimális hőmérsékletet, a csapadék mennyiségét, illetve a globálsugárzást tartalmazzák.

A megfelelő kezdeti adatok beállítása nagyon fontos a modell futtatásakor. Ezekben az esetekben a kapott eredmények maximum 15-20%-ban térhetnek el a mért értékektől. Pontatlan, vagy hibás kezdeti adatok esetén a mért értékek és a kapott eredmények közötti különbség akár a 30%-ot is meghaladhatja.

8.5. A DNDC modell tájléptékű futtatása

Mint minden ökológiai modell, a DNDC is a természetben lejátszódó folyamatokat próbálja leírni bizonyos egyszerűsítések mellett. Minél nagyobb területre kívánjuk kiterjeszteni a vizsgálatainkat, annál pontosabb adatállomány áll rendelkezésünkre. Például a talajparaméterek inhomogenitását nehéz vizsgálni/leírni nagyobb területre, így kénytelenek vagyunk bizonyos fokú elhanyagolásokkal, osztályokba sorolásokkal élni. Ugyancsak jó példa erre, hogy a globál sugárzást Magyarországon 10 pontban mérik, amiből szintén nehéz feladat egy nagyobb területre történő extrapoláció.

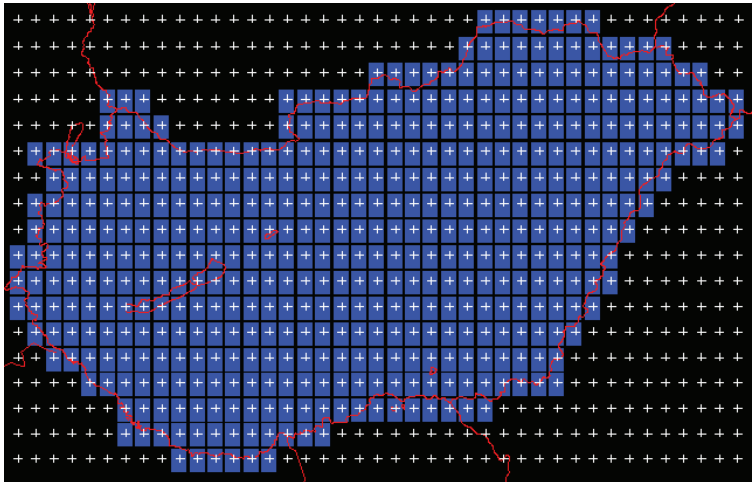
A DNDC tájléptékű alkalmazása esetén a modellfejlesztők tekintetbe vették a fent említetteket (amelyek minden országban gondot okoznának), így kezelhető mennyiségű bemenő adatot kell megadni, illetve a bemenő adatok segítségével az egyéb (a nyomgáz kibocsátás számolásához szükséges) paramétereket a modell maga számolja a beépített szub-modellek segítségével. Természetesen a pontfuttatáshoz képest a tájléptékű futtatásban kapott eredmények megbízhatósága jelentősen romlik, ami visszavezethető:

- a bemenő adatok pontatlanságára, bizonytalanságára
- a természeti folyamatokat leíró egyenletek pontatlanságára
- a modell által extrapolációval becsült/számolt paraméterek bizonytalanságára.

Ahhoz, hogy egész Magyarország területére, illetve egyes kiemelten kutatott területekre (pl.: Bugac, Gödöllő, Szurdokpüspöki, Nyírjes, stb.) megállapítsuk a különböző nitrogénformák fluxusát, valamint az üvegház gázok kibocsátását, olyan léptéket kellett választani, ami egyrészt kellően nagy ahhoz, hogy tájegységként jellemezhesük az adott területet, másrészt nem túl nagy ahhoz, hogy a talaj, növényzet, mikroklíma és a földhasználat térbeli változékonyságát a kellő súllyal vehessük figyelembe.

Az ehhez szükséges meteorológiai adatokat az OMSZ által létrehozott interpolált adatbázis biztosította, amelyet az automatizált mérő és megfigyelő rendszer (kb. 300 állomás) segítségével sikerült hitelesíteni. A szükséges talaj és földhasználati adatokat a Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet (TAKI) bocsátotta rendelkezésünkre, illetve a CORINE CLC-50 adatbázisból töltöttük fel.

Gondos mérlegelés alapján az 1/6-od fokos rácsfelbontás mellett döntötünk, ami kielégíti az elméleti koncepciókat, miszerint ebben a léptékben még viszonylag kevés elhanyagolással kell élnünk, illetve a hozzáférhető adatok még kellő mennyiségben és pontosságban állnak a rendelkezésünkre. Az 1/6-od fokos rácsok hozzávetőlegesen 14^*14 km²-es területet fednek le, így Magyarországra fektethető rácsból 466 darab rácsból áll.



14. ábra: Magyarországra fektetett 1/6-od fokos rács

A modell az 50 legfontosabb, illetve széles körben termesztett növényfajt definiálja élettani szempontból, pl. víz- és tápanyagszükséglete, növényi részek C/N aránya, növekedési indexe, stb. alapján. A DNDC olyan opció is felajánl, hogy mi magunk határozhatjuk meg egy faj növényfiziológiáját illetve „új fajt” is definiálhatunk, valamint egy területre, a tavaszi/őszi vetést figyelembe véve, többféle növénytermesztési kombinációt is megenged. A gazdálkodásban használt vetésforgó, stb. technikáknak megfelelően a modell földhasználati aspektusait minden évben újra meg kell adni, akárcsak a meteorológiai adatokat.

Számos tesztfuttatást végeztünk, amelyek során a beállított paraméterek mellett a modell egy maximális és egy minimális értéket számolt minden kimenő adatra, vagyis értéktartományt adott meg a vizsgálni kívánt folyamatokra. Mivel a modell zárt forráskódú, ezért a belső kalibrációra nem volt lehetőségünk, helyette alkalmazhattuk volna a kimeneti adatok felskálázását. Erre azonban nem volt lehetőség, mivel a validálás alapján a mért értékek és a modell minimális becsült értékei, még hibahatáron belül, összhangban voltak. Emiatt, minden esetben ezeket használtuk értékelésünkben.

A szimulációtól azt várjuk, hogy a 14*14 km-es rácsfelbontásban a talajtípustól és földhasználatól függően meghatározhatassuk a talaj és légkör közötti szén és nitrogén mérleget, vagyis hogy mely gázok

ülepednek, és melyek származnak a talajból, a csapadék/öntözés, valamint a műtrágyázás hogyan befolyásolja a talajfolyamatokat, a szén és a nitrogén hol, milyen mennyiségben és milyen formában raktározódik, szállítódik.

A DNDC modell jól alkalmazható a nem vizes területek üvegház gáz fluxusának becsléséhez, azonban vizenyős területek esetén nem alkalmazható. Ennek következtében ezekre a területekre külön becslést kellett készíteni. Ez mindenképpen szükséges volt, mivel az onnan felszabaduló, vagy éppen elnyelt üvegház hatású gázok, jelentősen befolyásolják az országos mérleget.

A DNDC modell tájléptékű alkalmazásával, véleményünk szerint a különböző nyomgázok fluxusairól, a talajban lejátszódó folyamatokról jól definiált területekre adatokat tudunk szolgáltatni, s elsőként tudunk üvegház és egyéb nyomgáz fluxus becslést adni Magyarországon teljes területére. A munkánk alapot, támpontot adhat más területeken (természetvédelemben, agráriumban, vízgazdálkodásban) dolgozó, tevékenykedő kutatóknak, és szakembereknek.

rész VI

Mérési és számítási eredmények

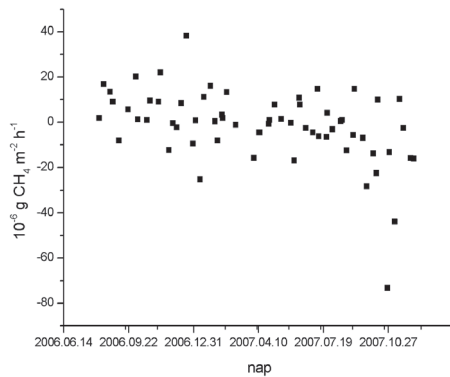
9. Mérési eredmények összegzése

9.1. Metán fluxusok összesítése

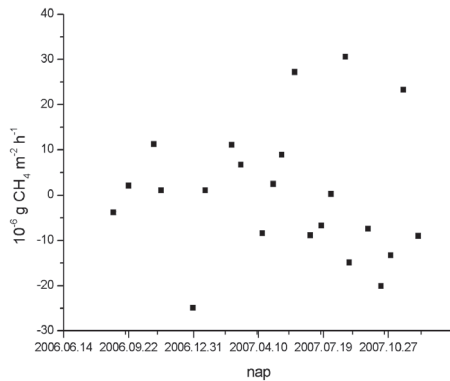
9.1.1. Mezőgazdasági területek, állattartás, rizstermesztés

Ahogy a 2.4-es alfejezetben is látható, a metánnak számos természetes és antropogén forrása van. A rizstermesztés és az állattartás során felszabaduló metán mennyiségére irodalmi, illetve statisztikai adatokat alapján adtunk becslést, amíg a mezőgazdasági és erdőszűlt területek metán fluxusát a DNDC modell segítségével határoztuk meg.

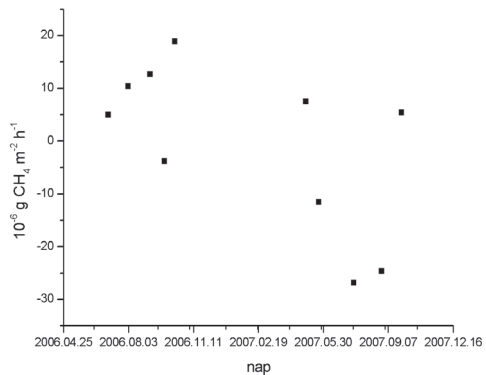
Az összes, Magyarországon mért metán talajfluxust az egyes mérési pontok alapján a 15-22. ábra, illetve összesítve a 23. ábra foglalja össze. A mérések, kivétel nélkül gyepek felszíne, erdők és egyéb természetes felszínek fölött történtek. A mérési eredmények átlagolása az úgynevezett „gap-filling” nélkül történt (figyelembe véve a mérések egyenletlen eloszlását az év során). Az átlagos fluxus $-0,2 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ ($-1,3 \text{ Gg C év}^{-1} = (-1,3 \text{ kt C év}^{-1})$).



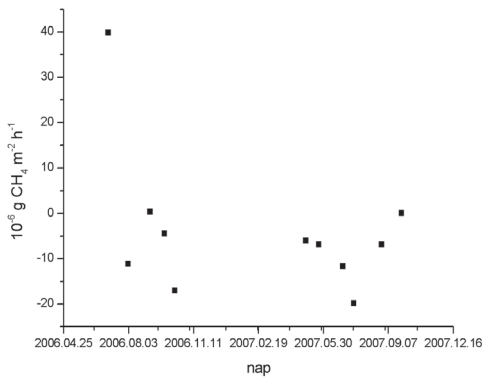
15. ábra: Bugacon mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



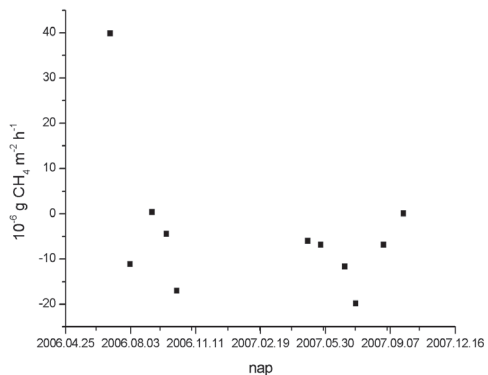
16. ábra: Gődöllön mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



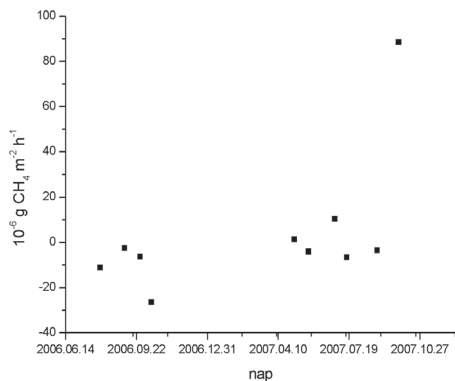
17. ábra: Szurdokpüspökön mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



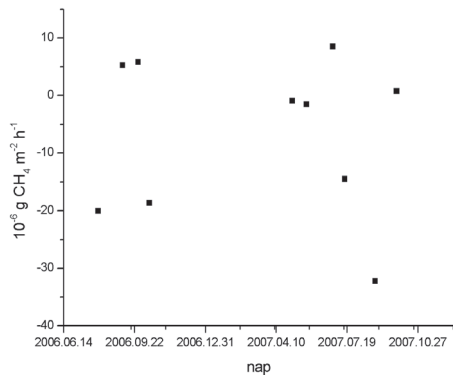
18. ábra: Tiszacsermelyen mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



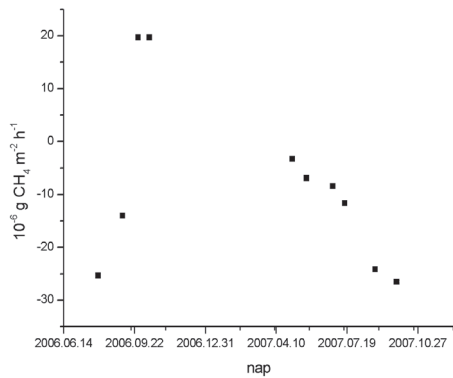
19. ábra: Cigándon mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



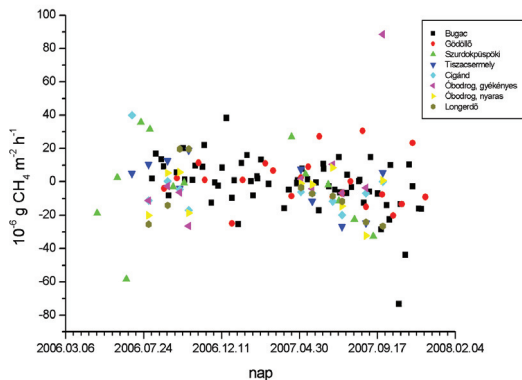
20. ábra: Óbodrog-gyékényesen mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



21. ábra: Óbodrog-nyarason mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



22. ábra: Long-erdőn mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)



23. ábra: Magyarországon mért metán talajfluxusok $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ év}^{-1}$)

A 2.4.2-es pontban említettem, hogy az állattartás során nagy mennyiségű metán szabadul fel. A metán kibocsátást a statisztikai adatokból szerzett állatállomány számból és az egyes fajokra jellemző emisszió faktorokból állapítjuk meg. A számításokat az Országos Meteorológiai Szolgálat végezte a 2002 és 2005 közötti időszakra (NIR, 2007), amiket a statisztikai adatok alapján (KSH, 2007) a 2006-os értékekkel kiegészítettünk.

faj	állatállomány					emisszió faktor		metán emisszió				
						fermen- táció	trágya					
	M db					kg CH ₄ db ⁻¹ év ⁻¹		Gg CH ₄ év ⁻¹				
	2002	2003	2004	2005	2006			2002	2003	2004	2005	2006
tejelő tehén	0,345	0,330	0,309	0,300	0,275	100	6,0	36,6	35,0	32,8	31,8	29,2
egyéb marha	0,431	0,428	0,424	0,420	0,428	48	4,0	22,4	22,3	22,0	21,8	22,3
bivaly	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	55	3,0	0,052	0,058	0,064	0,070	0,073
birka	1,133	1,259	1,380	1,447	1,358	8	0,19	9,28	10,3	11,3	11,9	11,1
kecske	0,096	0,094	0,085	0,078	0,081	5	0,10	490	479	434	398	413
ló	0,064	0,062	0,065	0,067	0,065	18	1,4	1 242	1 203	1 261	1 300	1 253
számár, őszvér	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	10	0,76	44	44	44	46	44
disznó	5,093	5,049	4,385	4,022	3,943	1,5	3,0	22,9	22,7	19,7	18,1	17,7
baromfi	50,78	53,34	50,30	46,22	44,47	0,015	0,078	4 723	4 960	4 678	4 298	4 136
összesen								97,7	97,0	92,3	89,7	86,2

11. táblázat: az állattartásból származó metán emisszió Magyarországon

A rizstermesztésből származó emisszió megállapítható az emisszió faktorokból és a területarányból. A rizsföldek területe Magyarországon 11 613 hektár. A rizsföldekre Le Mer and Roger (2001), a már többször idézett összefoglaló tanulmányában, 23 irodalmi adat alapján, 1 000 g CH₄ ha⁻¹ nap⁻¹ emisszió faktort ad meg, amely 365 kg CH₄ ha⁻¹ év⁻¹-nek felel meg. Ennek alapján a magyarországi rizstermesztésből eredő metán emisszió mértéke 4,2 Gg CH₄ év⁻¹.

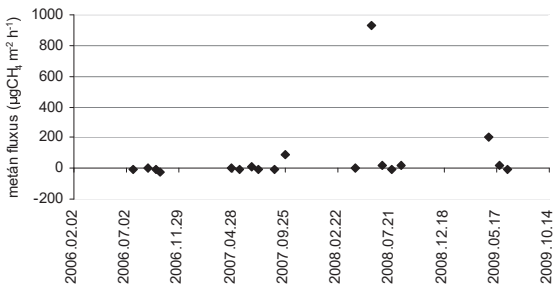
9.1.2. Magyarországi erdei talajok metángáz elnyelésére vonatkozó becslés

Az erdei talajok metán elnyelésének nagyságát a DNDC segítségével sikerült megbecsülni. Az eredmények alapján, a várakozással ellentétben, az erdőtalajok metán fluxusa a 2002-2006-os évekre igen kicsi, -1,39; -1,31; -1,26; -1,22, illetve -1,19 Gg CH₄ év⁻¹ volt. Ezek az értékek a többi metánforráshoz képest elhanyagolhatóak.

9.1.3. Magyarországi vizes élőhelyek metángáz fluxusának becslése

Ahogy arra már a 2.4.1 pontban utaltam, Bodroghözben, 2006-2009 között 19 alkalommal, 5-10 párhuzamos, kamrás méréseket végeztünk (Horváth et al., 2010a), amelyek szerint a talaj metán

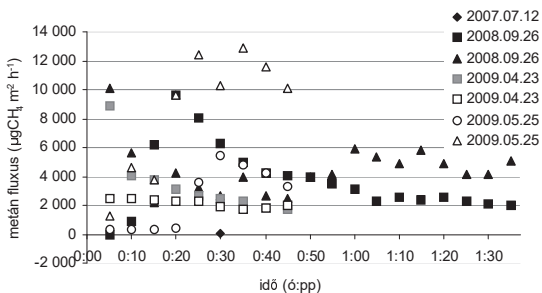
fluxusa kétirányú, átlagosan (a kiugró érték elhagyásával) $17,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ kibocsátásnak felel meg (24. ábra).



24. ábra: a metán talajfluxusa vizes élőhelyen

A Bodroγκöz négy másik területén végzett mérések alapján, az előzőekkel ellentétben, az átlagos fluxus $-6,6 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A vizsgált vízenyős terület az anaerob bomlási folyamatok miatt nettó metán kibocsátó, ellentétben a szárazabb talajú bodroγκözi területekkel, amelyek metán nyelők.

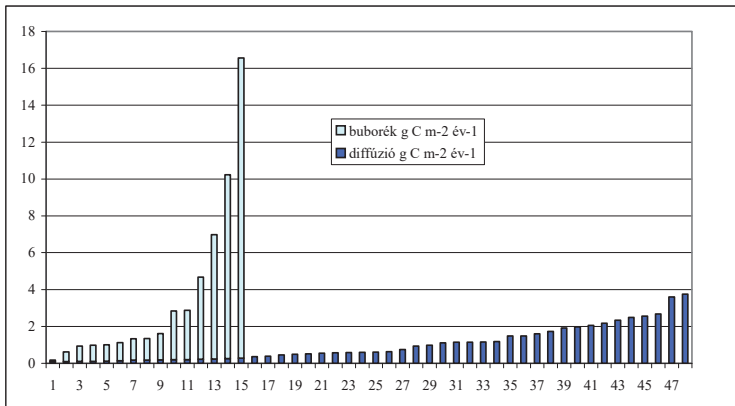
A vízfelszín metán kibocsátását négy alkalommal mértük a nyári félévben, 2-2 kamrával. A mérés során, a vízfelszínen úszó kamrákban a metán koncentrációja egy-másfél óra alatt a légköri háttértértekhez (2 ppm) viszonyítva 10-80 ppm-re emelkedett (25. ábra).



25. ábra: a metán fluxusa vízfelszín felett

A kibocsátás egy alkalommal elérte az igen magas $13 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ értéket. A számított átlagos kibocsátás $4200 \text{ } \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ volt. Irodalmi adatok szerint (Bastviken et al., 2004; Le Mer and Roger, 2001) a vizes területek átlagos metán kibocsátásai a következők: tavak: 270, mocsarak 3000, tőzeglápok 1800, erdők vizenyős talaja $720 \text{ } \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Figyelembe véve, hogy méréseinket a meleg félévben végeztük, az egyezés jónak mondható. Mindazáltal, ennek a dolgozatnak nem tárgya a vízzel borított területek üvegház hatású gáz kibocsátásának vizsgálata.

A 2.4.1 fejezetben látható irodalmi adatokból statisztikai elemzést végeztünk, amely szerint a tó felszínek területe és metán emissziója között nincs szignifikáns kapcsolat. Két kiugró értéket elhagyva (Strayer and Tiedje, 1978; Casper et al., 2000) a buborékok és diffúzió általi metán fluxusok átlagai (szórással) $3\ 385$ ($4\ 479$), illetve $1\ 111$ ($1\ 182$) $\text{mg C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$. Mivel az eloszlás közel sem normál (26. ábra), a számításainkhoz a medián értékeket használtuk: $1\ 171$ és $605 \text{ mg C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, azaz a két emissziós forma együttes mértéke $1\ 776 \text{ mg C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$, azaz $23,7 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$.



26. ábra: a tavak metánkibocsátása (15, illetve 48 irodalmi érték alapján)

Az alábbi táblázatban láthatjuk az irodalmi emisszió faktorok és a potenciális metánkibocsátó vizes-vizenyős területek arányából számított emissziókat:

kategóriák	terület	fajlagos emisszió	összes emisszió
	ha	kg CH ₄ ha ⁻¹ év ⁻¹	Gg CH ₄ év ⁻¹
Zárt lombhullató erdők, vizes talaj	110 767	63	6,98
Nyílt lombhullató erdők, vizes talaj	41 575	63	7,15
Édesvízi mocsarak	83 563	263	22,0
Szikes mocsarak	32 619	263	8,58
Tőzeglápok kitermelés alatt	1 365	158	0,216
Természetes tőzeglápok	9 947	158	1,57
Balaton	59 500	23,7	1,41
Velencei-tó	2 600	23,7	0,062
Fertő-tó	8 200	23,7	0,194
Tisza-tó (Kiskörei-víztározó)	12 700	23,7	0,301
Tőzegbánya tavak	1 300	23,7	0,031
Egyéb, kisebb tavak összesen	16 700	23,7	0,396
összesen	380 863		48,89

12. táblázat: a vizes élőhelyek metánkibocsátása Magyarországon

A rizstermesztés, az állattartás és a vizes élőhelyek által kibocsátott metán becsült mennyisége összesen 146 Gg CH₄ év⁻¹ értéket tesz ki. Azonban a teljes magyarországi metán forgalmat módosíthatja a nem vizes talajok metán felvétele. Ezt az értéket a DNDC modellszámítások alapján becsültük meg.

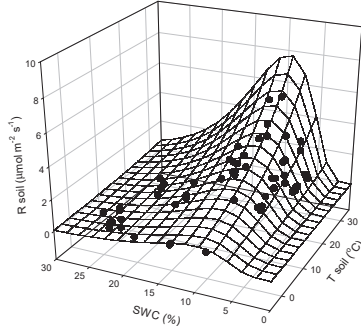
Fluxus (Gg CH₄ év⁻¹)	Állattartás	Rizstermesztés	Talaj fluxus (DNDC)	Vizes élőhely	Összesen
	92,6	4,2	-15,7	48,9	130

13. táblázat: a magyarországi metánkibocsátás

9.2. Talajok szén-dioxid fluxusa

A talajból, talajléggzéssel felszabaduló szén-dioxid mechanizmusával már foglalkoztunk a 2.5-ös alfejezetben, ahol láthattuk, hogy a gyökérlégzés és a kémiai oxidáció körülbelül fele-fele arányban járul hozzá a talajok szén-dioxid emissziójához.

Bugaci mérések eredményeit láthatjuk a 27. ábrán, amely 2003-2004 év során mért talajléggzés értékeket adja meg a talajnedvesség (SWC) és a talajhőmérséklet (Ts) függvényében (Nagy et al., 2010). Minden egyes pont 3 mérés átlaga. A talajléggzés mérése vegetációval borított felszínen, a zöld növényi részek eltávolítása után 1-1,5 órával (sebzési légzés után, de élő gyökérzet mellett) történt.



27. ábra: 2003-2004 év során mért talajlégzés értékek talajnedvesség (SWC) és a talajhőmérséklet (T_s) függvényében, minden egyes pont 3 mérés átlaga

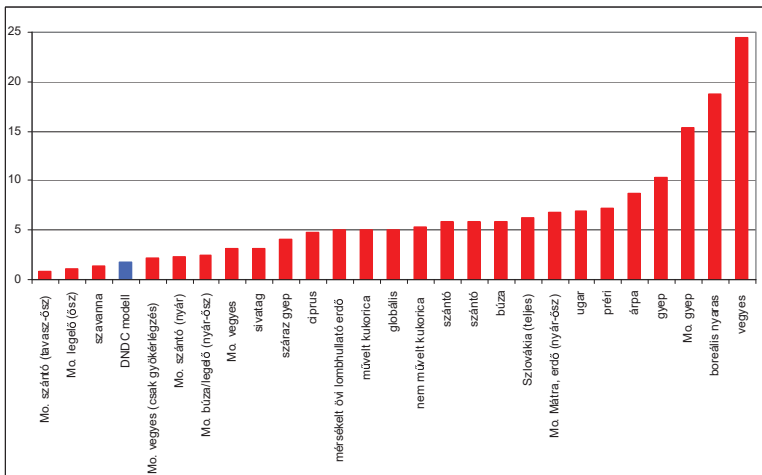
Az illesztés egyenlete:

$$R_s = 1,40027 * \exp(0,488938 * T_s) * \exp\left(-0,5 * \left(\frac{\ln \frac{SWC}{9,882349}}{0,499967}\right)^2\right)$$

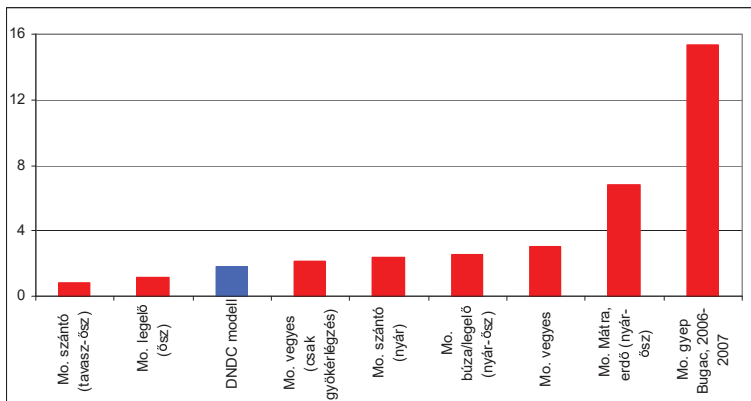
- $n=57$
- $R_{sqr} = 0.56880072$
- $P < 0.0001$ minden paraméterre
- R_s ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2/\text{s}$)
- T_s ($^\circ\text{C}$)
- SWC (térfogat %)

Az összes, Magyarországon mért szén-dioxid talajfluxust mérőhelyenként a 30-33. ábrák mutatják, illetve a 34. ábra foglalja össze. A mérések egytől-egyig gyeves felszínek, erdők és egyéb természetes felszínek fölött történtek (Nagy et al., 2010). A mérési eredmények átlagolása az úgynevezett „gap-filling” nélkül történt (figyelmen kívül hagyva a mérések egyenetlen eloszlását az év során). Az átlag $12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ értéket ad. Ez az érték jóval nagyobb, mint a hasonló felszínekre (erdő,

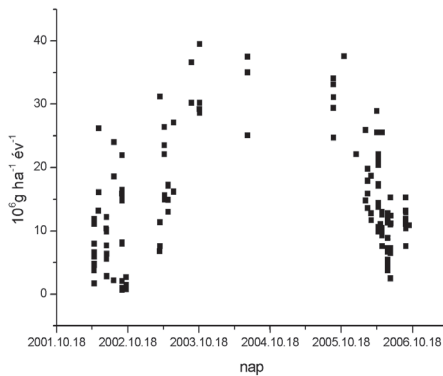
gyep) modellezett fluxusok (28. és 29. ábra). Ennek oka még felderítésre vár, valószínűleg szén-dioxid talajfluxus szempontjából a vizsgált területek egy állomás (Isaszeg, löszgyep) kivételével nem reprezentatívak Magyarországra, illetve befolyásolhatja az eredményeket, hogy a méréseket főleg a meleg évszakokban végezték.



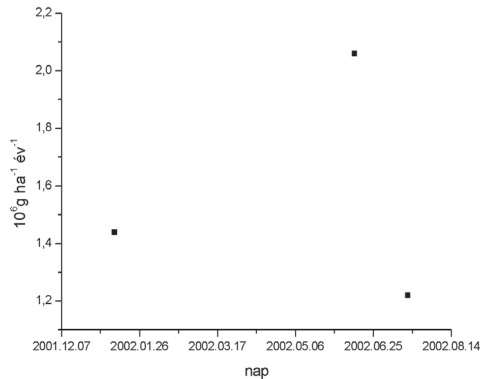
28. ábra: néhány irodalmi és hazai mért szén-dioxid talajfluxus $t C ha^{-1} év^{-1}$ -ben



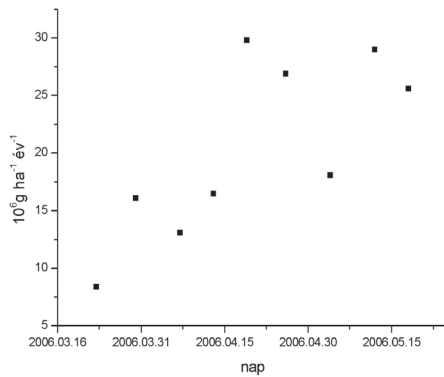
29. ábra: magyarországi szén-dioxid talajflurux mérések eredményei $t C ha^{-1} év^{-1}$ -ben



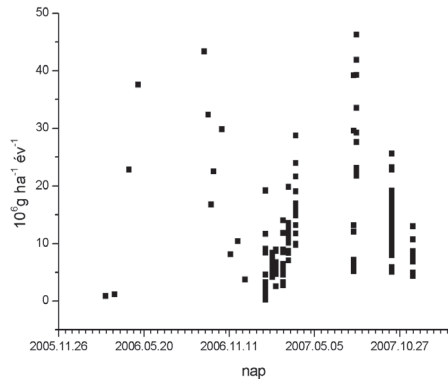
30. ábra: Bugacon mért szén-dioxid talajfluruxok mérési eredménye ($t C ha^{-1} év^{-1}$)



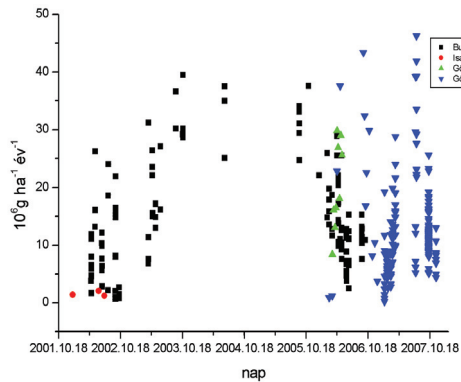
31. ábra: Isaszegen mért szén-dioxid talajfluxusok mérési eredménye ($t C ha^{-1} év^{-1}$)



32. ábra: Gödöllő, tölgyesen mért szén-dioxid talajfluxusok mérési eredménye ($t C ha^{-1} év^{-1}$)



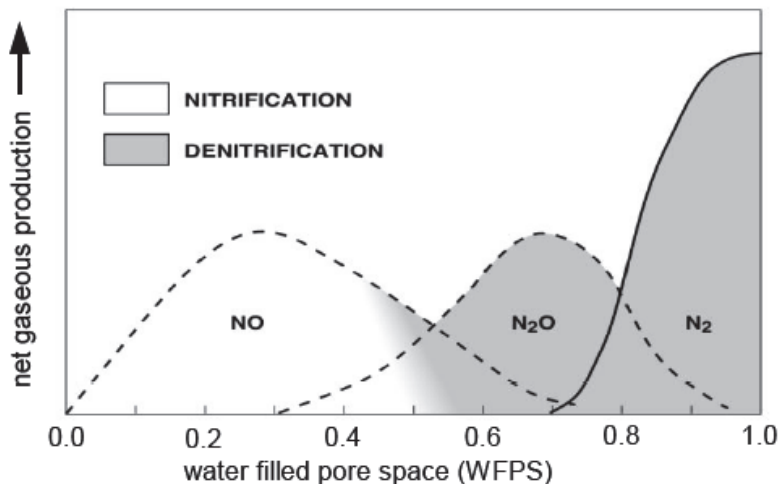
33. ábra: Gödöllő, lőszgyepen mért szén-dioxid talajfluxusok mérési eredménye ($t C ha^{-1} év^{-1}$)



34. ábra: egyes szén-dioxid talajfluxusok mérési eredményének összesítése ($t C ha^{-1} év^{-1}$)

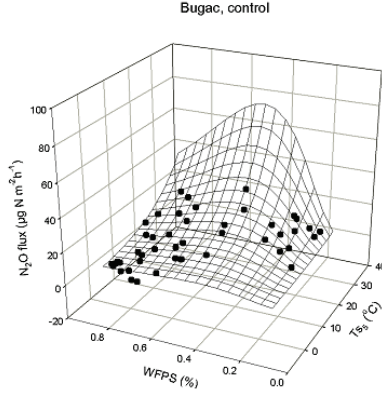
9.3. Talajok dinitrogén-oxid fluxusa

Amint arról már a 2.3-as alfejezetben írtam, a talajokban lejátszódó nitrifikációs-denitrifikációs folyamat egyik közterméke a dinitrogén-oxid (N_2O). Ez a hosszú tartózkodási idejű gáz (~ 120 év), amely nem túl reakcióképes, a talajból szabadul fel (Firestone and Davidson, 1989). A kibocsátásának mértékét a talajok hőmérséklete, víztartalma, nitrogén- és szervesanyag tartalma egyaránt befolyásolja.



35. ábra: a talaj relatív víztelítettsége és a nitrogén nyomgázok kibocsátása közötti összefüggés

Mint azt már a 2.3 fejezetben is említettem, a talaj relatív víztartalma jelentősen befolyásolja a dinitrogén-oxid gáz keletkezését és ezáltal az emissziót. Száraz talajoknál a nitrifikáció dominál és NO keletkezik, amíg igen nedves talajok esetén, bár denitrifikációs folyamatok játszódnak le a talajban, nem N_2O , hanem N_2 gáz szabadul fel. Ennek oka, hogy a dinitrogén-oxid $0,15$ g/l mértékben oldódik vízben. Vizes talajoknál az N_2O a talajban marad, redukció játszódik le és N_2 keletkezik (Kirkman, 2001, adapted from Davidson, 1991). A hőmérséklet ugyancsak komoly hatással van az N_2O keletkezésére. A talaj relatív víztelítettsége és a hőmérséklet hatása a dinitrogén-oxid emisszióra a 36. ábrán látható (Horváth et al., 2008).



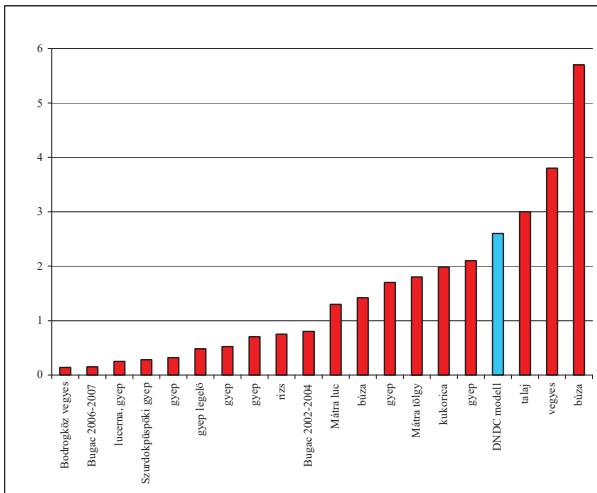
36. ábra: dinitrogén-oxid talajlégzés értékek a talaj relatív víztelítettsége (WFPS) és a talajhőmérséklet (Ts) függvényében

A fenti ábra illesztésének egyenlete:

$$SRt_{soil,5cm}, WFPS = -a_1 \exp a_2 * t_{soil,5cm} * \exp \left[-0,5 \left(\frac{\ln \frac{WFPS}{a_3}}{a_4} \right)^2 \right]$$

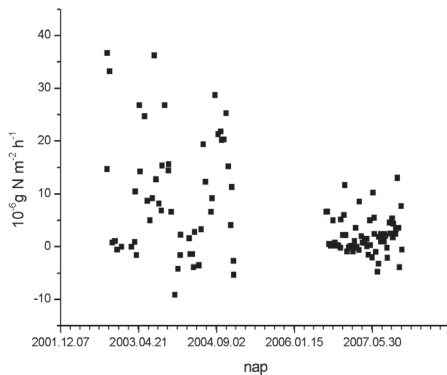
A dinitrogén-oxid esetében kétféle emisszió forrásról beszélhetünk. A talajok nitrogénbevitelének egyik forrása a szerves és szervetlen trágyázás, a legeltetés során a földfelszínre kerülő állati ürülék, a légköri ülepedés, valamint az arra képes növények (hüvelyesek, pillangósok) nitrogén megkötése. Azt az N₂O emissziót, ami ennek a következtében szabadul fel, direkt emisszióknak nevezzük. A növények számára már elérhetetlen, a gyökérszóna alatti talajvízbe jutó NO₃⁻ denitrifikációs átalakulása során keletkező dinitrogén-oxid emissziót, indirekt emisszióknak hívjuk. Fontos megemlíteni, hogy sokak szerint, a légköri nitrogén ülepedés hatása is az indirekt emisszióhoz sorolható.

Az alábbi 37. ábrán néhány, a szakirodalomban fellelhető, nemzetközi dinitrogén-oxid talajfluxust gyűjtöttünk össze a magyarországi mérésekkel együtt. A DNDC modellel számított kibocsátást kétkel jelöltük. Meg kell jegyezni, hogy a diagramban szereplő fluxusok legtöbbször nem műtrágyázott területekre vonatkoznak, de a Magyarország területére modellezett értékek esetében a műtrágyázás hatása is érvényesült.

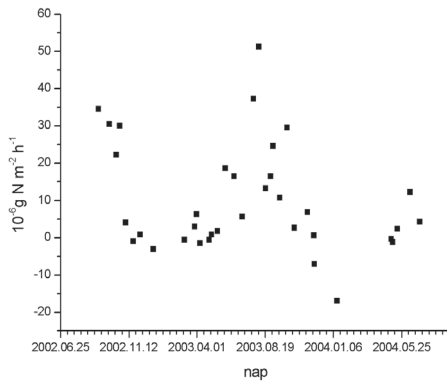


37. ábra: a DNDC modell becslése és néhány irodalmi és hazai mért dinitrogén-oxid talajfluxus kg N ha⁻¹év⁻¹-ben

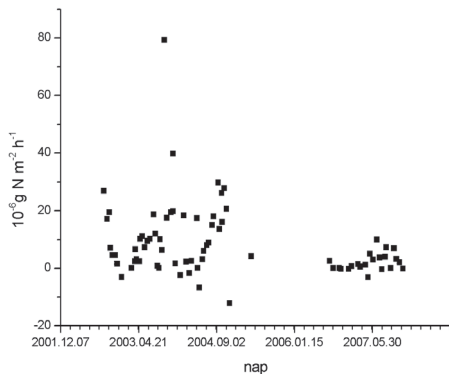
A Magyarországon általunk mért valamennyi dinitrogén-oxid talajfluxust a 38-48. ábrákon, illetve ezek összesítését a 49. ábrán láthatjuk. A mérések kivétel nélkül gyepes felszínek, erdők és egyéb természetes felszínek fölött történtek. A mérési eredmények átlaga az ún. „gap-filling” nélkül készült, - figyelmen kívül hagyva a mérések egyenetlen eloszlását az év során - 0,6 kg N ha⁻¹ év⁻¹ értéket ad.



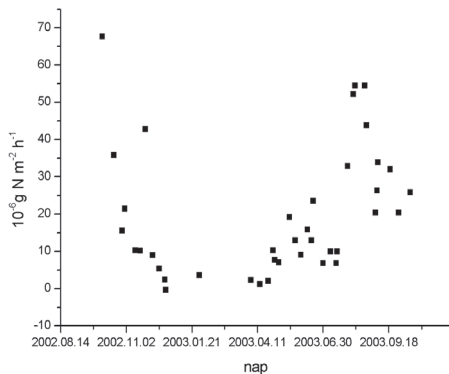
38. ábra: Bugacon mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



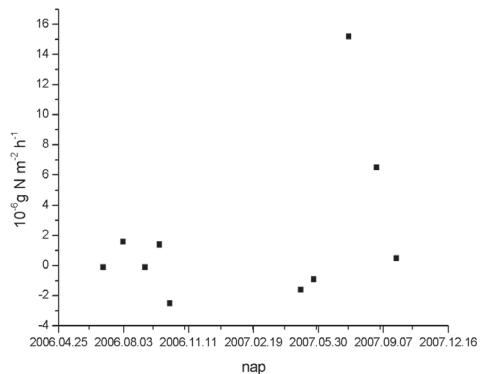
39. ábra: Isaszegen mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



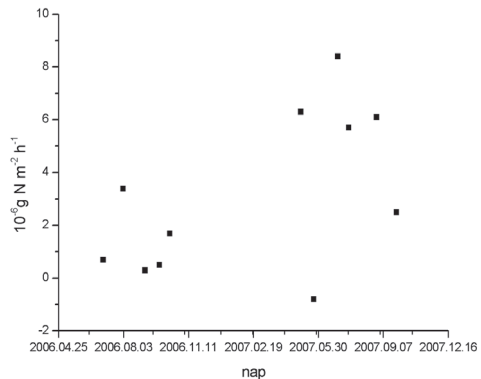
40. ábra: Gödöllőn mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



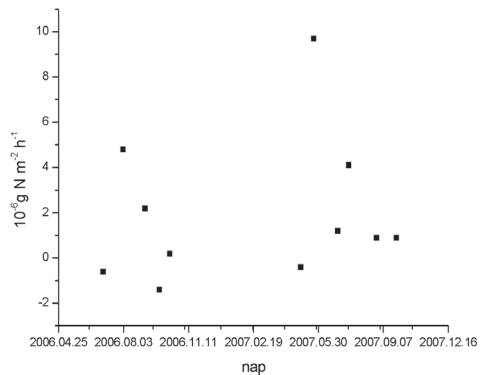
41. ábra: Nyírjesen mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



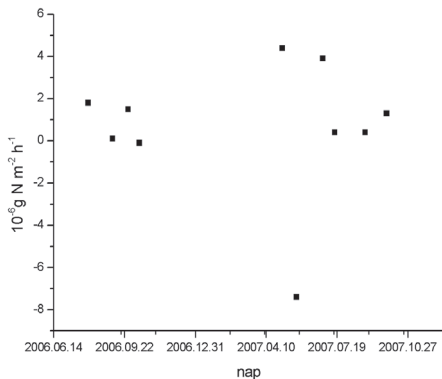
44. ábra: Tiszacsermelyen mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



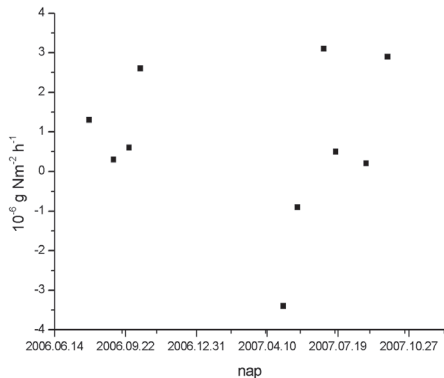
45. ábra: Cigándon mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



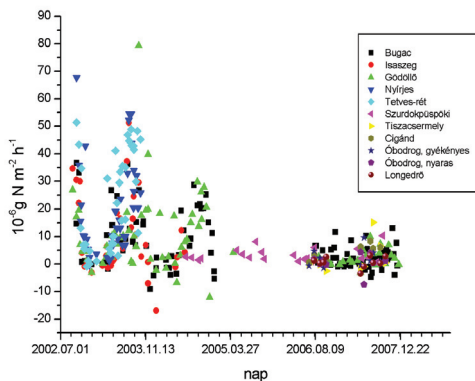
46. ábra: Óbodrog-gyékényesen mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



47. ábra: Óbodrog-nyarason mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



48. ábra: Long-erdőn mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)



49. ábra: Magyarországon mért dinitrogén-oxid talajfluxusok $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ($1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1} = 0,0876 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$)

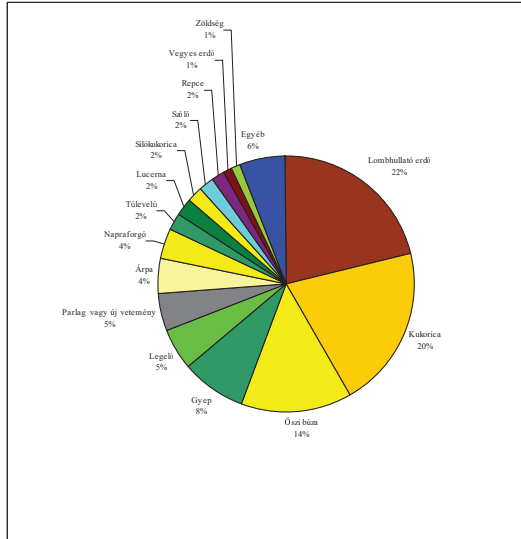
rész VII

Modellezési eredmények

10. A DNDC modellfuttatás eredményei

A DNDC modell egy szabadon felhasználható, de nem nyílt forráskódú program. Ennek következtében a forráskód finomítása, magyarországi körülményekhez igazítása, kalibrálása nem történt meg. A mérési eredményekkel, illetve az azokból számított adatok segítségével lehetőség volt validálni a modellt. A DNDC kimeneti adata minimum és maximum fluxus értékeket ad. Ezeket az adatokat összehasonlítva a mért adatokkal arra jutottunk, hogy a szén-dioxid, a metán és a dinitrogén-oxid esetében a minimum értékek állnak közelebb a mért fluxusokhoz, ezért a közölt eredmények minden esetben a modell által számított minimum értékek lesznek. Emiatt további kalibrációra nem volt szükség.

A DNDC modell a magyarországi művelt (szántóföldek, gyepek, erdők) területeket kezeli, amely 7,88 millió hektárt tesz ki. Ebben nincsenek benne a művelés alól kivont területek: lakott területek, utak, ipari létesítmények és a felszíni vizek. A Magyarország területén megtalálható különböző felszín típusok relatív gyakoriságát a 50. ábra mutatja.



50. ábra: különböző felszíntípusok előfordulása Magyarországon

A DNDC modell egyik sajátossága, hogy a művelési stratégiát bemeneti adatként igen részletesen be lehet állítani. Mivel az egyes cellákban található különböző földtípusokon végzett pontos művelésre vonatkozó információk (pl. cellánként a szántás, vetés, tárcsázás, aratás, műtrágyázás, stb.) nem állnak rendelkezésre, ezért bemeneti adatként egy átlagos művelési stratégiát feltételeztünk egész Magyarország területére. Ezeknek a bemeneti adatoknak egy részét a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet segítségével határoztuk meg, az adatok másik része a modell európai felhasználásának inputjaként eleve adottak voltak, ezeken nem változtattunk. Az üvegház hatású gázok fluxusának szempontjából az egyik legfontosabb paraméter a műtrágya felhasználás, amelyet a következőképpen vettünk figyelembe a legfontosabb felszíntípusok esetén (gyepek és erdőszült területek műtrágyázása nincs beállítva a modellben):

- kukorica 140 kg N ha⁻¹ műtrágya április 1-én
- őszi búza 40-80 kg N ha⁻¹ műtrágya november 1-én, illetve február 1-én

- napraforgó 140 kg N ha⁻¹ műtrágya május 1-én
- árpa 100 kg N ha⁻¹ műtrágya június 1-én.

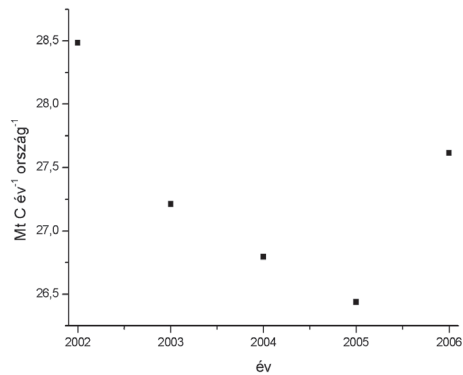
10.1. A magyarországi mezőgazdasági és erdő talajok üvegház gáz fluxusa a DNDC modell szimulációja alapján

A DNDC modellt 2002-2006 évekre futtattuk. A szimuláció során a bemeneti paraméterek közül egyedül a meteorológiai értékeket változtattuk. A modelfuttatás eredményeként kapott szén-dioxid, dinitrogén-oxid emissziók és a metán elnyelések a 14. táblázatban, illetve az 51-53. ábrákon láthatók. A 2002-2006 évek közötti öt éves időszakban a metán elnyelése jelentéktelen, a szén-dioxid kibocsátáshoz képest három nagyságrenddel kisebb.

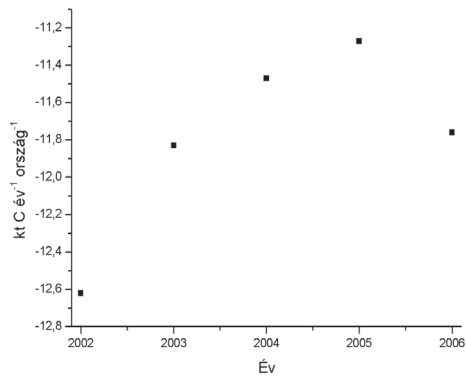
A táblázat utolsó oszlopában az 1961-1990 közötti évek átlagos hőmérsékleti és csapadékviszonyaival futtatott modelleredményeket látjuk. Eszerint, ha nem lennének évek közötti és szezonális, havi, stb. ingadozások a különböző évek csapadék- és hőmérséklet-viszonyai között, a szén-dioxid kibocsátás körülbelül a fele lenne, a dinitrogén-oxid emisszió pedig több mint 30 százalékkal lenne kisebb a jelenlegi értékeknél.

		2002	2003	2004	2005	2006	átlag 2002-006	1961-990
szén-dioxid	Mt C év ⁻¹ (±15%)	28,5±4,3	27,2±4,1	26,8±4,0	26,4±4,0	27,4±4,1	27,3±4,1	13,6±2,0
metán	kt C év ⁻¹ (±15%)	-12,6± (-1,9)	-11,8± (-1,8)	-11,5± (-1,7)	-11,3± (-1,7)	-11,8± (-1,8)	-11,8± (-1,8)	-11,3± (-1,7)
dinitrogén-oxid	kt Név ⁻¹ (±15%)	30,7±4,6	38,8±5,8	23,6±3,5	24,9±3,7	22,2±3,3	28,0±4,2	21,3±3,2

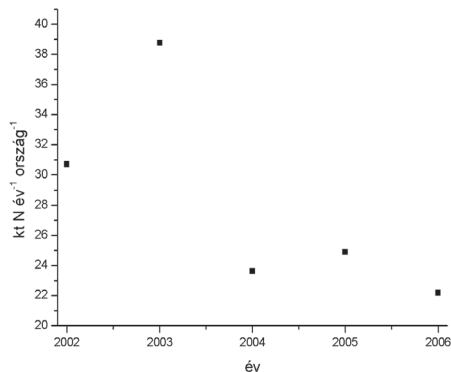
14. táblázat: az üvegház gázok magyarországi kibocsátása a DNDC modell alapján



51. ábra: az éves CO_2 kibocsátás 2002 és 2006 között a DNDC modell alapján ($Mt\ C\ év^{-1}\ ország^{-1}$)



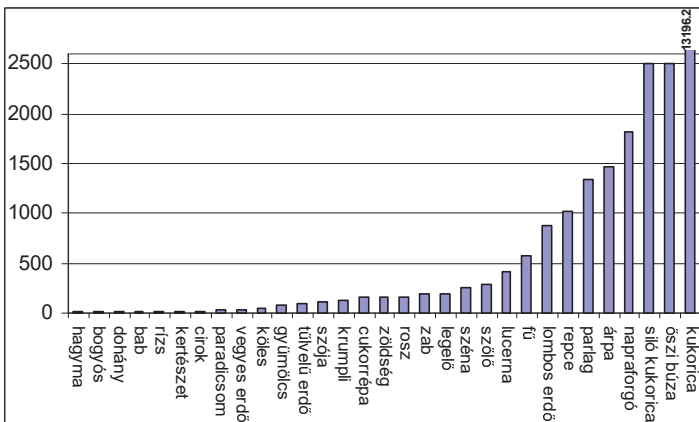
52. ábra: az éves CH_4 kibocsátás 2002 és 2006 között a DNDC modell alapján ($kt\ C\ év^{-1}\ ország^{-1}$)



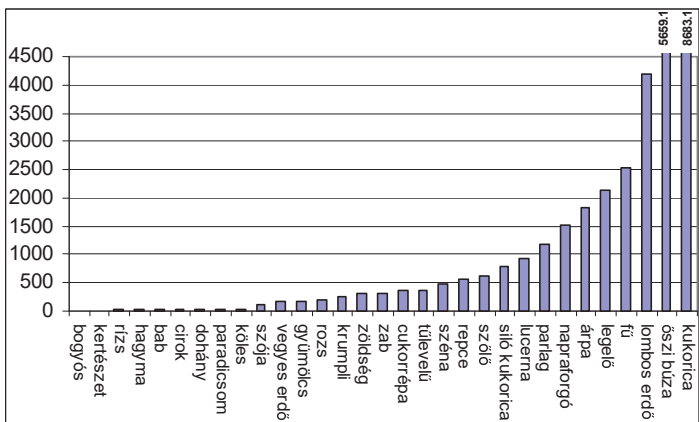
53. ábra: az éves N_2O kibocsátás 2002 és 2006 között a DNDC modell alapján ($kt\ N\ év^{-1}\ orszá⁻¹$)

Az ábrákon jól megfigyelhető, hogy a fluxusok értékei jelentősen eltérnek az egymást követő években. Ilyen rövid időskálán nem figyelhető meg olyan nagyarányú különbség, mint ami látható a 2002-2006 évek közötti adatok és az 1961-1990 évekre kapott kibocsátás esetén.

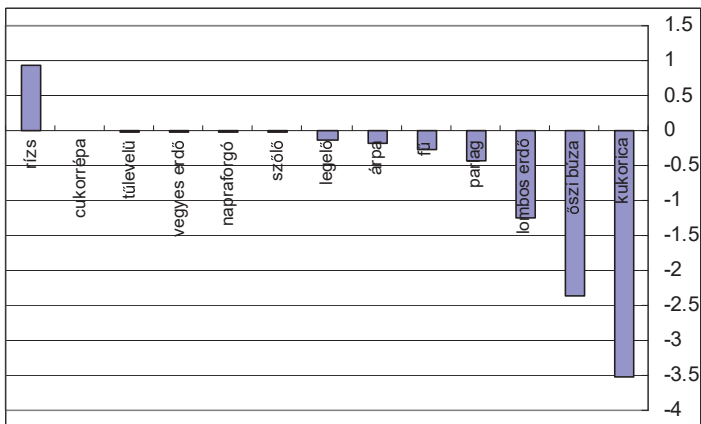
A 54., 55. és 56. ábrákon láthatjuk a talajok dinitrogén-oxid ($Mg\ N\ év^{-1}$) és szén-dioxid ($Tg\ C\ év^{-1}$) kibocsátását a DNDC modell szerint a 2002-2006-os évek átlagában. Az ábrák szerint, mind a dinitrogén-oxid, mind a szén-dioxid esetében a kukorica és az őszi búza talajemissziója dominál. E két kultúrnövény adja a mezőgazdasági művelt területek 34%-át. A lombhullató erdők, amelyek az ország területének 22%-át borítják, csak a CO_2 kibocsátásban játszanak fontosabb szerepet.



54. ábra: különféle talajok dinitrogén-oxid kibocsátása Magyarországon Mg N é^{-1} egységben a 2002-2006-os évek átlagában



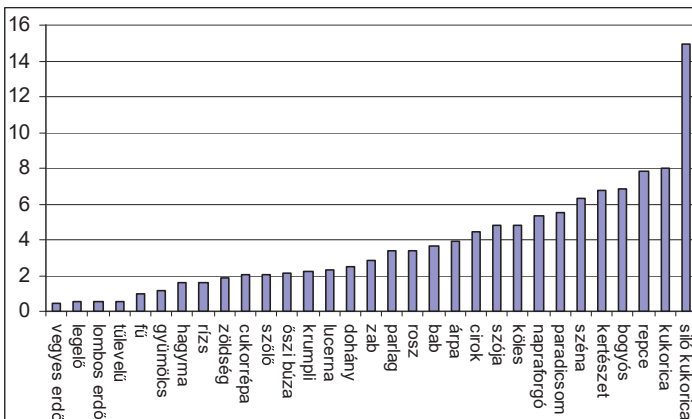
55. ábra: különféle talajok szén-dioxid kibocsátása Magyarországon Tg C é^{-1} egységben a 2002-2006-os évek átlagában



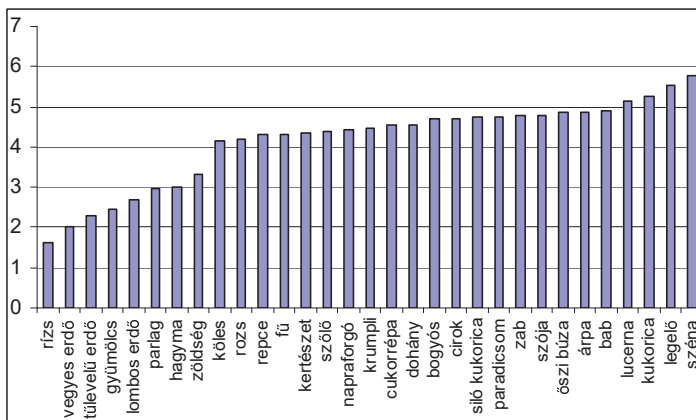
56. ábra: különféle talajok metán kibocsátása Magyarországon Mg C év⁻¹ egységben a 2002-2006-os évek átlagában

A fajlagos, 1 hektárra vonatkoztatott emissziók az 57., 58. és 59. ábrán láthatók. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy a fajlagos emissziókban a dinitrogén-oxid esetében két-három nagyságrenden belül változnak az értékek. Ezt természetesen befolyásolja a kultúrnövények műtrágyázása, ami nagymértékben megnöveli az N₂O emissziót. Megfigyelhetjük, hogy az erdők a legkisebb fajlagos kibocsátók közé tartoznak.

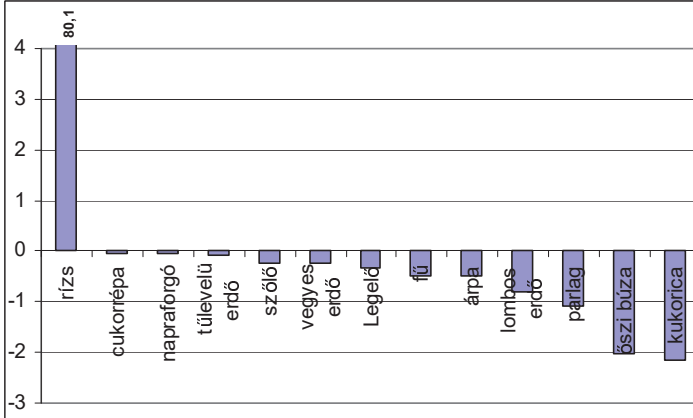
Szén-dioxid esetében a váltózás kisebb, a két szélső értéket leszámítva kevesebb, mint egy nagyságrend. Fajlagos emissziót tekintve az erdők itt is a kis kibocsátók közé tartoznak.



57. ábra: különféle talajok fajlagos dinitrogén-oxid kibocsátása Magyarországon $\text{kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ egységben a 2002-2006-os évek átlagában



58. ábra: különféle talajok fajlagos szén-dioxid kibocsátása Magyarországon $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ egységben a 2002-2006-os évek átlagában



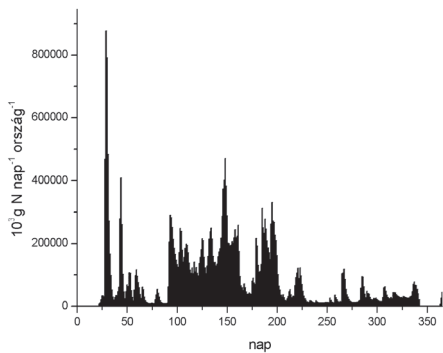
59. ábra: különféle talajok fajlagos metán kibocsátása Magyarországon $g C ha^{-1} év^{-1}$ egységben a 2002-2006-os évek átlagában

Napjainkban, tudományos körökben elfogadott tény a növekvő üvegház hatású gáz emisszió, amit ebben az esetben a DNDC modell eredményeiből is láthatunk. Ez az eredmény azt igazolja, hogy a modell használható nagyobb időskálákra vonatkozó kibocsátási értékek összehasonlítására is. A kapott eredményeket figyelmeztetésnek is tekinthetjük, hogy nemcsak az ipar és a közlekedés tekintetében kell a kibocsátás csökkentésére törekednünk, hanem a mezőgazdaság esetében is.

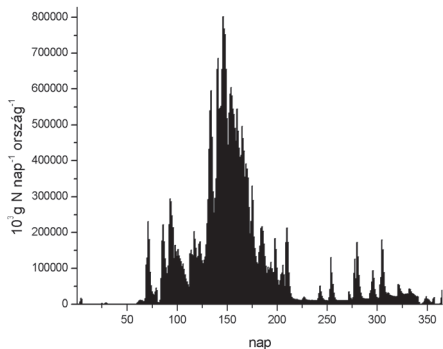
10.2. A dinitrogén-oxid kibocsátás modellezett értékei

Az alábbiakban látható ábrák bemutatják a modellezett időszakban a dinitrogén-oxid kibocsátás napi lefutásának menetét az egyes évekre. Ha az egyes évek napi fluxusait hasonlítjuk össze, láthatjuk a fluxusok menetében, hogy majdnem minden esetben, amikor tavasszal a fagyott talaj felenged, megfigyelhető egy nagy kibocsátás, ami a fagyott talajban felhalmozódó gázok hirtelen távozásának a következménye. Emellett a csapadék következtében keletkező, jelentős mennyiségű N_2O is jól látható, ami összhangban van a 35. ábrán látható összefüggéssel, vagyis, hogy a talaj víztartalma és a dinitrogén-oxid keletkezése szorosan összefügg egymással. A tavaszi olvadásokra szervezett gyakoribb manuális mintavételek nehezen megoldhatók. Az igazi megoldást az automatizált, naponta több

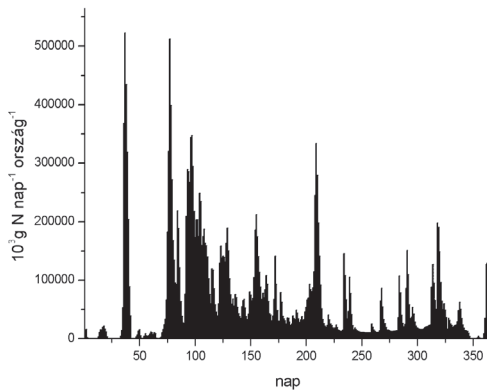
mérést végző, mérőhelyszínre telepített berendezések jelentenek, azonban ez egyelőre dinitrogén-oxid és metán esetében még nem áll rendelkezésre.



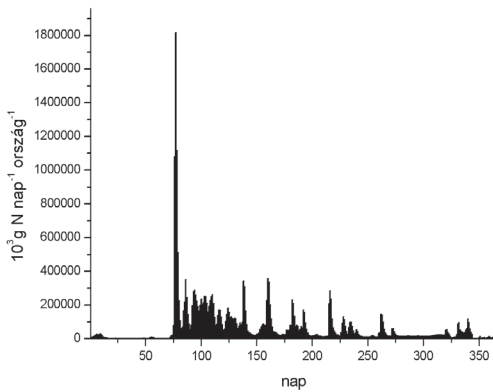
60. ábra: a modellezett dinitrogén-oxid fluxus napi értékei a 2002-es évre



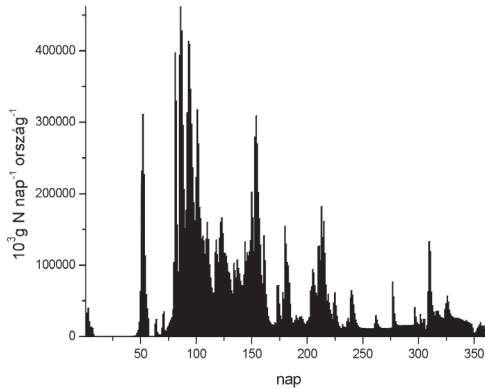
61. ábra: a modellezett dinitrogén-oxid fluxus napi értékei a 2003-as évre



62. ábra: a modellezett dinitrogén-oxid fluxus napi értékei a 2004-es évre



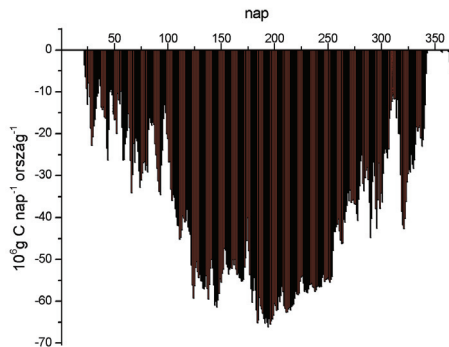
63. ábra: a modellezett dinitrogén-oxid fluxus napi értékei a 2005-ös évre



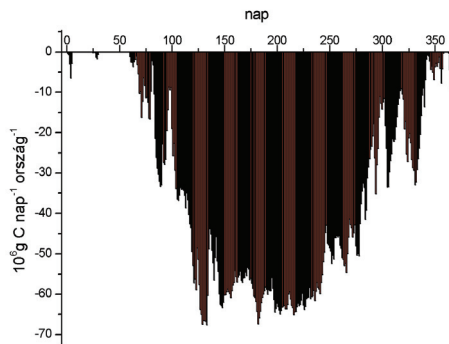
64. ábra: a modellezett dinitrogén-oxid fluxus napi értékei a 2006-os évre

10.3. A metán kibocsátás modellezett értékei

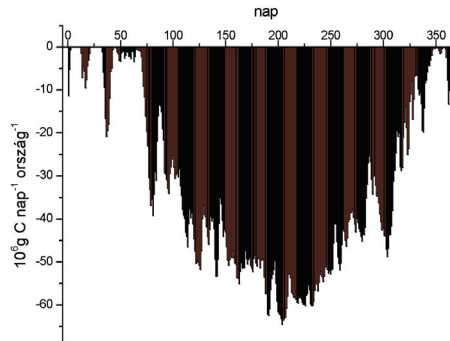
A metán esetében a DNDC modell, a valóságnak megfelelően, igen kicsi értékeket becsült, azonban ezek számos esetben a mért értékek alá estek. A metán kibocsátás, illetve elnyelés pontos meghatározását nehezíti a kimutatási határhoz közeli mennyiség. A modell által adott értékek az országos fluxust adják meg napi bontásban, amiből jól látható, hogy a magyarországi talajok milyen mértékben nyelik el a metánt.



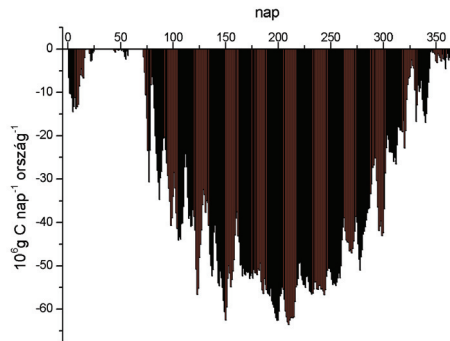
65. ábra: a modellezett metán fluxus napi értékei a 2002-es évre



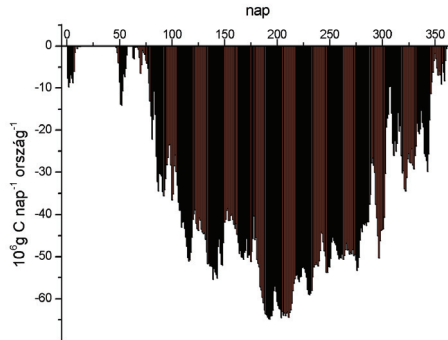
66. ábra: a modellezett metán fluxus napi értékei a 2003-as évre



67. ábra: a modellezett metán fluxus napi értékei a 2004-es évre



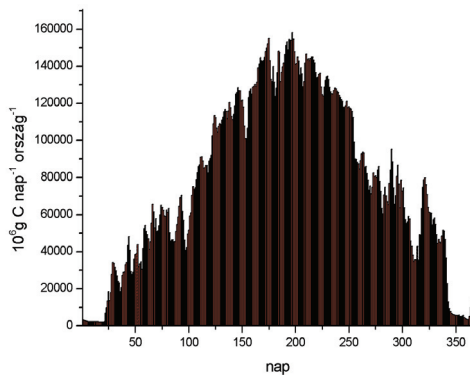
68. ábra: a modellezett metán fluxus napi értékei a 2005-ös évre



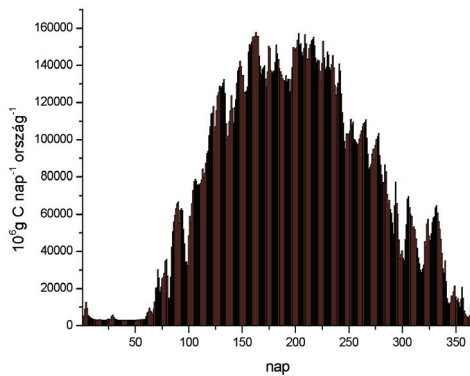
69. ábra: a modellezett metán fluxus napi értékei a 2006-os évre

10.4. A szén-dioxid kibocsátás modellezett értékei

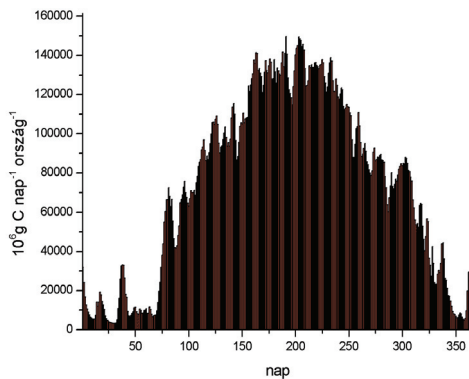
A talajban számos olyan folyamat játszódik le, aminek eredményeképpen nagy mennyiségű szén-dioxid szabadul fel. A DNDC modell ebben az esetben igen nagy emissziós értékeket ad, amiből azonban önmagában semmiképpen sem szabad következtetni a növénytakaró felett mérhető CO_2 koncentrációra, mivel az eredmények kizárólag a talajfluxusra vonatkoznak. A növénytakaró felett mérhető szén-dioxid koncentrációt nagymértékben befolyásolja a növények szén-dioxid felvétele, illetve leadása is. A szimulált értékek az országos emissziót adják meg napi bontásban. Az antropogén CO_2 kibocsátás mellett, a mezőgazdasági talajemisszió is igen jelentős mennyiség.



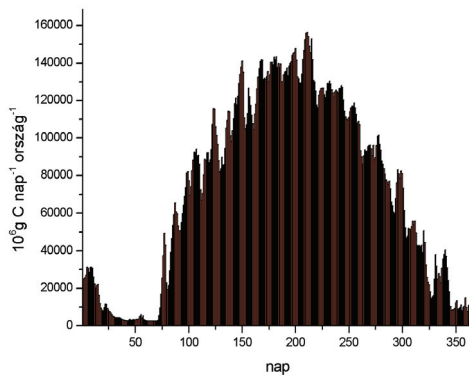
70. ábra: a modellezett szén-dioxid fluxus napi értékei a 2002-es évre



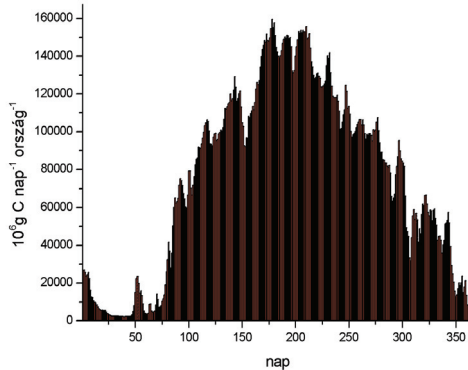
71. ábra: a modellezett szén-dioxid fluxus napi értékei a 2003-as évre



72. ábra: a modellezett szén-dioxid flurus napi értékei a 2004-es évre



73. ábra: a modellezett szén-dioxid flurus napi értékei a 2005-ös évre



74. ábra: a modellezett szén-dioxid fluxus napi értékei a 2006-os évre

10.5. Művelési stratégia, éghajlatváltozás hatása a kibocsátásra

A művelési ág változtatásának hatását (gyep, erdő, szántó) - természetesen szem előtt tartva, hogy a modellezési eredmények alapján csak egy becslést készíthetünk - a DNDC modell segítségével is tanulmányozhatjuk, mégpedig úgy, hogy olyan cellákat keresünk, amelyekben mindhárom művelési ág megtalálható. Erre mutat egy példát a 15. táblázat, amely egy, az Alföldön található cella körülményeit mutatja be. A választást azért korlátozzuk inkább sík területre, mert egy hegyvidéki cella esetén nehezebben változtathatók a művelési ágak, hiszen egy nagy lejtőszögű terület esetében valószínűleg nem alakítanak ki szántót. A művelési ág változtatásának hatása a minta-cellánál, talán az erdők esetében a legszembetűnőbb. Amíg gyep - szántó váltásakor a dinitrogén-oxid kibocsátás megnő, a szén-dioxidé csökken, vagyis nagyjából kiegyenlítik egymást, addig az erdők esetében jelentős változást láthatunk. A dinitrogén-oxid esetén 1 nagyságrendnyi, szén-dioxid esetén 2-3-szoros emisszió csökkenés várható a szántók és gyepek emissziójához képest.

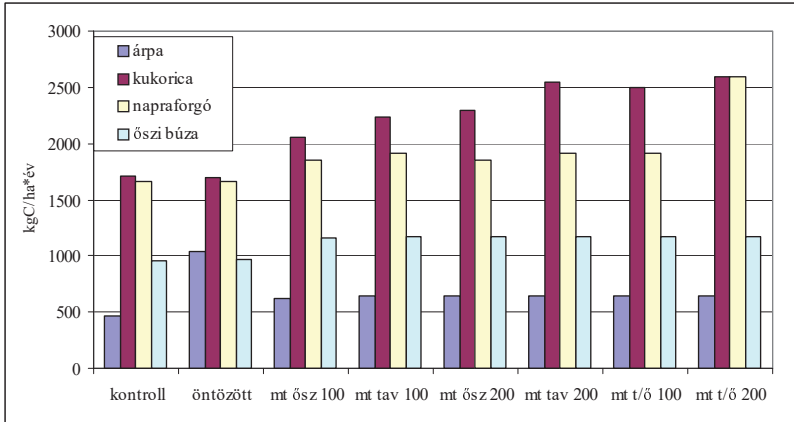
		gyep	szántó	erdő
N ₂ O	kg N ha ⁻¹ év ⁻¹ ± 15%	1,39±0,2	1,77±0,3	0,12±0,02
CO ₂	Mg C ha ⁻¹ év ⁻¹ ± 15%	2,64±0,4	1,97±0,3	1,07±0,2

15. táblázat: a művelési ágak változásának hatása a talajemisszióra egy adott alföldi cella esetén

A különböző művelési ágak vizsgálatát, ezen belül az öntözés és a műtrágyázás hatását is lehetséges a DNDC modell segítségével tanulmányozni. Ehhez a vizsgálatához a modellt az úgynevezett spot futtatás üzemmódban használtuk és a 2002-2006 évekre a kontroll (nincs öntözés, nincs műtrágyázás) helyzethez képest napi 5 mm csapadéknak megfelelő öntözést szimuláltunk, május közepe és június közepe között 30 napon keresztül, búzára és árpára, valamint napi 2,5 mm csapadéknak megfelelő öntözést júliusban és augusztusban, 60 napig, kukoricára és napraforgóra. Ez összesen 150 mm csapadéknak megfelelő öntözést jelent mind a négy állományra. A műtrágyázás hatásának vizsgálatához a következő beállításokat végeztük el:

- 100 kg N ha⁻¹ április közepén (mt tav 100)
- 100 kg N ha⁻¹ október közepén (mt ősz 100)
- 100-100 kg N ha⁻¹ április közepén és október közepén (mt t/ő 100)
- 200 kg N ha⁻¹ április közepén (mt tav 200)
- 200 kg N ha⁻¹ október közepén (mt ősz 200)
- 200-200 kg N ha⁻¹ április közepén és október közepén (mt t/ő 200).

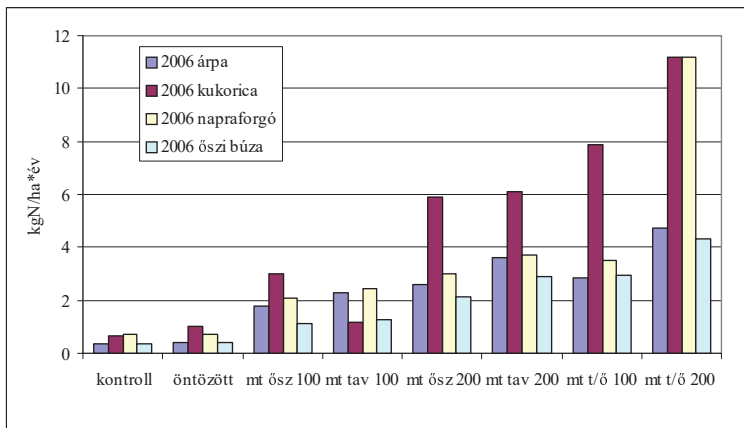
Meg kell jegyezni, hogy a spot futtatás egy kiválasztott cellában történt, ami nem tükrözi az egész ország talaj-, klíma- és egyéb viszonyait, amelyek a kibocsátást befolyásolják. Emiatt a talajemissziók eltérők a 54., illetve 55. ábrákon láthatóktól.



75. ábra: az öntözés és a műtrágyázás hatása a talajok szén-dioxid kibocsátására a legfontosabb vetemények esetén

A 75. ábrán jól látható, hogy a szén-dioxid emisszióját a jelentős mennyiségű műtrágya csak kis mértékben befolyásolta. Az öntözés (az árpa kivételével) szintén nem növeli jelentős mértékben a CO₂ talajemissziót.

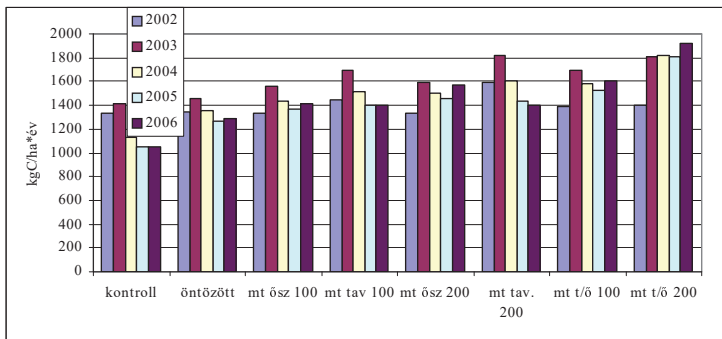
A dinitrogén-oxid esetében azonban, már más hatása van a fentebb említett folyamatoknak. A nitrogén műtrágyázás, nagyjából a felhasznált műtrágya mennyiségének arányában, egy nagyságrenddel növelte meg a talaj dinitrogén-oxid emisszióját. Ezzel szemben az öntözés nincs különösebb hatással a talaj N₂O kibocsátására.



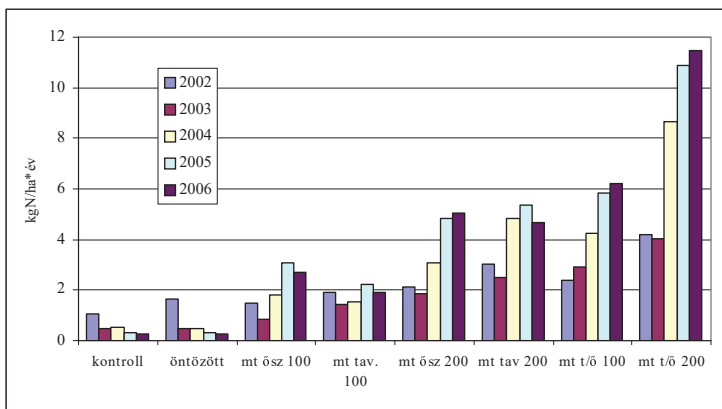
76. ábra: az öntözés és a műtrágyázás hatása a talajok dinitrogén-oxid kibocsátására a legfontosabb vetemények esetén

Az időjárás szempontjából nézve, a 2002-2006 közötti öt év, igen nagy különbségeket mutat. Voltak rendkívül száraz évek, csapadékos évek, meleg és hűvös nyarak, valamint enyhe és kemény telek is. Ahogy a 77. és a 78. ábra is mutatja, az időjárási tényezők a talajfluxusokra is hatással voltak. Az előzőekhez hasonlóan a hőmérséklet, illetve a csapadékviszonyok elsősorban a dinitrogén-oxid talajemissziót befolyásolták.

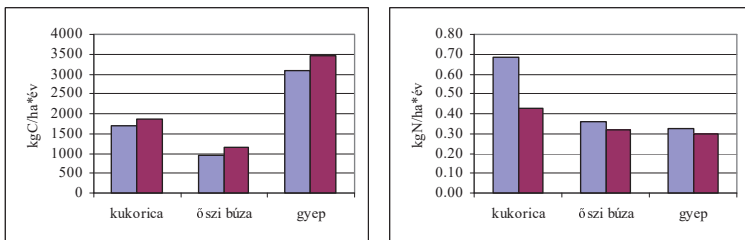
A lehetséges klímaváltozás hatását a leggyakrabban előforduló termények (kukorica, őszi búza, gyep) talajainak szén-dioxid és dinitrogén-oxid kibocsátására úgy becsültük meg, hogy a DNDC modell spot futtatása során, a sokéves átlaghoz képest, évi 100 mm csapadékhiányt és 2 °C hőmérséklet emelkedést vittünk be, egyenletes éves eloszlásban. A 79. ábra mutatja ennek hatását (bordó, jobb oldali oszlopok) a kontrollhoz (kék, baloldali oszlopok) képest. Az ábrák alapján, a talajok szén-dioxid kibocsátása a modell szerint kismértékben nő a feltételezett klímaváltozás hatására, amíg a dinitrogén-oxid esetében ezzel ellentétes hatás, csökkenés várható.



77. ábra: az öntözés és a műtrágyázás hatása a talajok szén-dioxid kibocsátására a legfontosabb vetemények esetén, a különböző években



78. ábra: az öntözés és a műtrágyázás hatása a talajok dinitrogén-oxid kibocsátására a legfontosabb vetemények esetén, a különböző években



79. ábra: az esetleges klímaváltozás hatása a talajok szén-dioxid (bal oldali diagram), illetve dinitrogén-oxid (jobb oldali diagram) kibocsátására (barna oszlopok) a kontrollhoz képest (kék oszlopok)

rész VIII

Az eredmények összegzése

11. Az üvegház hatású gázok mérlege

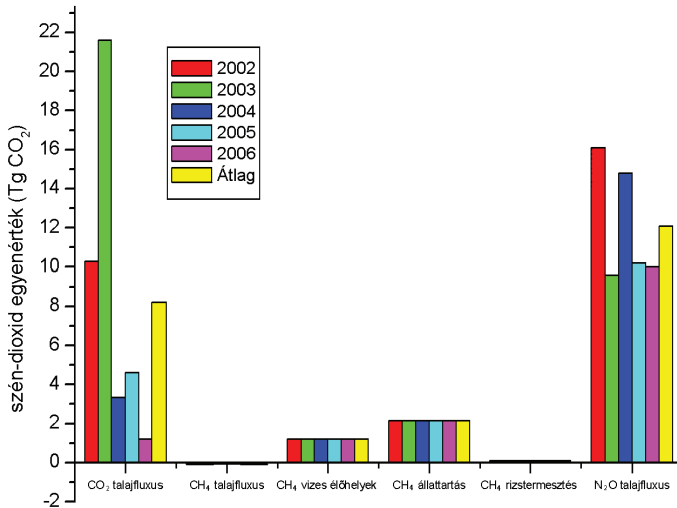
A magyarországi mezőgazdasági és erdőszült területek teljes üvegház gáz kibocsátását a 15. táblázat és a 80. ábra foglalja össze. A mezőgazdasági kibocsátás természetesen tartalmazza a művelt területeket, a parlagot, a gyepet, a legeltetett gyepet, valamint az erdők talajának üvegház gáz fluxusát. Ezen felül a vizes élőhelyek és az állattartás kibocsátásáról is adatokat közlünk.

A metánra vonatkozó, nem talajfluxusok becslése a 9.1-es fejezetben található. A dinitrogén-oxid, a metán, illetve a szén-dioxid talajfluxusát a DNDC modell futtatása alapján sikerült megbecsülni. A szén-dioxid adatok esetében meg kell említeni, hogy a DNDC modell kizárólag a talajkibocsátást modellezi. Ez egy igen magas érték, ami önmagában összevethető az ipari CO₂ kibocsátással. Azonban ne feledkezzünk meg arról, hogy a növényzet szén-dioxid felvétele általában felülmúlja a talaj kibocsátását. Ugyan a két folyamat (talajkibocsátás, növényfelvétel) nincs egyensúlyban, de a nettó szén-dioxid fluxus az egyes években egyensúly közeli. A 16. táblázatból jól látható, hogy ennek következtében a talajok dinitrogén-oxid emissziója döntő szerepet játszik. Az összes üvegház gáz

kibocsátásnak több, mint felét teszi ki. Ennek mértékét a műtrágya felhasználás növekedése is nagymértékben befolyásolhatja.

Fluxus (Tg CO₂ ± 15%)	2002	2003	2004	2005	2006	átlag
CO ₂ talaj fluxus (DNDC modell alapján)	105±16	100±15	98±15	97±15	101±15	100±15
CH ₄ talajfluxus (DNDC modell alapján)	-0,42±(-0,063)	-0,39±(-0,059)	-0,38±(-0,057)	-0,38±(-0,057)	-0,39±(-0,059)	-0,39±(-0,059)
CH ₄ vizes élőhelyek (statisztikai adatok alapján)	1,22±0,18	1,22±0,18	1,22±0,18	1,22±0,18	1,22±0,18	1,22±0,18
CH ₄ állattartás (statisztikai adatok alapján)	2,16±0,32	2,16±0,32	2,16±0,32	2,16±0,32	2,16±0,32	2,16±0,32
CH ₄ rizstermesztés (statisztikai adatok alapján)	0,11±0,017	0,11±0,017	0,11±0,017	0,11±0,017	0,11±0,017	0,11±0,017
N ₂ O talajfluxus (DNDC modell alapján)	14,4±2,2	18,2±2,7	11,1±1,7	11,7±1,8	10,4±1,6	13,2±2,0
összes üvegházgáz	122±18	121±18	112±17	112±17	115±17	116±17

16. táblázat: Magyarország mezőgazdasági és erdőszült területére, valamint az állattartásra vonatkozó üvegház gáz fluxusok szén-dioxid egyenértékben (100 éves időkálán)



80. ábra: Magyarország mezőgazdasági és erdőszült területeinek, valamint az állattartásának üvegház gáz fluxusa szén-dioxid egyenértékben

A 10.5-ös alfejezetben látható, hogy a DNDC modell válasza a 2 °C fokos hőmérséklet növekedésre, illetve a 100 mm éves csapadékhiányra a kontrollhoz képest, a dinitrogén-oxid esetében emisszió csökkenést, a szén-dioxidnál emisszió növekedés eredményezett. A 2002-2006-os évek hőmérséklet és csapadék viszonyai meglehetősen eltérőek voltak. Jó példa erre a 2003-as, rendkívül csapadékszegény év. A talajemisszió és az időjárási körülmények közötti összefüggést megfigyelhetjük a 16. és 17. táblázat adatai alapján is. A 17. táblázatban látható, hogy a 2002-2006-os évek esetében, az egész Magyarország területére vonatkozó átlaghőmérséklet csak kis mértékben változott az öt éves, illetve a 30 éves átlaghoz képest. Ezzel szemben nagy különbségek láthatók a csapadékösszegekben. A meteorológiai hatások az emisszióra - a csökkenő dinitrogén-oxid és a növekvő szén-dioxid kibocsátás a melegebb, szárazabb években - tisztán nem mutatkoznak meg a 14. táblázatban. Ennek oka lehet egyrészt, hogy a szélsőséges klimatikus viszonyok a valóságban évszakonként nem egyenletesen jelentkeznek, másrészt a hőmérsékletek között nincs olyan mértékű (2 °C) változás, mint amivel a 10.5-ös pontban a modellt futtattuk.

	2002	2003	2004	2005	2006	átlag 2002-2006	átlag 1971-2000
átlagos évi közephőmérséklet (°C)	11,2	10,3	10,0	9,6	10,3	10,3	10,2
átlagos évi csapadékösszeg (mm)	569	470	688	749	584	612	590

17. táblázat : a fontosabb meteorológiai paraméterek átlagainak változása a vizsgált évek során

Annak érdekében, hogy tisztábban lássunk a mezőgazdasági üvegház gáz kibocsátás tekintetében, érdemes összehasonlítani a kapott értékeket az ipari, energetikai kibocsátással. Az ipari termelés, a hulladék kezelés és az energiafelhasználás során, mintegy 71,6 Tg CO₂ egyenértékben kifejezett üvegház hatású gáz szabadul fel (NIR, 2007). Fontos megjegyezni, hogy a DNDC modell által szolgáltatott és a statisztikai számításokból kapott adatokat nem korrigáltuk a növények szén-dioxid felvételével, amely jelentős mértékben csökkent i a mezőgazdasági forrásból légkörbe jutó gázok mennyiségét. Ha összehasonlítjuk a növényzet szén-dioxid felvétele nélkül a számított és modellezett emissziós értékeket az ipari, energetikai kibocsátásokkal, láthatjuk, hogy a mezőgazdasági kibocsátási értékek (116 Tg CO₂ egyenérték) meghaladják az energiafelhasználási és az ipari emissziót.

12. Összefoglalás

Az üvegház hatású gázok kibocsátása, illetve ennek országokra lebontott mértéke már napjainkban is túlmutat a kutatási területeken, politikai kérdéssé vált. Rendkívül fontos, hogy a kibocsátás pontos mértékét meghatározzuk, különösen Magyarországon, ahol méréseken és modellezésen alapuló részletes vizsgálatok most először történtek. Munkánk modellezési részében, a már kidolgozott, és az EU tagok számára közzétett modellt használjuk, becslést adva a légköri üvegház gázok mezőgazdasági kibocsátására, figyelembe véve a magyarországi adottságokat. Ehhez szükség volt az eddigi kutatási eredmények összegzésére, az üvegház hatású gázok kicserélődésére irányuló hazai és nemzetközi kutatások eredményeinek áttanulmányozására. Ugyanakkor folyamatosan mérjük a két üvegház hatású gáz talaj kibocsátását, illetve becslést adunk az állattenyésztés során légkörbe került metán mennyiségére vonatkozólag.

Alkalmazott módszerek

Statikus kamrás technikával vett talajgáz minták koncentráció változását határoztam meg. Kétféle kamratípust használtam.

A talajból vett gázminták koncentrációjának meghatározásához HP 5890 Serial II gázkromatográfot használtam. A detektor az N_2O meghatározásához HP 5972 MSD volt. A metán és dinitrogén-oxid minták egyidejű méréséhez egy azonos típusú HP 5890 Serial II gázkromatográfot használtam, azonban ebben az esetben FID és ECD detektorokat használtam.

Az üvegház hatású gázok országos talajfluxusának a meghatározásához számítógépes szimulációt végeztem, amelyhez a DNDC modellt használtam.

Eredmények

Mintavételi módszert dolgoztam ki a metán és a dinitrogén-oxid talajfluxus meghatározására. A talaj feletti mintavétel a földbe előre telepített kamra-peremekre helyezett kamrákból történt. A kamrás módszer segítségével, az eltérő mintavételi időpontok során, a kamrában lévő gáz koncentráció különbségéből meghatároztam a talajfluxust. A mintavételi eljárás során gondosan evakuált mintartókat használtam a légköri háttérkoncentráció (320 ppb és 1.9 ppm) zavaró hatásának kiküszöbölésére. A metán és a dinitrogén-oxid minták egyidejű méréséhez egy HP 5890 Serial II gázkromatográfot használtam FID és ECD detektorokkal.

Az ország több pontján, a fentebb leírt mintavételi és mérési eljárást használva, a koncentráció-változások alapján a számított N_2O talajfluxusok $-1,5$ és $6,9$ $kg\ N\ ha^{-1}\ év^{-1}$ között változtak, $0,8$ $kg\ N\ ha^{-1}\ év^{-1}$ középértékkel. A mérések szórása (SD) $1,2$ $kg\ N\ ha^{-1}\ év^{-1}$.

Az ország több pontján, a fentebb leírt mintavételi és mérési eljárást használva, a koncentráció-változások alapján a számított CH_4 talajfluxusok $-6,4$ és $7,8$ $kg\ CH_4\ ha^{-1}\ év^{-1}$ között változtak, $-0,2$ $kg\ CH_4\ ha^{-1}\ év^{-1}$ középértékkel. A mérések szórása (SD) $1,6$ $kg\ CH_4\ ha^{-1}\ év^{-1}$.

Az üvegház hatású gázok országos talajfluxusának a meghatározásához számítógépes szimulációt végeztem a DNDC modell segítségével. A modelleredmények szerint Magyarországon a dinitrogén-oxid talajkibocsátása 2002-2006 évek között átlagosan $28,0 \pm 4,2$ kt N év⁻¹, amíg metán talajfluxusa ugyanerre az időszakra átlagosan $-11,8 \pm (-1,8)$ kt C év⁻¹ volt. A DNDC modell a CO₂ talajfluxusra 2002-2006-os időszakra átlagosan $27,3 \pm 4,1$ Mt C év⁻¹ értéket adott.

Mivel pontos mérések és összefoglaló irodalmi adatok nem álltak rendelkezésemre, ezért összesíttem a vizenyős területek, rizsföldek és az irodalmi adatokból származó, állattartásból eredő metán kibocsátást, valamint a talajok modellezett metán kibocsátását. Összesítve, 2002-2006 között átlagosan, CO₂ egyenértékben kifejezve (100 éves időskálán) $3,1 \pm 0,458$ Mt CO₂ fluxust adtak, amelyben az állattartás és a vizes területek dominálnak (utóbbiak esetében a kevés mérési adat miatt a becslés bizonytalan, és további vizsgálatot igényel).

Előzetes számításokat végeztem az esetleges éghajlatváltozás és a művelési stratégia változás talajkibocsátásra gyakorolt hatásának tanulmányozására. Bár a jelenség ennél részletesebb vizsgálatokat igényel, első közelítésben megállapíthatjuk, hogy az éghajlati változások N₂O esetben 31%-os talajemisszió csökkenést, amíg CO₂ esetben 27%-os talajemisszió növekedést eredményezne. Művelési ágak váltása szintén eltérően hat az egyes gázok kibocsátására. A gyepről szántóvá válásakor a dinitrogén-oxid kibocsátás megnő, a szén-dioxidé csökken. A két érték körülbelül kiegyenlíti egymást. Erdők esetében -füves, vagy mezőgazdasági területekkel összehasonlítva - jelentős a változás. Dinitrogén-oxid esetén 1 nagyságrendnyi, szén-dioxid esetén 2-3-szoros emisszió csökkenés várható a szántók és gyepek emissziójához képest.

Meghatároztam a teljes mezőgazdasági üvegház gáz kibocsátást szén-dioxid egyenértékben. Bár a szén-dioxid becslése bizonytalan, megállapítható, hogy a mezőgazdaság/erdő üvegház gáz kibocsátása (116 Mt CO₂ év⁻¹) és az összes ipari, energetikai, közlekedési, háztartási kibocsátás ($71,6$ Mt CO₂ év⁻¹) összemérhető. Hosszú időskálán feltételezhetjük, hogy a bioszféra szén-dioxid mérlege egyensúlyban van (a talaj, gyökér CO₂ emisszió és a szén-dioxid felvétel kiegyenlíti egymást). Ebben az esetben, ha összehasonlítjuk a N₂O és a CH₄ mezőgazdasági emissziót az ipari, energetikai kibocsátással ($71,6$ Mt CO₂ év⁻¹) láthatjuk, hogy annak 23%-át teszi ki.

13. Conclusion

The most important greenhouse gases of agriculture origin are the following: nitrous oxide (background concentration: 320 ppb, greenhouse effect in CO₂ equivalent: 298), methane (background concentration: 1.9 ppm, greenhouse effect in CO₂ equivalent: 25) and the carbon dioxide (background concentration: 370 ppm).

Comparing the effect of the N₂O and the CH₄ to the carbon dioxide from the agriculture soils we can state that their influence is of the same magnitude and the major source of the N₂O is the agriculture. The subject of my Ph.D. thesis is give an estimation on the soil fluxes of the greenhouse gases (methane, nitrous oxide) from the agriculture and forested soil on the basis of measurement and modeling.

Applied methods

Static chamber method was used for sampling, to detect concentration changes in the chamber during exposure. Two types of chambers were applied depending on the place and the project.

An HP 5890 Serial II. gas chromatograph was used to measure the concentration in the soil gas samples. The detector was an HP 5972 MSD for the N₂O measurement. Later an HP 5890 Serial II gas chromatograph was used combined with a FID and an ECD detector for the simultaneous measurement of N₂O and CH₄.

The DNDC (Denitrification-Decomposition) biogeochemical model was used for the evaluation of soil gas fluxes like CH₄, CO₂ and N₂O.

Results

I developed a sampling method to detect the concentration changes in closed chambers of greenhouse gases and a method to measure the mixing ratio of nitrous oxide and methane simultaneously in the vials of static chamber sampling down to the atmospheric background concentration (320 ppb and 1.9 ppm, respectively). Concentration changes were measured by a gas chromatograph combined an electron capture detector (GC-ECD) and a flame ionization detector (GC-FID).

By using the sampling and measurement methods above I determined the N₂O soil fluxes at different sites in Hungary. The calculated soil flux for N₂O varied between -1.5 and 6.9 kg N ha⁻¹ year⁻¹ with the median of 0.8 kg N ha⁻¹ year⁻¹. The standard deviation is 1.2 kg N ha⁻¹ year⁻¹. For methane the calculated soil flux varied between -6.4 and 7.8 kg CH₄ ha⁻¹ year⁻¹, with the median of -0.2 kg CH₄ ha⁻¹ year⁻¹. The standard deviation is 1.6 kg CH₄ ha⁻¹ year⁻¹. The magnitude and direction of the methane flux is mainly controlled by soil temperature and moisture.

I carried out a computer simulation for the country range estimation of GHG fluxes. The DNDC (Denitrification-Decomposition) biogeochemical model was applied for the evaluation of soil gas fluxes like CH₄, CO₂ and N₂O. Measured data were used for the model validation. The simulated N₂O, CH₄ and CO₂

average soil flux values in Hungary were the following: 28.0 ± 4.2 kt N year⁻¹, $-11.8 \pm (-1.8)$ kt C year⁻¹, 27.3 ± 4.1 Mt C year⁻¹, respectively in the years 2002-2006.

To establish the total methane balance for Hungary I used statistical data for methane fluxes for the wetland areas, rice fields and animal husbandry combined with soil flux simulation by DNDC model. The net methane emission fluxes of wetland areas, rice fields, animal husbandry and soil was 3.1 ± 0.458 Mt CO₂ equivalent in the years 2002-2006.

I made preliminary estimation for the effects of change of the climate and management activity on N₂O and CO₂ soil fluxes. The simulation showed that the effect of the predicted changes in climate parameters decreases the N₂O soil emission (-31%) but increases the CO₂ soil emission (+27%). The change in land-use is accompanied with changes in the soil gas emissions. The grass-arable change increases the N₂O, decreases the CO₂ emission, but the two effects is approximately balanced. The afforestations - compared to the grass or the arable lands - causes considerable N₂O (one order) and CO₂ (two-three orders) emission decrease.

I determined the emissions of soil greenhouse gases for the whole Hungarian agriculture/forested lands. It concluded that the total GHG emission of agriculture/forested lands expressed in carbon dioxide equivalent is 116 Mt CO₂ year⁻¹, comparable with the industrial, energetic and municipal emissions (71.6 Mt CO₂ year⁻¹). We have to note that plant uptake of CO₂ may balance the soil (autotrophic and heterotrophic) respiration of carbon dioxide on long time scale. In this case, the N₂O and the CH₄ emissions from the agriculture/forested lands share the 23% of the industrial, energetic and municipal emissions (71.6 Mt CO₂ year⁻¹). We have also to note that the rate of simulated CO₂ emission have higher uncertainty in comparison to CH₄ and N₂O.

Hivatkozások

- [1] Aslam, T., Choudhary, M.A. and Saggar, S., 2000: Influence of land-use management on CO₂ emissions from a silt loam soil in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 257-262.
- [2] Balogh, J., 2009: Gyepek szénmérleg-komponenseinek mérése és modellezése, Doktori értekezés, SZIE
- [3] Bastviken, D., Ejlertsson, J. and Tranvik, L., 2002: Measurement of methane oxidation in lakes. A comparison of methods. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3354-3361.
- [4] Bastviken, D., Cole, J. and Pace, M., 2004: Methane emission from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles* 18, GB4009.
- [5] Bielek, P., 2002: Carbon dioxide emissions from soil as an indicator of soil and natural quality. OECD Expert Meeting on Soil Organic Carbon Indicators for Agricultural Land. 15-18 October, 200, Ottawa, Canada.
- [6] Birkás M., Jolánkai M., Stingli A. és Bottlik L., 2007: Az alkalmazkodó művelés jelentősége a talaj- és klímavédelemben. "Klíma-21" füzetek 51, 34-47.
- [7] Borka, G. (2002): I. Executive Summary, Part Agriculture; II. National circumstances relevant to GHG emission, Part Agriculture; IV. Policies and measures, Part Agriculture; V. Projections and the total effects of policies and measures, Part Agriculture; VII. Financial resources and transfer of technology, Part Agriculture; IX. Education, training and public awareness, Part Agriculture. In: Hungary - 3rd National Communication for the UNFCCC (Edited by Systemexpert Consulting Ltd.). 121 p. [www.unfccc/resource/docs/natc/hunnc3.pdf], I.: 6, 7, 8; II.: 23; IV.: 49-50, 55-56; V.: 72-75; VII.: 90; IX.: 107-108.
- [8] Bowden R.D., Rullo, G., Stevens, G.R. and Steuller, P.A., 2000: Soil fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane at a productive temperate deciduous forest. *J. Environ. Qual.* 29, 268-276.
- [9] Bunt, J.S. and Rovira, A.D., 1954: Oxygen uptake and carbon dioxide evolution of heat-sterilized soil. *Nature* 173, 1242.

- [10] Butterbach-Bahl K. and Papen H., 2002: Four years continuous record of CH₄-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany, *Plant Soil*, 240, 77-90.
- [11] Casper, P., Maberly, S.C., Hall, G.H. and Finlay, B.J., 2000: Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry* 49, 1-19.
- [12] Chau, Y.K., Snodgrass, W.J. and Wong, P.T.S., 1977: A sampler for collecting evolved gases from sediment. *Water Res.* 11, 807-809.
- [13] Colbourn, P., 1992: Denitrification and N₂O production in pasture soil: the influence of nitrogen supply and moisture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39, 267-278..
- [14] Czóbel, Sz., Horváth, L., Tuba, Z., Cserhalmi, D., Péli, E., Gál, B., Szirmai, O., Nagy, J., Szerdahelyi Rabnecz, Gy., 2008: Ökofiziológiai vizsgálatok a Bodroglóközben; az éves C-, N-, és CH₄-mérleg mérése a Bodroglóköz jellemző vízi és vízparti élőhelyein. In: Tuba, Z. (ed.): *Bodroglóköz (A magyarországi Bodroglóköz tájmonográfiája)*.
- [15] Dobbie, K.E. and Smith, K.A., 2003: Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology* 9, 204-218.
- [16] Dong, Y., Zhang, S., Qi, Y. and Geng, Y., 2000: Fluxes of CO₂, N₂O and CH₄ from a typical temperate grassland in Inner Mongolia and its daily variation. *Chines Science Bulletin* 45, 1590-1594.
- [17] Dunfield P.F., Liesack W., Henckel T., Knowles R. and Conrad R., 1999: High-affinity methane oxidation by a soil enrichment culture containing a type II methanotroph, *Appl. Environ. Microbiol.*, 65, 1009-1014.
- [18] Duxbury, J. M., L. A. Harper, and A. R. Mosier (1993): Contributions of Agroecosystems to global climate change, in *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication Number 55, Madison, WI, pp.1-18.
- [19] EEA, 2000: Emissions of atmospheric pollutants in Europe, 1980-1996, EEA Report 9, 2000.
- [20] Edward, N.T., 1975: Effects of temperature and moisture on carbon dioxide evolution in a mixed deciduous forest floor. *Proc. Soil Sci. Soc. Am. J.* 39 361-365.

- [21] Fallon, R.D., Harris, S., Hanson, R.S. and Brock, T.D., 1980: The role of methane in internal carbon cycling in Lake Mendota during summer stratification. *Limnol. Oceanogr.* 25, 357-360.
- [22] Firestone, M.K. and Davidson, E.A., 1989: Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae M.O., Schimel, D.S. (eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 7-21.
- [23] Flechard, C.R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., van den Pol-van Dasselaar, A., Soussana, J. F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horváth, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leidfield, J., Fuhrer, J., Calanca, P.L., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P., Ball, B.C., Jones, S., van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceschia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F. and Grosz, B., 2007: Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 135-152.
- [24] Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI©), 2005: CORINE CLC-50 földhasználati adatbázis. http://www.fomi.hu/corine/clc50_index.html
- [25] Frank, A.B., Liebig, M.A. and Hanson, 2002: Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1235-1241.
- [26] Frank, A.B., Liebig, M.A. and Tanaka, D.L., 2006: Management effects on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland. *Soil and Tillage Research* 89, 78-85.
- [27] Gál, B., Szirmai, O., Czóbel, Sz., Cserhalmi, D., Nagy, J., Szerdahelyi, T., Ürmös, Zs., Tuba, Z. (2006) Jellegzetes gyepek és erdőtrusulások a magyarországi Bodrogtónál (Grassland and forest plant communities of the Hungarian Bodrogtónál). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30:43-62.
- [28] Horváth, L., Führer, E. and Lajtha, K., 2006: Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forest soils; linked with atmospheric N-deposition. *Atmospheric Environment* 40, 7786-7795.

- [29] Horváth, L., Grosz, B., Czóbel, Sz., Nagy, Z., Péli, E., Szerdahelyi, T. and Szirmai, O. and Tuba, Z., 2008a: Measurement of methane and nitrous oxide fluxes in Bodroghöz, Hungary; preliminary results. *Acta Biologica Szegediensis* 52(1), 119-122.(b)
- [30] Horváth, L., Grosz, B., Machon, A., Balogh, J., Pintér, K. and Czóbel, Sz., 2008b: Influence of soil type on N_2O and CH_4 soil fluxes in Hungarian grasslands. *Community Ecology* 9 (suppl):75-80
- [31] Horváth, L., Czóbel, Sz., Grosz, B., Tuba, Z. (†), 2010a: Bodroghözi vizes élőhelyek CH_4 és N_2O kibocsátása (2006-2009). Tuba Zoltán emlékkötet (in press)
- [32] Horváth, L., Grosz, B., Tuba, Z., Nagy, Z., Czóbel, Sz., Balogh, J., Péli, E., Fóti, Sz., Weidinger, T. and Pintér, K., 2010b: Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grassland; effect of grazing, irrigation and application of fertiliser. Submitted to *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- [33] Horváth, L., Alberti, G., Balogh, J., Barcza, Z., Birkás, M., Czóbel, Sz., Davis, K., Farkas, Cs., Führer, E., Grosz, B., Koós, S., Machon, A., Marjanovic, H., Nagy, Z., Peressotti, A., Pintér, K., Tóth, E., 2010c: Methodologies, (Haszpra L., ed.) *Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective*, Springer (előkészületben).
- [34] Höll, B.S., Jungkunst, H.F., Fiedler, S. and Stahr, K., 2005: Indirect nitrous oxide emission from nitrogen saturated spruce forest and general accuracy of the IPCC methodology. *Atmospheric Environment* 39, 5959-5970.
- [35] Howard, D.L., Frea, J.I. and Pfister, R.M., 1971: The potential for methane carbon cycling in Lake Erie, paper presented at 14th Conference on Great Lakes Research, Int. Assoc. of Great Lakes Res., Ann Arbor, Mich.
- [36] Huttunen, J.T., Alm, A., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, L. and Martikainen, P.J., 2003: Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere* 52, 609-621.
- [37] Inagaki, Y., Ishizuka, Sh., Sakata, T., Takahashi, M. and Fukata, H., 2004: The effect of thinning on carbon dioxide emission and methane uptake by forest soils in Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations. *Applied Forest Science* 13, 91-96.

- [38] Innubishi, J., Hadi, A., Okazaki, M. and Yonebayashi, K., 1999: Effect of converting wetland forest to sago palm plantations on methane gas flux and organic carbon dynamics in tropical peat soil. *Hydrological Processes* 12, 2073-2080.
- [39] IPCC, 2001: IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Third Assessment Report.
- [40] IPCC, 2007: IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Fourth Assessment Report.
- [41] Isermann, K., 1994: Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution* 83, 95-111.
- [42] de Jong, E., Schappeart, H.J.V. and Macdonald, K.B., 1974: Carbon dioxide evolution from virgin and cultivated soil as affected by management practices and climate. *Can. J. Soil. Sci.* 54, 299-307.
- [43] Li, 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58:259-276.
- [44] Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O. and Munch, J.C., 1998: Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1553-1563.
- [45] Keppler, F., Hamilton, T. G. J., Brass, M. and Röckmann, T., 2006: Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature* 439, 187-191 (12 January 2006) | doi:10.1038/nature04420
- [46] Khalil, M.A.K., and Shearer, M.J., 1993: Sources of methane: An overview: In: Khalil, M.A.K. (Ed.) *Atmospheric methane: Sources, Sinks, and Role in Global Change* (pp. 180-198). Springer Verlag.
- [47] Kling, G.W., Kipphut, G.W. and Miller, M.C., 1992: The flux of CO₂ and CH₄ from lakes and rivers in arctic Alaska. *Hydrobiology* 240, 23-36.
- [48] King G. M. and Schnell S., 1998: Effects of ammonium and non-ammonium salt additions on methane oxidation by *Methylosinus trichosporium* OB3b and Maine forest soils, *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 253-257.

- [49] Kirkman, G. A., W. X. Yang, and F. X. Meixner (2001), Biogenic Nitric Oxide Emissions Upscaling: An Approach for Zimbabwe, *Global Biogeochem. Cycles*, 15, 1005–1020, doi:10.1029/2000GB001287.
- [50] Koós, S. and Németh, T., 2007: Relation between carbon dioxide fluxes and nitrogen content of soil in a long-term fertilization experiment. *Cereal Research Communications* 35, 641-644.
- [51] KSH, 2007: *Statisztikai Évkönyv, 2007. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.*
- [52] Kugler, Sz., Horváth, L., Machon, A., (2008) Estimation of nitrogen balance between the atmosphere and Lake Balaton and a semi-natural grassland in Hungary. *Environmental Pollution* 154, 498-503.
- [53] Lou, Y., Li, Zh., Zhang, T. and Liang Y., 2004: CO₂ emissions from subtropical arable soils of China. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 1835-1842.
- [54] Macfayden, A., 1963: The contribution of the microfauna to total soil metabolism. In: Doeksen J, drift J van der (eds) *Soil Organisms*, North Holland, Amsterdam, pp. 346.
- [55] Macfayden, A., 1970: Soil metabolism in relation to ecosystem energy flow. In: *Methods of Study in Soil Ecology* (ed. Phillipson, J.), IBP/UNESCO Symp, Paris, 1970, pp 167-172.
- [56] Mattson, M.D. and Likens, G.E., 1993: Redox reactions of organic matter decomposition in a soft water lake. *Biogeochemistry* 19, 149-172.
- [57] Le Mer, J. and Roger, P., 2001: Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25-50.
- [58] Michmerhuizen, C.N., Striegl, R.G. and McDonald, M.E., 1996: Potential methane emission from north-temperate lakes following ice melt. *Limnol. Oceanogr.* 41, 985-991.
- [59] Miyajima, T., Yamada, Y., Wada, E., Nakajima, T., Koitabashi, T., Hanba, Y.T. and Yoshi, K., 1997: Distribution of greenhouse gases, nitrite, and $\delta^{13}\text{C}$ of dissolved inorganic carbon in Lake Biwa: Implications for hypolimnetic metabolism. *Biogeochemistry* 36, 205-211.
- [60] Mosier, A.R., and C. Kroeze, 2000: Potential impact on the global atmospheric N₂O budget of the increased nitrogen input required to meet future global food demands. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 465-473.

- [61] Nagy J, Szerdahelyi T, Gál B, Czóbel Sz, Szirmai O, Tuba Z, Cserhalmi D, Ürmös Zs (2006) Új növénytársulások a magyarországi Bodrogtőzben: előzetes közlemény (New plant communities of the Hungarian Bodrogtőz). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30:63-69.
- [62] Nagy, Z., Barcza, Z., Horváth, L., Balogh, J., Hagyó, A., Grosz, B., Machon, A., Pintér, K., 2010: Grasslands, (Haszpra ed.) Atmospheric Greenhouse Gases: The Hungarian Perspective, Springer
- [63] NIR, 2007: National Inventory report for 1985-2005. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium - Országos Meteorológiai Szolgálat, 2007, pp 1-164.
- [64] Omonode, R., Gal, A., Smith, D.R., Vyn, T., 2006: Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. 18th World Congress of Soil Science. July 9-15, 2006. Philadelphia, PA. 2006 CDROM.
- [65] Parker, L.W., Miller, J., Steindinger, Y. and Whitford, W.G., 1983: Soil respiration in a Chihuahuan desert rangeland. *Soil Biol. Biochem.* 15, 303-309.
- [66] Pintér, K., Nagy, Z., Barcza, Z., Balogh, J., Czóbel, Sz., Csintalan, Zs., Tuba, Z. (2008). Interannual variability of grasslands' carbon balance depends on soil type. *Community Ecology*, 9, 43-48.
- [67] Prather M., Drewent D., Enhalt P., Fraser E., Sanhueza E. and Zhou X., 1995: Other trace gases and atmospheric chemistry, Houghton J. et al. (Ed.): *Climate Change 1994*, pp. 77-126, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- [68] Raich, J.W. and Potter, C.S., 1995: Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biochemical Cycles* 9, 23-36.
- [69] Rask, H., Schoenau, J. and Anderson, D., 2002: Factors influencing methane flux from a boreal forest wetland in Saskatchewan, Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 435-443.
- [70] Rastogi, M., Singh, S. and Pathak, H., 2002: Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science* 82, 510-517.
- [71] Riera, J.L., Shindler, J.E. and Kratz, T.K., 1999: Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane in two clear-water lakes and two bog lakes in northern Wisconsin, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 265-274.

- [72] Rosenkranz, P., Brüggemann, N., Papen, H., Xu, Z., Horváth, L. and Butterbach-Bahl, K., 2006: Soil N and C trace gas fluxes and microbial soil N turnover in a sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) forest in Hungary. *Plant and Soil* 286, 301-322. DOI 10.1007/s11104-006-9045-z.
- [73] Rudd, J.W.M. and Hamilton, R.D., 1978: Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effects on whole lake metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 23, 337-348.
- [74] Russell, C.A. and Voroney, R.P., 1998: Carbon dioxide efflux from the floor of a boreal aspen forest. I. Relationship to environmental variables and estimates of C respired. *Can. J. Soil. Sci.* 78, 301-310.
- [75] Sánchez, M.L., Ozores, M.I., López, M.J., Colle, R., De Torre, B., García, M.A. and Pérez, I., 2003: Soil CO₂ fluxes beneath barley on the central Spanish plateau. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, 85-95.
- [76] Schultz, M.E., Faber, E., Hollerbach, A., Schröder, H.G. and Güde, H., 2001: The methane cycling in the epilimnion of Lake Constance. *Arch. Hydrobiol.* 151, 157-176.
- [77] Shi, P.-L., Zhang, X.-Z., Zhong, Z.-M. and Ouyang, H., 2006: Diurnal and seasonal variability of soil CO₂ efflux in a cropland ecosystem on the Tibetan Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology* 137, 220-233.
- [78] Smith, L.K. and Lewis, 1992: Seasonality of methane emissions from five lakes and associated wetlands of the Colorado Rockies. *Global Biogeochem. Cycles* 6, 323-338.
- [79] Søren Husted, 1994: Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures. *J. Environ. Qual.* 23 (1994), pp. 585–592.
- [80] Steinkamp R., Butterbach-Bahl K. and Papen H., 2001: Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany, *Soil Biol. Biochem.*, 33, 145-153.
- [81] Strayer, R.G. and Tiedje, J.M., 1978: In situ methane production in a small, hypereutrophic, hardwater lake: Loss of methane from sediments by vertical diffusion and ebullition. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1201-1206.
- [82] Striegl, R.G. and Michmerhuizen, C.M., 1998: Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes. *Limnol. Oceanogr.* 43, 1519-1529.

- [83] Tang, J., Baldocchi, D.D., Qi, Y. and Xu, L., 2003: Assessing soil CO₂ efflux using continuous measurements of CO₂ profiles in soils with small solid-state sensors. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, 207-220.
- [84] Tathy, J.P., Cros, B., Delmas, R.A., Marengo, A., Servant, J. and Labat, M., 1992: Methane emission from flooded forest in central Africa. *Journal of Geophysical Research* 97:D6, 6159-6168.
- [85] Thornton, F.C. and Valente, R.J., 1996: Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from no-till corn. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1127-1132.
- [86] Tóth, E., Koós, S., Farkas, Cs. and Németh, T., 2005: Carbon dioxide emission from calcareous chernozem soil. *Cereal Research Communications* 33, 129-132.
- [87] Tuba Z (1995) Overview of the flora and vegetation of the Hungarian Bodroglók. *Tiscia* 29:11-17.
- [88] Utsumi, M., Nojiri, Y., Nakamura, T., Nozawa, T., Otsuki, A. and Seki, H., 1998a: Oxidation of dissolved methane in a eutrophic, shallow lake: Lake Kasumigaura, Japan. *Limnol. Oceanogr.* 43, 471-480.
- [89] Utsumi, M., Nojiri, Y., Nakamura, T., Nozawa, T., Otsuki, A., Takamura, N., Watnabe, M. and Seki, H., 1998b: Dynamics of dissolved methane and methane oxidation in dimictic Lake Nojiri during winter. *Limnol. Oceanogr.* 43, 10-17.
- [90] Wagai, R., Brye, K.R., Gower, S.T., Norman, J.M. and Bundy, L.G., 1998: Land use and environmental factors influencing soil surface CO₂ flux and microbial biomass in natural and managed ecosystems in southern Wisconsin. *Soil. Biol. Biochem.* 30, 1501-1509.
- [91] Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., Kidd, G.K., Beauchamp, E.G. and Sweetman, R., 1997: Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural field over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 135-144.
- [92] Yamuki, S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P. and Harrison, R.M., 1996: Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. *Atmospheric Environment* 29, 1627-1635.
- [93] Yamuki, S., Harrison, R.M., Goulding, K.W.T. and Webster, C.P., 1997: N₂O, NO and NO₂ fluxes from a grassland: Effect of soil pH. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1199-1208.

- [94] Zheng, X., Wang, M., Wang, Y., Shen, R., Gou, J., Li, J., Jin, J. and Li, L., 2000: Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: a case study on the rice-based agroecosystem in Southeast China. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 20.
- [95] Zsembeli, J., Tuba, G. and Kovács, Gy., 2006: Development and extension of CO₂-emission measurements for different soil surfaces. *Cereal Research Communications* 34, 359-362.
- [96] Zsembeli, J. and Kovács Gy., 2007: Dynamics of CO₂-emission of the soil in conventional and reduced tillage systems. *Cereal Research Communications* 35, 1337-1340.