

DEBRECENI EGYETEM
AGRÁR- ÉS GAZDÁLKODÁSTUDOMÁNYOK CENTRUMA
MEZŐGAZDASÁG-, ÉLELMISZERTUDOMÁNYI ÉS
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR

KERPELY KÁLMÁN DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola Vezető:
Prof. Dr. Nagy János
MTA doktora

Témavezető:
Dr. Lévai László Ph.D.

IPARI HULLADÉKOK NÖVÉNYFIZIOLÓGIAI VIZSGÁLATA

Tóth Brigitta
doktorjelölt

Debrecen
2012

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
az agrár és természettudományok tudományágban

Írta: Tóth Brigitta okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök, okleveles agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Doktori Iskolája (növénytermesztési – és
kertészeti tudományok programja) keretében

Témavezető: Dr. Lévai László

A doktori szigorlati bizottság:

Név	Tud. fokozat	Aláírás
Elnök: Prof. Dr. Csizmazia Zoltán	CSc, professzor emeritus	
Tagok: Prof. Dr. Németh Tamás	MTA rendes tagja	
Dr. Rátonyi Tamás	Ph.D., egyetemi docens	

A doktori szigorlat időpontja: 2012. szeptember 17.

Az értekezés bírálói:

Név	Tud. fokozat	Aláírás
Prof. Dr. Borbély György	MTA doktora, egyetemi tanár	
Dr. Bíró Tibor	Ph.D., egyetemi docens	
(Dr. Cseh Edit	Ph.D., egyetemi docens)	

A bírálóbizottság:

Név	Tud. fokozat	Aláírás
Tagjai: Prof. Dr. Pepó Péter	DSc, egyetemi tanár	
Prof. Dr. Németh Tamás	MTA rendes tagja	
Prof. Dr. Várallyay György	MTA rendes tagja	
Prof. Dr. Sárvári Mihály	DSc., egyetemi tanár	
Titkár: Dr. Rátonyi Tamás	Ph.D., egyetemi docens	
(Dr. Vágvolgyi Sándor	C.Sc., főiskolai tanár)	

Rövidítések, használt jelölések

ATP: adenzin-trifoszfát

EDDHA: etilén-diamin-o-hidroxiacetsav

EDTA: etilén-diamin-tetraecetsav

EGTA: etilén-glikol-tetraecetsav

ER: endoplazmatikus-retikulum

G: gránium

HM: határoló-membrán

IC: intercelluláris járat

K: keményítő

KH: kimutatási határérték alatt

M: mitokondrium

PAH: policiklusos aromás szénhidrogének

PCH: poliklórozott-bifenilek

PD: plazmodezma

PEP: foszfoenol-piruvát

PG: plaztoglobulus

PM: plazmamembrán

PYR: piruvát

RuDP: ribulóz-biszfoszfát

SF: sejtfa

SOD: szuperoxid-dizmutáz

SS: szennyvíziszap

T: tonoplaszt

V: vakuólum

VA: vezikuláris-arbuszkuláris

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék	4
1. A BEVEZETÉS.....	9
2. 1. Az ipari hulladékok és a melléktermékek.....	12
2. 1. 1. A szennyvíziszap	13
2. 1. 2. A szennyvíziszap-komposzt.....	17
2. 1. 3. A füstgázpor	20
2. 1. 4. A kohászati mésziszap, az extrudált mákgubó és a köszörűiszap	21
2. 2. A melléktermékekben található elemek fiziológiai szerepei	22
2. 2. 1. Az alumínium élettani szerepe	22
2. 2. 2. A cink élettani szerepe	24
2. 2. 3. A foszfor élettani szerepe	25
2. 2. 4. A kalcium élettani szerepe	26
2. 2. 5. A kálium élettani szerepe	28
2. 2. 6. A kén élettani szerepe	31
2. 2. 7. A magnézium élettani szerepe	32
2. 2. 8. A nátrium élettani szerepe	34
2. 2. 9. A vas élettani szerepe.....	35
3. AZ ANYAG ÉS MÓDSZER	38
3. 1. A vizsgált anyagok	38
3. 1. 1. A vizsgált anyagok eredete	38
3. 1. 1. 1. A füstgázpor.....	38
3. 1. 1. 2. A szennyvíziszap, a szennyvíziszap-komposzt és az extrudált mákgubó.....	40
3. 1. 1. 3. A mésziszap	41
3. 1. 1. 4. A köszörűiszap.....	43
3. 2. A minták kémiai analízise	43
3. 3. A relatív klorofill tartalom meghatározása (SPAD-érték).....	45
3. 4. A klorofill-a, b és karotinoid meghatározása spektrofotometrián	46
3. 5. A száraz tömeg mérése	46
3. 6. A toxicitási teszt	46
3. 7. A tápoldaton nevelt növényekkel végzett vizsgálatok	46
3. 8. A növéyminták fénymikroszkópos vizsgálata	48
3. 9. A növéyminták elektronmikroszkópos vizsgálata	48
3. 10. Az eredmények statisztikai kiértékelése	49
4. AZ EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK.....	50
4. 1. A füstgázpor hatásának növényfiziológiai vizsgálata	51
4. 1. 1. A füstgázpor elem tartalma	51
4. 1. 2. A füstgázpor hatása a mustármagvak csírázására	51
4. 1. 3. A füstgázpor-szűrlet hatás a kukorica fiziológiai paramétereire	53
4. 1. 3. 1. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	53
4. 1. 3. 2. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére	54
4. 1. 3. 3. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica SPAD-értékére	55
4. 1. 4. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	55
4. 1. 4. 1. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	55
4. 1. 4. 2. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére	56
4. 1. 4. 3. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó SPAD-értékére	57
4. 1. 5. A füstgázpor hatása a kukorica fiziológiai paramétereire.....	58

4. 1. 5. 1. A füstgázpor hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására.....	58
4. 1. 5. 2. A füstgázpor hatása a kukorica száraz tömegére	59
4. 1. 5. 3. A füstgázpor hatása a kukorica SPAD-értékére	59
4. 1. 5. 4. A füstgázpor hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	60
4. 1. 5. 5. A füstgázpor hatása a kukorica levélterületére	61
4. 1. 6. A füstgázpor hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire.....	61
4. 1. 6. 1. A füstgázpor hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	61
4. 1. 6. 2. A füstgázpor hatása a napraforgó száraz tömegére	62
4. 1. 6. 3. A füstgázpor hatása a napraforgó SPAD-értékére.....	63
4. 1. 6. 4. A füstgázpor hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	64
4. 1. 6. 5. A füstgázpor hatása a napraforgó levélterületére	64
4. 2. A szennyvíziszap-komposzt növényfiziológiai vizsgálata.....	65
4. 2. 1. A szennyvíziszap-komposzt elemtartalma	65
4. 2. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a mustármagvak csírázására	65
4. 2. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	67
4. 2. 3. 1. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására.....	67
4. 2. 3. 2. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére.....	68
4. 2. 3. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica SPAD-értékére	69
4. 2. 4. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	69
4. 2. 4. 1. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	69
4. 2. 4. 2. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére.....	70
4. 2. 4. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó SPAD-értékére.....	71
4. 2. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	72
4. 2. 5. 1. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	72
4. 2. 5. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica száraz tömegére.....	73
4. 2. 5. 3. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica SPAD-értékére	73
4. 2. 5. 4. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára.....	74
4. 2. 5. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica levélterületére.....	74
4. 2. 6. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	75
4. 2. 6. 1. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	75
4. 2. 6. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó száraz tömegére	76
4. 2. 6. 3. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó SPAD-értékére.....	77
4. 2. 6. 4. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára.....	77
4. 2. 6. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó levélterületére	78
4. 3. Az extrudált mákgubó növényfiziológiai vizsgálata	79
4. 3. 1. Az extrudált mákgubó elemtartalma	79
4. 3. 2. Az extrudált mákgubó hatása a mustár csírázására	79
4. 3. 3. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire.....	81

4. 3. 3. 1. A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	81
4. 3. 3. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére	82
4. 3. 3. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére.....	83
4. 3. 4. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	83
4. 3. 4. 1. A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	83
4. 3. 4. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére	84
4. 3. 4. 3. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére.....	85
4. 3. 5. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	86
4. 3. 5. 1. A extrudált mákgubó hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	86
4. 3. 5. 2. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica száraz tömegére	87
4. 3. 5. 3. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica levelek SPAD-értékére	88
4. 3. 5. 4. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	88
4. 3. 5. 5. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica levélterületére	89
4. 3. 6. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	90
4. 3. 6. 1. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	90
4. 3. 6. 2. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó száraz tömegére	91
4. 3. 6. 3. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	92
4. 3. 6. 4. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	92
4. 3. 6. 5. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó levélterületére	93
4. 4. A szennyvíziszap hatásának növényfiziológiai vizsgálata	94
4. 4. 1. A szennyvíziszap elemtartalma.....	94
4. 4. 2. A szennyvíziszap hatása a mustármagvak csírázására	94
4. 4. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	96
4. 4. 3. 1. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlásra	96
4. 4. 3. 2. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére.....	97
4. 4. 3. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére.....	98
4. 4. 4. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	98
4. 4. 4. 1. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlásra	98
4. 4. 4. 2. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére	99
4. 4. 4. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	100
4. 4. 5. A szennyvíziszap hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	100
4. 4. 5. 1. A szennyvíziszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlásra	100
4. 4. 5. 2. A szennyvíziszap hatása a kukorica száraz tömegére.....	101
4. 4. 5. 3. A szennyvíziszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére.....	102
4. 4. 5. 4. A szennyvíziszap hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	103
4. 4. 5. 5. A szennyvíziszap hatása a kukorica levélterületére.....	104
4. 4. 6. A szennyvíziszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	104

4. 4. 6. 1. A szennyvíziszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlásra	104
4. 4. 6. 2. A szennyvíziszap hatása a napraforgó száraz tömegére	105
4. 4. 6. 3. A szennyvíziszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	106
4. 4. 6. 4. A szennyvíziszap hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	107
4. 4. 6. 5. A szennyvíziszap hatása a napraforgó levélterületére	107
4. 4. 7. A szennyvíziszap szerepe a vas,- magnézium és foszforhiány mérséklésében.....	108
4. 4. 7. 1. A szennyvíziszap szerepe a kukorica csíranövények vas,- magnézium és foszforhiányának mérséklésében.....	108
4. 4. 7. 2. A szennyvíziszap szerepe a napraforgó vas,- magnézium és foszforhiányának mérséklésében	112
4. 5. A köszörűiszap növényfiziológiai vizsgálata.....	116
4. 5. 1. A köszörűiszap elemtartalma	116
4. 5. 2. A köszörűiszap hatása a mustár csírázására.....	116
4. 5. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	118
4. 5. 3. 1. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	118
4. 5. 3. 2. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére	119
4. 5. 3. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére	119
4. 5. 4. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	120
4. 5. 4. 1. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	120
4. 5. 4. 2. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére	121
4. 5. 4. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	122
4. 5. 5. A köszörűiszap hatás a kukorica fiziológiai paramétereire.....	123
4. 5. 5. 1. A köszörűiszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	123
4. 5. 5. 2. A köszörűiszap hatása a kukorica száraz tömegére	124
4. 5. 5. 3. A köszörűiszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére	125
4. 5. 5. 4. A köszörűiszap hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	126
4. 5. 5. 5. A köszörűiszap hatása a kukorica levélterületére	126
4. 5. 6. A köszörűiszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire.....	127
4. 5. 6. 1. A köszörűiszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	127
4. 5. 6. 2. A köszörűiszap hatása a napraforgó száraz tömegére	128
4. 5. 6. 3. A köszörűiszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	128
4. 5. 6. 4. A köszörűiszap hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	129
4. 5. 6. 5. A köszörűiszap hatása a napraforgó levélterületére	129
4. 6. A mésziszap növényfiziológiai vizsgálata.....	131
4. 6. 1. A mésziszap elemtartalma.....	131
4. 6. 2. A mésziszap hatása a mustár csírázására.....	131
4. 6. 3. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	133
4. 6. 3. 1. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	133
4. 6. 3. 2. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére	134
4. 6. 3. 3. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére	135
4. 6. 4. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	135

4. 6. 4. 1. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	135
4. 6. 4. 2. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére	136
4. 6. 4. 3. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	137
4. 6. 5. A mésziszap hatása a kukorica fiziológiai paramétereire	138
4. 6. 5. 1. A mésziszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására	138
4. 6. 5. 2. A mésziszap hatása a kukorica száraz tömegére	138
4. 6. 5. 3. A mésziszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére	139
4. 6. 5. 4. A mésziszap hatása a kukorica klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	140
4. 6. 5. 5. A mésziszap hatása a kukorica levélterületére	140
4. 6. 6. A mésziszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire	141
4. 6. 6. 1. A mésziszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására	141
4. 6. 6. 2. A mésziszap hatása a napraforgó száraz tömegére	142
4. 6. 6. 3. A mésziszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére	143
4. 6. 6. 4. A mésziszap hatása a napraforgó klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	143
4. 6. 6. 5. A mésziszap hatása a napraforgó levélterületére	144
4. 7. A komposzt, az extrudált mákgubó, a füstgázpor és a köszörűiszap - kezelések hatása a kukorica és napraforgó ultrastrukturális változásaira	145
5. A DOLGOZAT RÖVID ÖSSZEGZÉSE	160
5. 1. A vizsgált melléktermékek hatása a mustár csírázására	160
5. 2. A vizsgált anyagok szűrletének vizsgálata.....	161
5. 2. 1. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények elem- felvételére és elemmegoszlására	161
5. 2. 2. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények száraz tömegére.....	169
5. 2. 3. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények SPAD-értékére	171
5. 3. A vizsgált anyagok hatása a kísérleti növények fiziológiai paramétereire	174
5. 3. 1. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények elemfelvételére és elemmegoszlására.....	174
5. 3. 2. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények száraz tömegére.....	181
5. 3. 3. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények SPAD-értékére	183
5. 3. 4. A vizsgált melléktermékek hatása a kísérleti növények klorofill- <i>a,b</i> és karotinoid tartalmára	186
5. 3. 5. A vizsgált anyagok hatása a kísérleti növények levélterületére.....	189
5. 4. A komposzt, az extrudált mákgubó, a füstgázpor és a köszörűiszap - kezelések hatása a kukorica és napraforgó ultrastrukturális változásaira	191
6. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	194
7. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	196
8. ÖSSZEFOGLALÁS.....	198
9. SUMMARY	200
10. IRODALOMJEGYZÉK	203
11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN.....	227

1. A BEVEZETÉS

A környezetünk védelme napjaink legfontosabb feladatainak egyike. A Föld bioszférája sérülékeny és nem képes a növekvő környezeti terhelések elviselésére károsodások nélkül. Arra is rá kellett jönni, hogy nincsenek elzárható, kirekeszthető, elkülöníthető jelenségek, a Földön minden mindennel összefügg. Különösen igaz ez a környezet változásaira. A braziliai őserdők folyamatos irtása csak látszólag egy ország ügye. A leginkább fejlett és a leggyorsabban fejlődő országok gazdasági növekedése sem csupán az adott ország belügye, hiszen a magas termelési szint, vagy a rohamos fejlődés olyan szennyező anyag kibocsátással jár, aminek a következményeit valamennyien érezhetjük. Közismert a fokozott széndioxid, vagy a kéndioxid kibocsátás hatása. A klíma folyamatos melegedésén túl a savas esők a növényzet pusztulását eredményezik. A talajaink elsavanyodása nem csupán a savas esők következménye (Johnson et al., 1981; Rengel, 1996). A több éves növénykultúrák, mint amilyenek az erdők, a végkitermelésével jelentős mennyiségű, a fák anyagában lévő, de valójában az erdő talajából származó tápanyag tűnik el az adott területről. Számottevően csökken a talajok puffer kapacitása, és a pH is, aminek eredményeként fokozódik a növények nehézfémek felvétele. Az alumínium bár nem számít nehézfémnek, fiziológiai hatásai azonosak. A fokozott alumínium felvétel eredményeként károsodnak a sejt membránjai, az anyagcsere szabályozottsága megszűnik, a növény elpusztul. Az európai erdők pusztulásának fő okát többen a fokozott alumínium felvételben látják (Rengel, 1996). Hasonlóan növekszik más nehézfémek felvétele is a pH csökkenésével. Ma Magyarország lakossága a legtöbb friss zöldséget és gyümölcsöt alig ellenőrzött formában fogyasztja, hiszen a piacok kis kertekből származó termékeiről igen gyérek a vizsgálati adatok, ha vannak is, azok a növényvédő szer tartalomra vonatkoznak. A lakosság nehézfém terhelése a jelenlegi viszonyok mellett látens veszélyforrás.

Az emberiség életében alapvető változásokat hozott az 1950-es években megindult tudományos – technikai fejlődés. Az energiaforrások feltárása, termelésbe vonása, a termelés automatizálása, a polimer anyagok széles körű felhasználása a termelékenységét megsokszorozta. A 20. században az ipari termelés 50-szeresére nőtt, és ennek 4/5-e 1950 óta történt. Az 1990-es évek ipari termelésének növekedése közel akkora, mint az 1938-40-es évek végén Európa teljes ipari tevékenysége volt. A természet- és környezetvédelem, a II. Világháború után a felgyorsuló ipari, gazdasági

fejlődés hatásainak az eredménye. A természeti környezetben végbemenő kedvezőtlen változások az élet fennmaradását is veszélyeztethetik (Schmalensee et al., 2006).

A levegőszennyezés sok helyen katasztrofális. Az erőművek, gyárak, vegyi üzemek, gépkocsik nagy mennyiségű CO_2 -ot, SO_2 -ot, NO_x -ot, CO -ot, vegyi anyagokat, port, nehézfémeket juttatnak a légterbe és megváltoztatják a levegő összetételét (Wallington et al., 2007).

A levegő összetételében a legnagyobb változást a fosszilis anyagok elégetése okozza, 1860 és 1980 között 185 milliárd tonna szén került a légkörbe. Napjainkban az így kibocsátott szén mennyiségét 5 milliárd tonnára becsülik. A légkör CO_2 tartalma 1810-ben 260-270 ppm volt, ami 1985-re 345 ppm-re emelkedett. Egyesek szerint 550-600 ppm-et is elérheti, ha nem változtatunk termelői szokásainkon (Brown, 2006).

Az égés során felszabaduló CO_2 más gázokkal együtt megnöveli a Földet körülvevő levegőréteg gáztartalmát, ami egy üvegházhoz hasonlóan, gátolja a Földről visszaverődő hősugarak világűrbe áramlását. Az antropogén eredetű légszennyező anyagok hozzájárulása a globális üvegházhatás kialakulásához a következőképpen alakult 1986-ban: CO_2 50 %, metán 19 %, halogénezett szénhidrogének 17 %, troposzférikus ózon 8 %, N_2O 4 %, sztratoszférikus vízgőz 2 %. Becslések szerint a jelenlegi tendenciák alapján a múlt század közepéhez képest a 2030-2050 – es évekre a légkör CO_2 tartalma megkétszereződhet és ez 1,5 - 4,5 °C-os átlaghőmérséklet emelkedést okozhat (Murray, 1995). A légkörbe jutó SO_2 , NO_x , CO , CO_2 és CH_4 jelentős része savas eső, savas ülepedés formájában visszakerül a Föld felszínére, és nagyban hozzájárul talajaink elsavanyodásához.

A megtermelt növények csökkentik az üvegházhatást, mert megkötik a CO_2 -t, amely az üvegházhatás előidézéséhez megközelítőleg 50 %-kal járul hozzá. A műtrágyák előállítása költséges, jelentős energiaigényű folyamat. A műtrágya részarányának csökkentése a növénytermesztésben elengedhetetlenné vált napjainkra. Ennek egyik oka, hogy más ipari tevékenységek során nagy mennyiségben képződnek olyan melléktermékek, amelyekben jelentős mértékben található meg a szükséges növényi tápanyagok, melyek magas szerves anyag tartalommal is rendelkeznek. Ez utóbbi alapvető szénforrása a talajban lévő mikroorganizmusoknak is, melyek nélkül a fenntartható növénytermelés nem valósítható meg. A magas műtrágya árak mellett a keletkező hulladékok hasznosítása gazdaságilag is indokolt. Végül a műtrágya felhasználás csökkentésének másik indoka, hogy a műtrágya helytelen használata környezeti szennyeződéseket okozhat.

Munkám során célul tűztem ki, hogy a különböző ipari, - gyártási folyamatok, esetleg a lakossági felhasználás során keletkező melléktermékeket, hulladékokat, amelyeknek nagy a szerves anyag, mikro-, makroelem - tartalma, és nem jelentenek veszélyt a környezetre, ne hulladékként, hanem növényi tápanyag visszapótló anyagként kezeljük, melyek felhasználásával csökkenthető lenne a CO₂ és más üvegházhatású gázok légkörbe kerülése.

Külön célként tűztem ki az egyes melléktermékek általános fiziológiai hatásának vizsgálatát abból a célból, hogy növényei produkció szempontjából lényeges folyamatok és az alkalmazott kezelések összefüggéseit feltárjam.

A szárazanyag gyarapodás mérésével, a növények kezdeti növekedésének vizsgálatával az egyenletes növényállomány elérésének és fenntartható terméseredmény elérésének vizsgálatát tűztem célul az adott melléktermékekkel történő kezelés hatására.

Külön célként szerepelt munkám során, annak vizsgálata, egyben bizonyítása, hogy a vizsgált melléktermékeknek van-e káros hatása a növényekre, avagy nincs.

Napjainkban a mikroelemek látens, vagy abszolút hiánya a Világ számos térségében termést limitáló tényező. Ezek a területek egyébként is élelmezési problémákkal terheltek, így megkülönböztetett jelentőséggel bírhat annak tanulmányozása, hogy a melléktermékként keletkező, többnyire fel nem használt ipari melléktermékek felhasználhatók-e a tápanyaghiányok megszüntetésére. Munkám során ennek vizsgálata is célként szerepelt.

A vizsgált melléktermékek közül a füstgázpor, a szennyvíziszap-komposzt, az extrudált mákgubó, a szennyvíziszap, a köszörűiszap és a mésziszap vizsgálati eredményei szerepelnek a dolgozatomban, azért, mert ezek a melléktermékek viszonylag nagy mennyiségben keletkeznek, így reális lehetőség van a gyakorlati felhasználásukra is.

A felsorolt anyagokon kívül még vizsgáltam a kormot, a revesavat, a cellulóz iszapos olajt és az olajos emulziót is, hasonló részletességgel, mint a dolgozatban szerepeltetett melléktermékeket, de részben terjedelmi korlátok miatt, részben pedig azért, mert ezek az anyagok nem keletkeznek jelentős mennyiségben, illetve a laboratóriumi vizsgálatok alapján a gyakorlati alkalmazásuk erősen kétséges, ezeket az eredményeket nem szerepeltetem dolgozatomban.

Célkitűzésem volt, hogy bővítsem az ismereteket, ugyanis munkám során azt tapasztaltam, hogy több esetben szegényes, vagy teljesen hiányoznak a vonatkozó növény fiziológiai vizsgálatok, amelyek az alkalmazás alapját kellene, hogy képezzék.

2. AZ IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Napjaink kutatásának egyik központi témája az éghajlatváltozás hatásainak vizsgálata. Az egymást követő években az eltérő hőmérséklet és csapadékmennyiség, valamint annak eloszlása közel azonos termesztési feltételek esetén is jelentősen befolyásolhatja a termés mennyiségét (Nagy, 2006). A globális klímaváltozás során a talajok állapota és nedvességtartalma az eddigieknél is több, és alaposabb figyelmet kíván (Birkás, 2009).

2. 1. Az ipari hulladékok és a melléktermékek

„Az ipari - és mezőgazdasági termelésből, a szolgáltatásból eredően és a lakossági fogyasztás következtében folyamatosan növekszik a hulladékok mennyisége és azok veszélyessége. A folyamat a környezet fokozódó terheléséhez, illetve a természeti erőforrások kimerüléséhez vezethet, mely végső esetben maga után vonja a környezeti ártalmak - és az ezzel összefüggésben jelentkező egészségkárosodás növekedését is” (2000.évi XLIII. tv.).

A hulladékgazdálkodási törvény megfogalmazása szerint:

- hulladék: bármely, az 2000. évi XLIII. tv. 1. számú melléklete szerinti kategóriák valamelyikébe tartozó tárgy, vagy anyag, amelytől birtokosa megválnak, megválni szándékozik, vagy megválni köteles. Pl.: ipari folyamatok maradék anyagai (salakok, üstmaradékok), szennyezés csökkentő eljárások maradékai (gázmosók iszapja, porleválasztók pora, szennyvíziszapok).
- veszélyes hulladék: a 2000. évi XLIII. tv. 2. számú mellékletében felsorolt tulajdonságok közül eggyel vagy többel rendelkező, illetve ilyen anyagokat vagy összetevőket tartalmazó, eredete, összetétele, koncentrációja miatt az egészségre, a környezetre kockázatot jelentő hulladék. Pl.: robbanó, oxidáló, tűzveszélyes, ártalmas, maró, környezetre veszélyes.
- települési hulladék: a háztartásokból származó szilárd vagy folyékony hulladék, illetőleg a háztartási hulladékhoz hasonló jellegű és összetételű, azzal együtt kezelhető más hulladék.
- folyékony hulladék: az a hulladékká vált folyadék, amelyet nem vezetnek el, és nem bocsátanak ki szennyvízelvezető hálózaton, illetve szennyvíztisztító telepen keresztül.

- újra-használat: a terméknek az eredeti célra történő ismételt felhasználása, a többször felhasználható, újra tölthető termék a forgási ciklusból történő kilépéskor válik hulladékká.

A Föld véges anyag- és energiatartalékai miatt gyakorlatilag minden hulladék veszélyt jelent, a valós hatások megelőzésére szükségessé vált a veszélyes hulladékok keletkezésének és további sorsának hatósági ellenőrzése. 1982-től rendeletek szabályozzák a veszélyes hulladékok keletkezésének ellenőrzését és azok ártalmatlanítását.

A hatályban levő jogszabály melléklete tételesen felsorolja a veszélyes hulladékokat, és különbséget tesz a környezetet veszélyeztető hatásaik között (I.-III. veszélyességi osztályok). A hulladékok teljes életciklusát figyelembe véve a jogszabály kiterjed azok keletkezésének ellenőrzésére, termelőnél vagy felhasználónál vezetett nyilvántartásra, elkülönített gyűjtésére, előzetes kezelésére, szállítására, átmeneti tárolására, hasznosítására, ártalmatlanítására, sőt átadás-átvétel szabályozására is.

A fejlett országok szívesen exportálják veszélyes hulladékaikat az elmaradott gazdaságú országokba, helyezik el nemzetközi vizeken, tengerekben, óceánokban. A jelenségek megakadályozására jött létre a veszélyes hulladékok országhatáron túlra történő szállításának szabályozása (98/2001. (VI.15). Korm.rendelet).

A szigorodó jogszabályi előírások hatására Magyarországon is egyre több településen épült ki a szennyvízcsatorna-hálózat. A hálózatokba kapcsolt fogyasztók számával arányosan nőtt a kibocsátott és a szennyvíztelepeken kezelt szennyvíz mennyisége. A megfelelően kezelt települési szennyvíziszap kedvező elemösszetétellel rendelkezik. A kommunális szennyvíziszapok 98-99 %-a nemcsak a hazai, de a szigorú EU előírások szerint is alkalmas mezőgazdasági felhasználásra. Pazarlás lenne ezt az állandóan képződő nyersanyagot magas költségek mellett deponálni.

2. 1. 1. A szennyvíziszap

A szennyvíziszap szántóföldi alkalmazása már sok éve széleskörűen elterjedt (Balogh, 1965). A sokak szerint hulladéknak tartott anyagokból értékes tápanyagok kerülhetnek a talajba, azonban korlátozott a szántóföldekre kijutatható szennyvíziszap mennyisége és összetétele. Különböző folyamatokat alkalmaznak a szennyvíziszap negatív hatásainak kiküszöbölésére, ilyen például a komposztálás.

A hasznosítással egybekötött iszapelhelyezés, mindig tekintettel van az iszap értékes anyagainak valamilyen mértékű hasznosítására. Ezért az ilyen megoldások egyik alapkövetelménye, hogy az iszap ne tartalmazzon a környezetre veszélyes anyagokat a megengedhető mértéken felül.

Csarnai (2005) szerint a földtulajdonosoknak és földhasználóknak jelentős költségcsökkentő lehetősége a talaj tápanyag utánpótlására a szennyvíziszap mezőgazdasági célú felhasználása. Több előnye is van a használatának: magas a szerves anyag tartalma, nem szárítja a talajt, nitrogéntartalma jól hasznosul (Simon és Szente, 2000). Az iszap talajra gyakorolt kedvező hatásai: a talaj szervesanyag-tartalmának növelése, a talaj termékenységének, tápanyag szolgáltató képességének és mikrobiológiai aktivitásának fokozása és a komplex trágyázó hatása (Vermes, 1998). A talajba jutott szerves anyagok növelik a talaj víztartó-képességét. A makro tápanyagok közül az iszappal kijutatott foszfor mennyisége a talaj legfelső rétegében kötődik meg, de ennek ellenére a növényeknek szükséges foszformennyiség a talaj mélyebb rétegeiben is rendelkezésre áll (Vermes, 1998). A talajba került nitrogén nagy része szintén a talaj legfelső rétegében koncentrálódik, ami arra utal, hogy az összes nitrogén jelentős része az iszap szerves anyagában kötött formában van jelen. A nitrit- és nitrát-nitrogén mennyisége az iszapterhelések növelésével emelkedik a talaj mélyebb rétegeiben is, s így a nagyobb mobilitásából adódóan számolni kell a kimosódás veszélyével (Vermes, 1998).

A szennyvíziszap nagy mennyiségben tartalmazhat szerves szennyezőket, mint például PCB (poliklórozott-bifenilek) vagy PAH (policiklusos aromás szénhidrogének) vegyületeket, nehézfémeket és patogén élőlényeket. A szennyvíziszap kezelése csökkentheti a szerves szennyezőanyagok arányát, a patogének elpusztulhatnak, de a nehézfémek a komposztálás során továbbra is a szennyvíziszapban maradnak (Paulsrud és Nedland, 1997; Chipasa, 2003). Bíró *et al.* (2008) vizsgálták a szennyvíziszap hatását a talaj mikrobiális életére. Megállapították, hogy növekvő szennyvíziszap-adagolással a patogének előfordulásának kockázata nő, ami a talaj monitoring szükségességére hívja fel a figyelmet.

Egyre több tanulmány és kutatás foglalkozik a szennyvíziszapból felvehető tápelemek és nehézfémek mennyiségével. A növények számára esszenciális mikroelemek közül a B, Fe, Mn, Cu, Zn és Mo általában jelentős mennyiségben vannak a szennyvíziszapban, azonban túlzott mennyiségben ezek az elemek toxikusak is lehetnek. Thomas *et al.* (2006) napraforgóval végzett kísérleteikben azt tapasztalták, hogy a növekedés relatív

intenzitása és a nettó asszimilációs index magasabb volt a szennyvíziszap tisztításából származó melléktermék használatakor, mint a kereskedelemben kapható műtrágyával végzett kísérletben. A szennyvíziszappal kezelt növényeknél nőtt a felhalmozott száraz anyag tömege, valamint a $\text{NO}_3\text{-N}$, Ca, összes N, Mg és K mennyisége. Változást figyeltek meg a morfológiai jellemzőket vizsgálva is, pl. nőtt a levélterület.

Több kutató is vizsgálta a szennyvíziszap hatását a kukorica Zn és Cu felvételére (Bidwell és Dowdy, 1987; Cripps et al., 1992; Logan et al., 1997; Cajuste et al., 2000), valamint Mn (Cunningham et al., 1975; Kiemnec et al., 1990; Ramachandran és D'Souza, 1998) és Fe (Hernandez et al., 1991) mennyiségére. *Cripps et al.* (1992) kísérleteikben azt tapasztalták, hogy szennyvíziszap alkalmazásakor a Cu és a Zn a talaj szántott rétegében marad, nem mozog a mélyebb rétegek felé. A szennyvíziszap nagy mennyiségben való alkalmazása emeli a talaj Cu és Zn tartalmát, de nem feltétlenül a növények által felvehető formát. A víztelenített iszapok beltartalmát összevetve az istállótrágyával azt találták, hogy a nedvesség- és a szárazanyag- tartalom közel azonos, a nitrogén és foszfor mennyisége kétszerese a víztelenített szennyvíziszapban, a káliumtartalom pedig azonos (Loch, 1999). Ezek alapján a szennyvíziszapok alkalmasak tápanyag utánpótlásként való hasznosításra és mintegy átvehetik az egyre kisebb mennyiségben keletkező állati eredetű szerves trágyák helyét. A hasznos anyagok mellett azonban káros hatású vegyületek, köztük nehézfémek is előfordulnak az iszapban (Simon et al., 1999).

Warman és Termeer (2005a) vizsgálataikban azt tapasztalták, hogy a szennyvíziszap a növények számára felvehető tápelemeket nagyobb mennyiségben tartalmazza, mint a komposzt. Szennyvíziszap-kezelés hatására a kukorica Mn tartalmának emelkedését figyelték meg (Warman és Termeer, 2005b).

Vitatott téma a szennyvíziszapok nehézfém-tartalma. Elkerülhetetlen, hogy ne kerüljön nehézfém a szennyvízbe, s ezen keresztül annak iszapjába, onnan a talajba, majd a táplálékláncba. A szennyvíziszap a szántóföldi alkalmazása során megemelheti a talaj nehézfém tartalmát (Speir et al., 2003). A nehézfémekkel nem, vagy csak igen kis mértékben szennyezett iszapokkal végzett kísérletekben káros nehézfém felhalmozódást nem tudtak kimutatni a talajban (Tamás és Filep, 1995; Simon et al., 2000. Kádár és Morvai, 2008). Nagyobb nehézfém tartalmú iszapterhelés hatására, azonban a talaj felső művelt rétegében csaknem minden nehézfémnél szignifikáns növekedés volt tapasztalható. *Uri et al.* (2003) rozssal végzett kísérleteikben azt tapasztalták, hogy a nehézfémek elsősorban a gyökérben halmozódnak fel, a Cr, a Ni és az Pb gyökérből a

hajtásba való szállítása minimális. Ennek a mezőgazdaságban azért van jelentősége, mert a felhasznált szemtermésbe a nehézfémek szállítása jelentéktelen, a szemtermés felhasználható. *Petróczi és Gergely* (2008) azt a megállapítást tették, hogy az általuk vizsgált szennyvíziszapok eredményesen használhatók a mezőgazdaságban, a növények tápanyag-utánpótlására. A szennyvíziszapokkal kijutatott nehézfémek mennyisége nem haladta meg a határértékeket.

Ezek az eredmények felhívják a figyelmet arra, hogy az iszaptrágyázás a nehézfémek feldúsulását okozhatja a talajainkban, ha nem vagyunk elég körültekintőek. Az iszapadagot úgy kell kiválasztani, hogy a felhalmozódás ne lépje túl a még megengedhető szintet. A szennyvíziszap alkalmazása előtt, feltétlenül meg kell győződni annak nehézfém-tartalmáról. Több ország is küszöbértékeket határozott meg a szennyvíziszappal kijutatható nehézfém tartalomra vonatkozóan (Rauret, 1998). Az 1. táblázatban néhány kutató által vizsgált szennyvíziszap nehézfém-tartalmát mutatom be.

1. táblázat: Néhány vizsgált szennyvíziszap elemtartalma (mg kg⁻¹) *Pathak et al.* (2009) alapján

Forrás	Cu	Ni	Zn	Cr	Pb
Meknassi et al. (2000)	180-2300	37-179	354-640	2,3-10	26-465
Tyagi et al. (1988)					
Benmoussa et al. (1997)					
Dai et al. (2007)	131,2-394,5	49,3-95,5	783,4-3096	45,8-78,4	57,5-109,3
CEC (1999)	275	23,3	834	50	1,5
Xiang et al. (2000)	112-255	44,5-622	1009-2823	663	52,5-57
Wong and Selvam (2006)					
Singh et al. (2004)	280-543	192-293	870-1510	102-8110	91-129
Pathak et al. (2008)					
Lazzari et al. (2000)	370	19	1500	-	72
Alvarez et al. (2001)	204-337	23,2-36,5	871-1626	54,5-3809	167-223
Bastian (1997)	616	71	1285	178	170

Uri et al. (2003) 3 megyeszékhely kommunális szennyvíziszapjának nehézfém tartalmát vizsgálta (2. táblázat).

2. táblázat: Nyíregyháza, Debrecen és Miskolc kommunális szennyvíziszapjának nehézfém-tartalma (mg kg⁻¹)

Elemek	Nyíregyháza	Debrecen	Miskolc	Határérték ^(a)	Határérték ^(b)
Cr	29,3	166	14,7	1000	1000
Cu	92,9	319	41,1	1000	1000
Ni	11,8	22,3	3,38	200	200
Pb	93,1	84,4	25,5	1000	750
Zn	792	1091	222	3000	2500

^a MI-08-1735-1990 Ágazati Műszaki Irányelv alapján

^b 40/2008. (II.26.) Korm. rendelet alapján (mg kg⁻¹ száraz anyag)

2. 1. 2. A szennyvíziszap-komposzt

A talajok termékenységének csökkenése, alacsony porozitása, fokozódó tömörödöttsége csökkenti a mezőgazdasági termelés eredményességét és növeli a felszíni lefolyásból származó szennyezők mennyiségét. A talaj szerves anyagának növelése, bizonyítottan kedvezően befolyásolja a talaj minőségét (Wander et al., 2002).

Elsősorban a biomezőgazdaság használja a komposztot a talajok szerves anyagának növelésére szerves és szervetlen trágyák helyett. *Bullack et al.* (2002) a talaj fizikai, kémiai- és biológiai tulajdonságainak nagyfokú javulását tapasztalták komposzt alkalmazásakor és növekedett a terméshozam is. Ezzel ellentétben *Eghball és Power* (1999), valamint *Diez et al.* (1997) nem tapasztalt hozamnövekedést a komposzttal kezelt és a műtrágyázott növények között. *Aref és Wander* (1997) szerint a komposztnak inkább környezetvédő, környezetbarát szerepe van, semmint hozamnövelő. *Weber et al.* (2007) a komposzt pozitív hatását figyelték meg a talaj termékenységre, melyet a felvehető P, K és Mg tartalom emelkedésével magyaráztak. A komposzt hatással volt a szerves anyag humifikációjára, javította a talaj humusz alkotórészeinek összetételét azáltal, hogy növelte a huminsav mennyiségét.

Wang et al. (2008) a szennyvíziszap Cu, Zn és Ni frakcióinak változását vizsgálta Na-szulfáttal és mésszel való komposztáláskor. A felvehető Cu tartalom nem változott szignifikánsan a komposztálás után, a komposztálás előtti állapothoz képest. A komposztálás elején a Cu túlnyomó része (77,7 %) a szerves anyagban és a szulfidokban található. A komposztálás után a szerves anyag és a szulfid frakció Cu tartalma 77,7 %-ról 62,9 %-ra csökkent, a maradék frakció 20,9 %-ról 35,5 %-ra nőtt.

Levy et al. (1992) szerint a lúgos kémhatású mész semlegesíteni képes a komposztálás során keletkező szerves savakat és így csökken a fém-szerves anyag komplex kialakulása a mész és szennyvíziszap komposztálás során. Ezzel szemben *Wang et al.* (2008) azt tapasztalták, hogy Na-szulfáttal és mésszel végzett komposztálás során a szerves anyaghoz és a szulfidhoz kötött Cu mennyisége 4 %-kal nagyobb volt, mint a kontroll komposztnál. *Wang et al.* (2008) vizsgálataik alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a komposztálás kezdeti szakaszában a szénhidráthoz kötött Zn frakció dominál, de a komposztálás után, a maradék Zn frakció van túlnyomórészt jelen a komposztban. Ezzel szemben *Wong és Selvam* (2006) arról számoltak be, hogy a

mésszel való komposztálásnál 1-16,3 % a maradék Zn frakció. A kicserélhető és a szénhidráthoz kötött Zn frakció 10 % és 27,5 %-ról 1,5 % és 8,5 %-ra csökkent.

Wang *et al.* (2008) szerint a Ni túlnyomórészt kiülepedett formában fordul elő, amely megállapítást Su és Wong (2004) tanulmánya is alátámasztja. A kicserélhető, szénhidráthoz kötött, Fe-Mn-oxidhoz kötött, szerves anyaghoz kötött és a szulfid frakcióban található Zn mennyisége csökkent a komposztálás után. Wong és Selvam (2006) hasonlókat tapasztaltak mésszel való komposztáláskor.

A szennyvíziszap-komposztban a tényleges P és N tartalom kevesebb, mint 50 %-a vehető fel (Warman és Termeer, 2005a). Warman és Termeer (2005b) a szennyvíziszap és szennyvíziszap-komposztal kezelt kukorica növények mikroelem-felvételét vizsgálta a műtrágyával kezelt növényekkel összehasonlítva. Megállapították, hogy komposzt kezelés hatására nőtt a legnagyobb mértékben a kukorica Zn tartalma. Cherif *et al.* (2009) búzával végzett kísérletükben, a legnagyobb hozamot, komposzt és istállótrágya 40:80 t ha⁻¹ adagjával értél el. Azonban, ennél a kezelésnél mérték a legnagyobb nehézfém-tartalmat a talajban, a búza gyökerében és szárában.

Káposztával végzett csírázási kísérlet során, a csírázási százalék a komposztálási folyamat elején 15 % alatt volt. Ez alapján fitotoxikusnak tekinthető a komposzt ebben a periódusban. Mészadagolásnál a csírázási százalék kis mértékben csökkent. Az első 6 napban bekövetkezett csökkenés után, szignifikáns növekedés következett be a 15. napig, ahol a csírázási index 60 % volt. Ekkor a komposzt már nem tekinthető fitotoxikusnak (Wong, 1985).

Manois *et al.* (2003) a szennyvíziszap és a komposztálás utáni szennyvíziszap nehézfém tartalmát hasonlította össze (3. táblázat).

3. táblázat: A szennyvíziszap és szennyvíziszap-komposzt nehézfém tartalma Manois *et al.* (2003) alapján (mg kg⁻¹ sz.a.)

	Szennyvíziszap	Szennyvíziszap-komposzt
pH	6,7	7,9
Cu (mg kg ⁻¹)	599,0	525,0
Zn (mg kg ⁻¹)	728,0	825,0
Ni (mg kg ⁻¹)	99,0	68,0
Cd (mg kg ⁻¹)	1,2	1,5
Pb (mg kg ⁻¹)	191,0	189,0
Cr (mg kg ⁻¹)	134,0	118,0
Hg (mg kg ⁻¹)	2,5	2,6
As (mg kg ⁻¹)	2,5	1,9
Se (mg kg ⁻¹)	2,0	1,9

A kommunális szennyvíziszap-komposzt tulajdonságai hasonlóak a szennyvíziszaphoz és a mezőgazdasági használata a szennyvíziszapével megegyező módon történik. A kommunális szennyvíziszap-komposzt hosszú távú mezőgazdasági alkalmazását többen is vizsgálták (Gigliotti et al., 1996; García-Gil et al., 2000; Crecchio et al., 2004). *Marando et al.* (2011) a komposztált szennyvíziszap hatását vizsgálták a talaj paramétereire, pl. a teljes és kicserélhető szénhidrát-tartalomra és a mikrobiális biomasszára. A hosszútávú komposzt kezelés során nemcsak a talaj nehézfém tartalma nő, hanem a növényekben is kimutatható a magasabb nehézfém-tartalom (Gigliotti et al., 1996; Wei and Liu, 2005). A növényben felhalmozódó nehézfémek mennyisége függ a talaj nehézfém-tartalmától, fiziko-kémiai tulajdonságaitól (pl.: pH), a kötődés erősségétől és a felvehetőképességtől. A növények Cu tartalma és hozzáférhetősége általában kisebb, mint a mobilisebb cinké (Planquart et al., 1999; Zheljazkov és Warman, 2004). *Chu és Wong* (1987) tenyészedényes kísérletben vizsgálta a kommunális komposzt, szennyvíziszap-komposzt és a szennyvíziszap hatását különböző zöldségfélékre, anyagos homok talajon. A komposzton nevelt növények kevesebb nehézfémet akkumuláltak a szennyvíziszapon nevelt növényekhez képest. Ez a komposzt magasabb pH-jának, meszező hatásának és nagyobb szerves anyag tartalmának tulajdonítható (Chu and Wong, 1987). *Gigliotti et al.* (1996) megállapította, hogy a talaj-növény közötti transzport együttható a normál értéken belül volt, meszes agyagos vályog talajon végzett 6 éves kísérletben, 90 t ha⁻¹ adagú kommunális szennyvíziszap-kezelésnél. *Pichtel és Anderson* (1997) a Zn, Cu és Ni fitotoxikus koncentrációját állapította meg 240 t ha⁻¹ adagú kommunális szennyvíziszap-komposzt kezelésnél.

A komposzt Ni koncentrációja általában alacsony. *Woodbury* (1992) szerint a kommunális szennyvíziszap-komposzt átlagos Ni koncentrációja 31 mg kg⁻¹, amíg a talaj Ni tartalma világátlagban 22 mg kg⁻¹. Ezzel ellentétben *Bowen* (1979) véleménye szerint a talajok átlagos Ni tartalma 50 mg kg⁻¹. Így, a kommunális szennyvíziszap-komposzt Ni toxicitást okozhat.

A komposzt Zn tartalmát vizsgálva *Wen et al.* (2002a) megállapította, hogy komposztálás során szignifikánsan csökken a felvehető Zn mennyisége a komposztálatlan szennyvíziszaphoz képest. A komposztált szennyvíziszap nem emeli a növények Zn tartalmát, vagy a talaj felvehető Zn tartalmát.

Simeoni et al. (1984) salátával (*Lettuca sativa*) és zabbal (*Avena sativa*) végzett üvegházi kísérletükben kimutatták, hogy a szennyvíziszap és a szennyvíziszap-komposztal kezelt

növények Cu tartalma között nincs jelentős különbség. *Wen et al.* (2002b) szerint nem nőtt a növények Cu koncentrációja komposztált szennyvíziszap hatására. *Baldwin és Shelton* (1999) a dohány (*Nicotiana tabacum*) levelének Cu tartalmát vizsgálva megállapította, hogy a levelek Cu tartalma alacsony volt, amikor szennyvíziszap-komposztal kezelték a dohányt. A komposzt és a növény Cu tartalma közötti kapcsolatot a komposzt Na-tartalma határozza meg, mely potenciálisan meghatározza a növény növekedését (*Baldwin és Shelton*, 1999).

Az ólom stabilan kötődik a komposztban pl. szulfidokhoz (*Amir et al.*, 2005). *Gigliotti et al.* (1996) az ólom korlátozott mobilitását tapasztalta meszes talajon nevelt kukoricában 90 t ha⁻¹ komposzt adagnál, 6 éves kísérletben.

A krómnak szintén nagyon alacsony a biológiai hozzáférhetősége, mind a talajból, mind a komposztból (*Warman et al.*, 1995).

2. 1. 3. A füstgázpor

A füstgázpor talajjavító vagy talajmeszező anyagként való felhasználására savanyú talajokon kerülhet sor. Számos füstgázpor nem tartalmaz elegendő meszet, CaCO₃-ot vagy CaSO₄-ot. A talaj tulajdonságainak javítására elsősorban Ca és S szükséges. A Ca és a S is esszenciális elemek a növények növekedésében. A gyökerek jobban, intenzívebben növekednek gipszezett talajon. A fejlettebb gyökér szárazság idején is jobban képes vizet felvenni, mivel mélyebb rétegekbe képes lehatolni. A gipsz pozitív hatását a növények növekedésére több kutató is vizsgálta (*Shainberg et al.*, 1989; *Alcordero and Rechcigl*, 1993). Kedvező hatások mellett a káros hatását többen is megfigyelték a gyökér növekedésére. *Clark et al.* (1995) savanyú talajon (pH 3,9) végzett üvegházi kísérletükben csökkent gyökérnövekedést figyeltek meg 100 g kg⁻¹-nél kisebb adagú CaSO₄ alkalmazásnál, míg 250 g kg⁻¹ -nél nagyobb koncentrációban alkalmazva nem tapasztaltak csökkenést. 10-20 g kg⁻¹ adagú kalciumnál pozitív hatást figyeltek meg a kukorica növekedésén, de ezzel megegyező adagú füstgázpor alkalmazása drasztikusan csökkentette a növekedést. *Shahandeh és Sumner* (1993) tisztán füstgázporon nevelt afrikai szerelemfű (*Eragrostis curvula*) és kínai lóhere (*Lespedeza cuneata*) növényeken, a növekedés gátlását figyelték meg. *Sumner et al.* (1986) a lucernánál kontroll feletti értéket mértek, amikor a gipszet a talaj felszínére jutatták ki, savanyú talajon. *Clark et al.* (1997) kukoricával végzett kísérletükben

megfigyelték, hogy füstgázpor alkalmazásakor a hajtás Mg tartalma nőtt, Ca, P és Mn tartalma csökkent, a kontrollhoz képest.

2. 1. 4. A kohászati mésziszap, az extrudált mákgubó és a köszörűiszap

Stanojković et al. (2010) a kohászati salak hatását vizsgálták. Megállapították, hogy mésziszap hatására nőtt a kationok mennyisége a talajban, csökkent a potenciális savanyodás és nőtt a kation kicserélő kapacitás. Továbbá nőtt a felvehető P és K mennyisége. A talaj mikroorganizmusaira kifejtett hatás vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy a *Pseudogley* mennyisége csökkent kohászati mésziszap hatására. A kohászati mésziszappal kezelt talaj hidrogenáz aktivitása nőtt, háromszor volt nagyobb, mint a kontroll érték. A nagyobb hidrogenáz aktivitás hatása nagyobb lesz a légzés intenzitása, így a humusz és a talaj szerves anyagainak mineralizációja intenzívebb lesz (Cvijanović et al., 2008). Több kutató is vizsgálta mésziszap hatását (Shah et al., 1990; Bezdicek et al., 2003; Fuentes et al., 2006) és azt tapasztalták, hogy alkalmazásával nő a talaj pH-ja, pozitív hatással van a mikroorganizmusok növekedésére és a talaj hidrogenáz aktivitására. Így talaj pH változása szignifikánsan befolyásolja a a talaj szén és nitrogén körforgalmát és a talaj produktivitását (Kemmitt et al., 2006).

A fenti kutatások a kohászati mésziszap talajra, talajtani tulajdonságokra, illetve a talajéletre gyakorolt hatását vizsgálták.

Nem lelhető fel irodalmi adat arra vonatkozóan, hogy a kohászati mésziszapnak milyen hatása van a növényekre.

Az általam vizsgált köszörűiszapra és extrudált mákgubóra vonatkozóan nem leltem fel irodalmat.

2. 2. A melléktermékekben található elemek fiziológiai szerepei

2. 2. 1. Az alumínium élettani szerepe

Az alumínium (Al) a Föld szilárd kérgének mintegy 7 %-át alkotja. Ásványi talajokban az oldható alumínium koncentrációja kevesebb, mint 1 mg dm^{-3} . A pH 5,5 fölé emelkedésével ez az érték jelentősen csökken.

A kelet-amerikai mezőgazdasági talajokon valamint a trópusi vidékek talajain az Al rizotoxicitása gátolja a főgyökér megnyúlásos növekedését és az oldalgyökerek fejlődését. Másodlagos hatása a csökkent tápanyagfelvétel, a szárazsággal szembeni ellenállóképesség csökkenése, általában a csökkent termékenység.

Bár az Al nem esszenciális elem a növények számára, Foy (1974) bebizonyította, hogy a talaj, vagy a tápoldat alacsony Al koncentrációjának kedvező hatása lehet. Például a tea esetében, amely Al toleráns növény, $1000 \text{ }\mu\text{M}$ Al koncentrációnál is növekedést tapasztaltak (Matsumoto et al., 1976). Az Al érzékeny növényeknél, ilyen pl. a kukorica, a trópusi hüvelyesek és a cukorrépa, $71 - 185 \text{ }\mu\text{M}$ Al koncentráció között figyeltek meg növekedés-stimuláló hatást (Marschner, 1995). A kerti hortenzia (*Hydrangea macrophylla*) virágjának a színe az Al koncentráció függvényében változik. Magas Al koncentrációnál kék, alacsony Al koncentrációnál rózsaszín színűek a virágok (Asen et al., 1963).

A savas talajok terméketlenségének egyik meghatározó tényezője az Al (Foy, 1988). Hatására csökken az esszenciális kationok felvétele, sérülnek a gyökércsúcsi sejtek és a membrán. (Bennet et al., 1987). A mezőgazdasági gyakorlatban alkalmazott meszezés hatására csökken a kicserélhető KCl - os alumínium mennyisége (Kamprath, 1970). A többértékű kationok felvétele pl. Mg^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+} és Mn^{2+} gátolt az erősen savas talajokon, melynek oka a plazma membrán ATP-áz csökkent H^{+} kiválasztása (Marschner, 1995). Az Al és az alapvető kationok versengése eredményeként a kationok szállítása csökken az apoplazmából a szimplazmába. Az Al hatással lehet a Ca felvételre, azáltal, hogy gátolja a Ca^{2+} csatornát a plazmamembránban (Huang et al, 1992) és a Mg felvételét a szállítófehérjék kötőhelyeinek blokkolásával (Rengel és Robinson, 1989).

Az Al rizotoxicitás foszforhiányként is megjelenhet a savas talajokon (Foy és Brown, 1963). Az alumínium megkötí a foszfort a gyökérben és a sejtfalakban, így foszforhiányt indukál a lombozatban (Clarkson, 1967).

A hüvelyes növények gümőképződésének gátlása az Al által az indulált nitrogénhiányra vezethető vissza. A csökkent gümőképződés az alacsony Ca koncentrációval és az Al toxicitással van összefüggésben a savas talajokon (Schubert et al., 1990). A szója növekedése 10 %-kal csökkent 5-9 μM Al koncentrációnál, a gümőképződés már 0,4 μM koncentrációnál gátolt volt (Alva et al., 1987). A *Rhizobium* és *Bradyrhizobium* fajokra az alumínium toxikus (Rosswall et al., 1986), ez a toxicitás hatással van a talajok elérhető nitrogén tartalmára, így a jelenlegi és jövőbeni növénytermesztésre egyaránt.

Az Al toxicitás elsődleges támadáspontja a gyökércsúcs (Ryan et al., 1993), de a fiziológiai alapja az Al által indukált sejtkárosodásnak még nem teljesen ismert (Kochian, 1995). Az Al gátolja az enzimek aktivitását, a sejtek osztódását a gyökércsúcsban, a DNS megkettőződését és a foszfor hozzáférhetőségét a membránban. Az oldalgyökerek érzékenyebbek az alumíniumra, mint a főgyökér (Silva et al., 2000). Az Al hatása a szántóföldi növényekre különböző. Az Al és H^+ gátolja a szója gyökérének megnyúlását (Lund, 1970). A Ransom szója fajta oldalgyökerének fejlődése 50 %-kal csökkent 2,1 μM Al^{3+} hatására, de az Al rizotoxikus hatása függ a talaj pH-jától (Sanzonowicz et al., 1998). Az 5,2 alatti pH-nál a H^+ és Al gátolja a főgyökér megnyúlását, de az oldalgyökerek megnyúlásos növekedése jobban gátolt, mint a főgyökéré.

A Ca enyhíti a H^+ és Al^{3+} gátló hatását a szójánál. A gyökérszóna Ca-hiányos lehet, a meszező anyag nem megfelelő bedolgozása esetén. Az így kialakult savas körülmények gátolják a gyökér fejlődését és meghatározzák a tápanyagok felvételét is.

Kinraide et al. (1994) szerint a Ca mellett a Si és Mg is csökkenti az Al által indukált búzagyökér megnyúlásos növekedésének gátlását. A szilícium kedvező hatását a búzán kívül még rizsben és kukoricában is megfigyelték (Hara et al., 1999). A 10-50 μM Mg tartalmú tápoldaton nevelt szója gyökereinek megnyúlása fokozott volt Al kezelésnél is (Silva et al., 2001a). Ez a hatás búzánál nem hozott meggyőző eredményt. A Mg hatása függ a jelenlévő Ca mennyiségétől (Silva et al., 2001b). A Mg méregtelenítheti az alumíniumot, mellyel megelőzhető az Al által indukált sejtszerkezeti degradációt (Kochian, 1995).

A nevelő közeghez adott NaCl csökkenti az Al rizotoxicitását azáltal, hogy növeli az elektromos potenciált és csökkenti az Al^{3+} aktivitást a gyökér sejtek plazmamembránjának felszínén (Kinraide et al., 1992, 1994; Kinraide 1998). A Mg 100 - szor hatásosabb az Al rizotoxicitásának enyhítésében, mint a Ca. Néhány mikromol

mennyiségben adott Mg, a szója, Al által előidézett rizotoxicitását, már 24 óra után csökkentette (Silva et al., 2001b).

Az Al szerves savakkal, Al-szerves sav komplexet képez, ez az Al méregtelenítését okozza. A detoxifikáló hatás erőssége citromsav> oxálsav> almasav> borostyánkősav sorrendű. A citromsav hatását pH 3,5 - 6,0 között találták a leghatékonyabbnak (Martin, 1988). Citromsav jelenlétében jelentősen mérséklődik a gyökerek alumínium koncentrációja a citromsavmentes közeghez viszonyítva.

2. 2. 2. A cink élettani szerepe

A cinket (Zn) túlnyomó részt kétértékű kationként veszik fel a növények, magas pH-nál egyértékű kationként is felvehetik (ZnOH^+). A xylem-ben történő nagy távolságú transzport során a cink szerves savakhoz kötődik, vagy szabad kétértékű kationként fordul elő. A floem Zn-koncentrációja magas, a Zn komplexet képez a kis molekulású szerves oldott anyagokkal (Kochian, 1991).

Egyre nagyobb figyelmet kapott a cink szerepének tisztázása a fehérje molekulákban, így a DNS replikációját szabályozó enzimek működésében, a gén expresszió szabályozásában. Ez a szerepe összefüggésben van hídképző tulajdonságával is (Coleman, 1992).

Nagy mennyiségű foszfor műtrágya alkalmazása cink hiányt idézhet elő (Robson és Pitman, 1983), azáltal, hogy a talajban csökkentheti a cink oldékonyságát (Marschner és Schropp, 1977; Loneragan et al., 1979). A magas foszfor ellátás gyakran csökkenti a gyökér növekedését és a gyökerek VA mikorrhizával való kapcsolata kevesebb. Magas foszfor ellátásnál csökken a hajtás cink tartalma és cinkhiány tüneti jelennek meg (Loneragan et al., 1979). A foszfor által indukált cink hiányt tápoldatos kultúrában Cakmak és Marschner (1987) vizsgálta. A hajtás növekvő foszfor koncentrációjával a cinkhiány tünetei egyre súlyosabbá válnak, annak ellenére, hogy a száraz anyagban a cink mennyisége nem csökkent. Csökkenő Zn koncentrációnál a levelek SOD (szuperoxid-dizmutáz) aktivitása alacsonyabb volt.

A tápoldat magas foszfor és alacsony cink tartalmakor a foszfor által indukált cinkhiány gyakran az idős levelek magas foszfor tartalmát és foszfor toxicitását eredményezi (Loneragan et al., 1979; Cakmak és Marschner, 1986). A külső oldat növekvő foszfor koncentrációja nincs hatással a cink felvételére, azonban ha a hajtás száraz anyagában mért foszfor koncentráció magas, toxikus tünetek jelenhetnek meg (Loneragan et al.,

1982). A cinkhiányos növények hajtásának száraz anyagában a magasabb foszfor tartalom bizonyos mértékig az idős levelek akkumuláló hatásának tulajdonítható (Webb és Loneragan, 1988). A levelek foszfor tartalmának emelkedésének fő oka, hogy a cinkhiány fokozza a gyökerek foszfor felvételeit és transzlokációját a hajtásban, a gyökérsejtek plazma membrán átjárhatóságát a foszfor, a klór (Welch et al., 1982) és a bór számára, mely bór toxicitáshoz vezethet (Graham et al., 1987; Singh et al., 1990).

A cinkhiány a szétmállott savas talajokon és a meszes talajon széles körben elterjedt. A cinkhiányt gyakran a vashiánnyal azonosítják. A magas pH-jú meszes talajokban a cink hozzáférhetősége alacsony, mert a cink a CaCO_3 -hoz vagy a talajrétegekhez kötődik alig oldható $\text{Zn}(\text{OH})_2$ vagy ZnCO_3 -ot képezve (Trehan és Sekhon, 1977). A cink felvétele és a hajtásban történő raktározása magas bikarbonát (HCO_3^-) koncentrációval gátolható (Forno et al., 1975; Dogar és van Hai, 1980). Ez a hatás feltűnően hasonlít a HCO_3^- vasra kifejtett hatásával. A vashiánnyal ellentétben, a cinkhiány gyorsan korrigálható cink sók alkalmazásával pl. ZnSO_4 (Nayyar és Takkar, 1980). A cinkhiány leglátványosabb tünetei a kétszikűeknél a törpe növekedés, mely az internódiumok megrövidülést jelenti, valamint a levélméret drasztikus csökkenése. Komoly cinkhiány esetén a hajtáscsúcs elhal, amely gyakran előfordul pl. a dél- ausztráliai erdőtelepítésekénél (Boardman és McGuire, 1990). Ezek a tünetek gyakran párosulnak klorózissal is. A tünetek erős fény intenzitásnál súlyosabbak, mint félárnyékban (Boardman és McGuire, 1990). A ciroknál (*Sorghum bicolor*), a középér mentén klorotikus csíkok és antocián okozta piros elszíneződés fordul elő (Furlani et al., 1986). Cinkhiánykor a hajtás növekedése jobban gátolt, mint a gyökéré (Zhang et al., 1991a). A gyökerek által kiválasztott kis molekulatömegű oldott anyagok mennyisége emelkedik cinkhiánynál. Amíg a kétszikűeknél aminosavak, cukrok, fenolok és kálium a fő kiválasztott anyag, addig a pázsitfűféléknél a fitoszideroforok (Zhang et al., 1991a), melynek a kiválasztási intenzitása különböző a nap folyamán (Zhang et al., 1991b), ugyanúgy, ahogy a vashiánynál. Nem tisztázott, hogy a cink, - és vashiány hatására a fitoszideroforok emelkedése külön szabályozott, vagy inkább a vas anyagcsere zavara és a cinkhiány által indukált (Cakmak et al., 1994).

2. 2. 3. A foszfor élettani szerepe

A növények a foszfort (P) foszfátionok formájában hasznosítják. A foszfátfelvétel a gyökércsúcs mögötti 20-30 mm-es zónában történik. A felvett foszfát a gyökér

kéregszövetében szimplazmás úton szállítódik. A talajoldat és a xilémnedv foszfátkoncentrációja között 400- szoros különbség van. A xilémben főleg szervesetlen foszfát formájában szállítódik.

A növények megfelelő növekedéséhez kívánatos foszfor mennyisége a növényi száraz anyag 0,3-0,5 %-a. Foszfor toxicitás a száraz anyag 1 %-nál nagyobb foszfor koncentrációnál következik be. Azonban, néhány trópusi hüvelyes érzékenyebb a foszforra, a galamb borsó (*Cajanus cajan*) már 0,3-0,4 %-nál toxikus tüneteket mutat (Bell et al., 1990). Foszforhiányban károsodik a szénhidrát- és nitrogén- anyagcsere, a növény növekedésében visszamarad. A foszforhiányos növényeknél csökken a levélvastagság, a levélfelület (Fredeen et al., 1989) és a levelek száma (Lynch et al., 1991). A levél vastagodásának gátlása ellenére a fehérjetartalomra és a levelegységre (mm^2) eső klorofill tartalomra nincs számottevő hatása (Rao és Terry, 1989). Foszforhiány hatására a klorofill-tartalomban több esetben is növekedést figyeltek meg (Rao és Terry, 1989), a levelek rendszerint sötétebbek (Hecht-Buchholz, 1967), de a fotoszintetikus hatékonyság sokkal alacsonyabb a foszforhiányos növényeknél (Lauer et al., 1989). A hajtás növekedésével szemben, a gyökér növekedése sokkal kevésbé gátolt, ami a hajtás-gyökér arány csökkenéséhez vezet. A babnál (*Phaseolus vulgaris*), a megfelelő hajtás-gyökér arány, kielégítő foszfor tartalomnál 5, ami foszforhiányos körülmények között 1,9-re csökken. A foszfor limitáló tényező a reprodukív szervek képződésében. Foszforhiányos növényeknél a virágkezdemény kialakulása késleltetett (Rossiter, 1978), a virágok száma csökken (Bould és Parfitt, 1973), a magképződés korlátozott (Barry és Miller, 1989).

Lúgos talajokon - kivétel a csernozjom - a felvehető foszfor mennyisége általában alacsony. A foszfor és a cink mennyiségét a talajoldatban nem a szervesetlen anyagok kimosódása vagy oldódása határozza meg, hanem a foszfor adszorpciós és deszorpciós képessége, főleg azokban a talajokban, ahol a szerves anyag tartalom nagyobb, mint 1%. Ezeknél a talajoknál a pH 6-8 közötti, a felvehető foszfor mennyisége a talajoldatban nem csökken, hanem a pH emelkedésével nő (Welp et al., 1983).

2. 2. 4. A kalcium élettani szerepe

A kalcium (Ca) kétértékű kation, hidratációs energiája 1577 J mol^{-1} . A földkéreg ötödik leggyakoribb eleme, átlagos koncentrációja 3,6 %. Szélsőséges időjárási viszonyok között, a nem meszes talajok Ca tartalma kevesebb, mint 1 % (McLean, 1975), amíg a

meszes talajok Ca-tartalma az 50 %-ot is meghaladhatja. Az adott talaj Ca tartalma függ az anyakőzettől, az időjárástól és a meszeztől. A talajoldat Ca tartalma és a kicserélhető Ca azok a fő formák, melyeket a növények gyökerei képesek felvenni. A talajoldat Ca tartalmát meghatározza a pH és a talaj természete. A kilúgozott talaj Ca tartalma 20-40 mg dm⁻³, a kiszáradt talajé 10-50 mg dm⁻³. A Ca-szulfát és CaCO₃ a két fő kalciumforma a talajban. A kicserélhető Ca jobban kötődik a talajban, mint a K, vagy a Mg (McLean, 1975).

A talaj kolloidok egyik fő jellemzője a kationok abszorpciós képessége. A nátriummal telített kolloidális talajok nedvesség hatására ragadóssá válnak, amikor kiszáradnak pedig rideggé (Millar, 1963). Azonban a kalcium ionok nagy aránya flokkulációt okozhat (Baver, 1928). Az a talaj, melynek kolloidjai nagy koncentrációban tartalmazzak kalciumot talajművelésre kiválóan alkalmasak, melynek során javul a talaj levegőzöttsége, vízmegkötő-képessége. A jó talajművelés kedvező hatással van a gyökerek fejlődésére, a magvak csírázására és az aerob mikroorganizmusok aktivitására.

100 kg növényi száraz anyag átlagosan 1-3 kg kalciumot tartalmaz. A kalcium főleg a levelekben és hajtásokban fordul elő, a magvakban csak kevés van (1-3 %). A szalma kalcium tartalma a gazdasági növény típusától függően 0,09 - 0,59 % között változik. A növényben a kalcium jelentős része immobilis, főként a sejtfalak középlemezében Ca-pektát formájában, a valuólumban pedig Ca-oxalátként (Epstein, 1973) található.

A citoszol Ca-koncentrációja 0,1 mM, míg a vakuólumban és az apoplazmában közel százszoros kalcium koncentrációt mérhetünk. A kalcium eloszlását a sejtekben több kutató is vizsgálta. A kalcium legfontosabb funkciója a membrán stabilizálása és a sejtek integritásának fenntartása (Legge et al., 1982). Kalciumhiánykor a membrán „lyukacsossá” válik és az oldott anyag a citoplazmába jut. A plazma membrán szintén károsodhat, ha protonok (Lund, 1970), vagy nehézfémek (Jones és Lunt, 1967) hatására a külső felszínhez kötött kalcium ionok kicserélődnek. A paradicsom, paprika és görögdinnye csúcsrothadásának (Shear, 1975) korai tünetei a kalciumhiány által okozott fiziológiai zavarnak tudhatók be.

Rossignol et al. (1977) lóbab (*Vicia faba*) és sárga csillagfürt (*Lupinus luteus*) vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy 0,1 mol dm⁻³ CaCl₂-os kezelésnél a Ca 60 %-a a sejtfalban, 7 %-a a membránban és 33 %-a oldható frakcióként volt jelen.

A Ca növényélettani szerepét többen is tanulmányozták (Hanson, 1984; Kirkby és Pilbeam, 1984). Más makro-elemekkel ellentétben nagy mennyiségű kalcium található

a növényi szövetekben és gyakran a sejtfalban (apoplazma). Ez az eloszlás a sejtfalokban található Ca-kötőhelyekkel és a citoplazmába irányuló korlátozott transzporttal magyarázható. A kétszikű növényekben (melyeknek nagy a kation cserélő kapacitása, aminek fontos szerepe van a növények kalciumtartalmának megoszlásában és szállításában) alacsony Ca-koncentrációnál a Ca több mint 50 %-a Ca-pektát formájában megkötődik (Armstrong és Kirkby, 1979). Az alma raktározó szövetében ez az arány 90 % is lehet (Faust és Klein, 1974). Növekvő Ca-ellátás hatására sok növénynél (pl. cukorrépa, lucfenyő) nő a kalcium-oxalát mennyisége. Ezen Ca-forma immobilis, így hozzáférhetetlen (Egmond és Breteler, 1972). A Ca-pektátban és Ca-oxalátban kötött kalcium fiziológiai aktivitása alacsony. A kalcium koncentrációja a növényi szervekben eltérő. A sejtfal közép lamellájában, a plazma membrán külső felületén, az endoplazmatikus retikulumban (ER) és a vakuólumban magas a Ca koncentrációja. A kalcium passzívan jut a sejtbe a koncentráció grádiensnek köszönhetően, kiválasztása ugyanakkor energia (ATP) igényes folyamat (Jones et al., 1993). A tonoplaszt Ca-transzportját az ATP-hez kapcsolt proton pumpa és a $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ antiport szabályozza (Schumaker és Sze, 1990). A kloroplasztisz nagy mennyiségben raktároz kalciumot (6,5-15 mM, melynek nagy része a tilakoid membránhoz kötődik), de az alapállomány Ca-koncentrációja csupán 2,4-6,3 μM (Kreimer et al., 1988).

A gyökércsúcs mucilage kiválasztását a sejten kívüli kalcium koncentráció határozza meg. Az extracelluláris kalcium eltávolításával drasztikusan csökken a gyökércsúcsi sejtek kiválasztásának aktivitása, és gátolt a geotrópos válaszreakció a gyökérben (Bennet et al., 1990).

A kalciumnak fontos szerepe van a poláris sejtnagyobbodásban (Schmit, 1981). A kalcium a gyökér normális növekedéséhez nélkülözhetetlen. Ca-mentes tápoldaton nevelt növények gyökerei nem növekednek, csúcsi részük elnyálkásodik, megbarnul, majd elhal. Ca szükséges a pollen csírázásához, a pollentömlő normális növekedéséhez is (Mascarenhas és Machlis, 1964). Hiányában tehát a terméskötés is csökken.

2. 2. 5. A kálium élettani szerepe

A kálium (K) a legnagyobb mennyiségben előforduló kation a növényekben, hidratációs energiája 314 J mol^{-1} . A litoszféra kálium tartalma 2,6 % (Lindsay, 1979). A kálium négyféle formában található a talajban: oldható K (0,1-0,2 %), kicserélhető K (1-2 %), nem kicserélhető K (1-10 %), ásványi K (90-98 %; Brady és Weil, 1996). A teljes

kálium mennyiség csupán kis része, a kicserélhető és az oldható rész felvehető a növények számára. A legtöbb kálium a csillámpalában és a földpátokban található. Elsősorban a muszkovit, biotit, mikroklin és ortoklász tartalmaz nagy mennyiségű káliumot, de más csillámpalákban és földpátokban is jelentős mennyiségű kálium található. A mállott csillámpalában, vermikulitban, allofánban és zeolitban a kálium nem kicserélhető formában is megtalálható (Sparks és Huang, 1985).

A kálium esszenciális, a szénhidrát-anyagcsere más elemmel nem pótolható tápeleme. A növény vízgazdálkodását és a sztomák működését is meghatározza.

Számos fontos funkciója van a növényben: javítja a gyökér víz és tápanyagok felvételét, több, mint 60 enzim kofaktora, elősegíti a fotoszintézist, valamint a keményítő és cukrok transzlokációját.

A káliumnak fontos szerepe van a kórtani és kártani rezisztencia kialakulásában, melynek alapját a K^+ szénhidrát-anyagcserében betöltött szerepe adja. A kálium baktériumokra, gombákra, vírusokra, nematodákra kifejtett hatása lehet pozitív, negatív vagy semleges (Huber, 1980; 1989; Huber és Arny, 1985; Datnoff, 1994).

A kálium a legnagyobb mennyiségben felvett tápelem, néhány növényfajnál a felvett kálium mennyisége azonos, vagy alig kevesebb, mint a felvett nitrogén mennyisége. A K mobilis tápelem, így a hiánytünetek először az idősebb leveleken jelennek meg. A káliumhiány tüneteit könnyen össze lehet keverni a nitrogénhiány tüneteivel. Káliumhiánykor a hajtás növekedése akadályozott, a felső levelek sötétzöldek és kókadnak, az alsó levelek szélein és középső részén klorotikus tünetek jelentkeznek a levélcsúcstól kiindulva. A növényi növekedés és a gyökerek fejlődése gátolt káliumhiánykor (Fageria és Barbosa Filho, 1994), a magvak és gyümölcsök kicsik, összeaszottak és a növény fogékonyabb a betegségekre. A K-hiányos növények érzékenyek a kedvezőtlen időjárási feltételekre. Sok irodalmi adat áll rendelkezésre a K és a növényi betegségek összefüggésének vizsgálatáról, de a talaj, vagy a növényi szövetek kálium tartalmára vonatkozóan elenyészőek az adatok (Huber és Arny, 1985). A kálium trágyázás csökkenti az obligált és fakultatív patogének által okozott betegségek előfordulását (Király, 1976; Fageria et al., 1997).

A kálium és a kalcium ellentétes hatású (Hsiao és Läuchli, 1986), ez különösen az enzimaktivitás szabályozásában jelentkezik, amit ion-antagonizmusként ismerünk.

A citoszol K-koncentrációja 100-200 mM (Leigh és Wyn-Jones, 1984), a kloroplasztiszban található K-mennyisége megegyezik a citoszoléval (Schöppel-Meier and Kaiser, 1988). A kálium ezeken a helyeken nem helyettesíthető más ionokkal. A

vakuólum K^+ koncentrációja 10-200 mM (Hsiao és Läuchi, 1986), az alapszövet K^+ koncentrációja 500 mM (Outlaw, 1983). Az apoplazma kálium ion koncentrációja alacsony - ellentétben a Ca-mennyiségével - kivéve a specializálódott sejtekben, vagy szövetekben, ahol az apoplazmatikus K^+ koncentrációja 100 mM is lehet.

A kálium nagyszámú enzim aktiválására képes (Suelter, 1970). A kálium és más egyértékű kationok az enzim-fehérje térszerkezetének megváltozásával aktiválják az enzimeket. A makromolekulák az erősen kötött vízmolekulák által hidratáltak és stabilizáltak. A K^+ által indukált konformáció változás miatt nő a katalitikus reakciók aránya, a V_{max} , és néhány esetben a szubsztrát affinitása (Evans és Wildes, 1971).

A káliumhiányos növényekben kémiai változások is előfordulnak, nő az egyszerű szénhidrátok és az oldható N-formák koncentrációja, míg csökken az összetett szénhidrátok pl. keményítő mennyisége. A szénhidrát anyagcserében bekövetkezett változások a szabályozó enzimek nagymértékű kálium igényével magyarázható (Läuchi és Pflüger, 1978). A keményítő szintézisének fokozása szintén a káliumtól függ.

A kálium hasonló módon aktiválta a különböző növényi részekből izolált keményítő-szintetázt, melynek maximuma 50-100 mM K-koncentrációnál volt (Nitsos és Evans, 1969), magasabb kálium koncentrációnak gátló hatása volt (Preusser et al., 1981). A kálium másik fontos funkciója, hogy aktiválja a membránhoz kötött protonpumpa ATP-ázt.

A káliumhiányos növények szöveteiben nagyobb hidroláz és oxidáz pl: polifenol-oxidáz aktivitás mutatható ki, mint a káliummal jól ellátott növényeknél. Az még nem tisztázott, hogy ez a változás az enzim aktivitásban a kálium direkt vagy indirekt hatásában mutatkozik meg. A direkt hatásra példa a diamin-putreszcin akkumulációja a káliumhiányos növényekben (Houman et al., 1991; Tachimoto et al., 1992). Azok az enzimek, melyek a putreszcin szintézisét végzik az arginin keresztül, magas kálium koncentrációnál gátlódnak (Reggiani, et al., 1993) és a szöveti alacsony pH stimulálja őket.

A fehérjeszintézis nagyobb mennyiségű káliumot igényel, mint az enzimek aktiválása. A búzacsírából izolált sejtmentes kivonatban a riboszómák fehérjeszintézisnek optimumát 130 mM K^+ és 2 mM Mg^{2+} koncentrációnál mérték (Wyn Jones et al., 1979). Lehetséges, hogy a kálium az információ átírásában is szerepet játszik, például a tRNS kötődésében a riboszómához (Wyn Jones et al., 1979). A C_3 -as növényeknél a kloroplasztisz fehérje a RuBP-karboxiláz, melynek szintézise csökken káliumhiány

esetén és gyorsan reagál az újabb kálium ellátásra. Maximális aktivitás, 10 mM-os kálium koncentrációjánál figyelhető meg.

A megfelelő kálium ellátás mellett a felvett ^{15}N 30 %-a, káliumhiány esetén 11 %-a fehérjenitrogénként mutatható ki (Koch és Mengel, 1974). *Pflüger és Wiedemann* (1977) szerint lehetséges, hogy a kálium nemcsak a nitrátreduktáz aktiválásához szükséges, hanem az enzim szintéziséhez is. Káliumhiánykor egyes polipeptidek száma növekszik, különösképpen a 45 kDa moltömegű membránhoz kötött polipeptidé (Fernando et al., 1990).

2. 2. 6. A kén élettani szerepe

A légkör SO_2 tartalmát a növények képesek felvenni és felhasználni, de a legfontosabb kénforrás a gyökerek által felvett szulfát (Sekiya et al., 1982). A kétértékű szulfácion felvétele viszonylag alacsony pH tartományban történik és a xylem transzporttal szállítódik a növény föld feletti részeibe.

A növekedéshez szükséges optimális kén mennyisége a növényi száraz anyag 0,1-0,5 %-a. Legnagyobb a kénigénye a keresztesvirágúaknak (*Cruciferae*), ezt követik a hüvelyesek (*Leguminosae*) majd a pázsitfűfélék (*Graminae*) családja (Deloch, 1960). Kénhiányos növényeknél a hajtás növekedése akadályozott, míg a gyökéré kevésbé. A paradicsomnál megfelelő kénellátásnál a hajtás-gyökér aránya 4,4 volt, ami kénhiány hatására 2,0-re csökkent (Edelbauer, 1980). A kén ellátásban bekövetkező zavarok hatására néhány napon belül vízellátásbeli zavarok következnek be, csökken a gyökér vízpotenciálja, aminek következtében csökken a nettó fotoszintézis is (Karmoker et al., 1991). Egy mezofillum sejtre eső kloroplasztiszok száma csökkent *Dietz* (1989) spenóton végzett vizsgálatai alapján. A levelek klorofill tartalmában bekövetkezett drasztikus csökkenés a kénhiány egyik jellegzetes sajátossága (Burke et al., 1986; Dietz, 1989). A kéntartalmú aminosavak fehérjeépítők, ezért kénhiányában a fehérjeszintézis akadályozott, oldható nitrogénvegyületek halmozódnak fel, s egy idő után a nitrogénhiányra jellemző klorózis tünetei jelennek meg (Karmoker et al., 1991). A nitrogénnel ellentétben viszont, a kén egyenletesebben oszlik el a fiatal és az idősebb levelek között (Freney et al., 1978). Kénhiányos növényekben a kén eloszlását a nitrogén tartalom határozza meg: kénhiányos tünetek alakulnak ki a fiatal levelekben, ahol magas a nitrogén tartalom, vagy az idősebb levelekben, ahol alacsony a nitrogén (Robson és Pitman, 1983).

A fehérjék alacsony kéntartalma hatással van a táplálékok minőségére. A metionin esszenciális aminosav az emberi szervezet számára és gyakran limitáló tényező azokban a diétákban, ahol a különféle magvak a fő fehérjeforrások (Arona és Luchra, 1970). A gabona magvak csökkent cisztein tartalma miatt alacsonyabb lesz a liszt sütőipari értéke (Ewart, 1978).

Az erősen iparosodott területeken a növények gyakran túl sok ként vesznek fel, a légköri SO₂ kibocsátásból. Észak-Európában az ipari termelés csökkent az elmúlt évtizedekben, így a kényhiány széleskörűen elterjedté vált az északi-európai mezőgazdaságban, főleg a repcetermesztésben.

2. 2. 7. A magnézium élettani szerepe

A magnézium (Mg) kétértékű kation, melynek hidratációs energiája 1905 J mol⁻¹. A magnézium felvételét más kationok befolyásolják, ilyenek a K⁺ és a NH⁴⁺ (Kurvits és Kirkby, 1980), Ca²⁺ és Mn²⁺ (Heenan és Campbell, 1981). A más kationok által indukált magnéziumhiány elég gyakori jelenség. A magnézium a klorofill központi ionja, így a zöld levelekben fontos funkciója van. A növény magnézium tartalma nagymértékben függ a magnézium készlettől (Michael, 1941).

Kedvezőtlen fényviszonyok mellett a klorofill magnézium tartalma megközelítőleg 50 %-kal csökken (Dorenstouter et al., 1985). A magnézium 6-25 %-a klorofillhoz, 5-10 % a sejtfalak pektin anyagához kötődik, vagy alig oldódó formájában (pl. foszfát) a vakuólumban raktározódik. A túlzott magnézium ellátásnak toxikus tünetei lehetnek, a növekedés csökken és hiánytünetek jelennek meg. A kifejlett levél szöveti sejteinek 15 %-át a kloroplasztisz foglalja el, 5 %-át a citoplazma és a sejtfal, a maradék 85 %-ot a vakuólum (Cowan et al., 1982; Leigh és Wyn Jones, 1986). A magnézium koncentrációja a levél metabolikus „gyűjtőhelyein” (citoplazma, kloroplasztisz) 2-10 mM (Leigh és Wyn Jones, 1986). A vakuólumban található magnéziumnak szintén nagy szerepe van a magnézium homeosztázisában. A norvégiai lucfenyő tűleveleiben, a vakuólum magnézium koncentrációja 13-17 mM a mezofillum sejtekben, az endodermisz sejtekben 16-20 mM. Az endodermisz sejtek magas magnézium koncentrációjának is szerepe van a magnézium homeosztázis fenntartásában, a vegetációs periódusban. A vakuólum magnéziumja befolyásolja a kation-anion egyensúly fenntartását és a sejtek turgorát is szabályozza (Stelzer et al., 1990). 5 mM-os magnézium koncentrációnál a fotoszintézis gátlását tapasztalták (Wu et al., 1991).

A magnézium nélkülözhetetlen eleme a kináz típusú foszforilálási reakcióknak, ezért hiányában általános az anyagcsere zavara (Fischer és Bussler, 1988).

Az utóbbi évek nagyarányú műtrágya felhasználásával megnőtt a Mg kivétele a talajból. A Mg felvételét a talaj pH-ja jelenősen meghatározza. Legkisebb a Mg-hiány veszélye pH 5 körül. A Mg-hiány tünetei először az idősebb leveleken, a levélerek között mutatkoznak (Epstein és Bloom, 2004).

A talaj felvehető Mg tartalmát a geológiai eredet, a talajok vízellátása, a K és más kicserélhető kationok jelenléte határozza meg. A talaj magas K vagy Ca tartalma gátolja a Mg felvételt, mint ahogy a magas magnézium koncentrációnak a K, Mn és Ca felvételének gátlásában van szerepe (Persson és Olsson, 2000). A savanyú talajon nevelt növények hajlamosak a Mg-hiányra, mert romlik a talaj kolloidok abszorpciós kapacitása.

A magnéziumhiány klorozist, az idősebb leveleken nekrotikus elhalást okoz, csökken a termésmennyiség és a gyümölcsképződés is gyenge. A túlzott magnézium ellátás csökkenti a Ca, K és Mn felvételét, továbbá csökken a növekedés is. Az almába (*Malus sieboldii*) infiltrált $MgCl_2$ által indukált foltosodás az infiltráló anyaghoz adott Ca-mal megelőzhető (Burmeister és Dilley, 1993). A Mg-hiány tünetei dolomitos meszezéssel kezelhetők, így javul a savanyú talajok pH-ja és a felvehető Mg mennyisége is. A magnézium a mikroorganizmusok számára is esszenciális tápelem (Fulmer, 1918). A baktériumok nagy mennyiségű magnéziumot képesek megkötni. A magnézium elősegíti a baktérium sejt növekedését *in vitro* (Weinberg, 1977) és *in vivo* (Nayadu és Walker, 1961). A Gram-negatív és Gram-pozitív baktériumok intracelluláris Mg tartalma hasonló, de a Gram-pozitív baktériumok nagyobb mennyiségű magnéziumot igényelnek a növekedésükhöz (Woltz és Jones, 1979). A K és N műtrágyák a levél szöveteinek magnézium koncentrációjának változását okozzák, amely összefüggésben van a paradicsom baktérium foltosságával (Jones et al., 1988). A nitrogén ellátásnak is jelentős szerepe van a betegségek kialakulásában, de a magnézium szöveti koncentrációja és a betegség súlyossága között negatív kapcsolat van. A növekvő nitrogén adaggal a Mg mennyisége csökken. A talajban különböző magnézium-sók fordulnak elő, kölcsönhatásokon keresztül módosítják más elemek (pl.: K, Ca, Mn) hatását (James et al., 1995). A magnézium-klorid növeli a paradicsom érzékenységét a Fuzárium fertőzéssel szemben (Jones et al., 1989). A magnézium és a kálium csökkenti a mogyoró (*Corylus avellana*) hüvelyének a kalcium tartalmát és fogékonnyá teszik a *Pythium* és *Rhizoctonia* által okozott hüvelyrothadásra. Az ammónium vagy a $MgSO_4$

káros hatását a hüvely rothadására gipszezéssel lehet kompenzálni (Csinos és Bell, 1989).

2. 2. 8. A nátrium élettani szerepe

A földkéreg nátrium (Na) tartalma 2,8 %. A mérséklet égövi területeken a talajoldat nátrium koncentrációja 0,1-1 mM. A félszáraz, száraz és főleg az öntözött területeken, a Na koncentrációja 50-100 mM (ennek jelentős része a talajoldatban NaCl formájában található meg), mely káros hatással lehet a legtöbb növény növekedésére. Magasabb rendű növények nagy szelektivitást fejlesztettek ki a kálium felvételére a nátriummal összehasonlítva. A növények lehetnek halofiták és glukofiták. A gyökerek nátrium felvétele és a hajtásba történő szállítása között nagy különbségek vannak a növényfajok között, de a genotípusok között is. A genotípusok közötti különbséget több tényező befolyásolja, ilyen például a nátrium proton pumpa aktivitása és a gyökér plazmamembrán nátrium áteresztőképessége (Schubert és Läuchli, 1990).

Hiányos nátrium ellátás esetén a C₄-es növények gyengén nőttek és szemmel látható hiánytüneteket mutattak – klorózis, nekrózis, hiányos virágképződés. 100 µM nátrium alkalmazása fokozta a növekedést és csökkentette a vizuális tüneteket (Johnston et al., 1988).

A nátrium néhány C₄-es családba tartozó növényfaj számára tápelem mikroelemnyi mennyiségben, ilyen például az *Amaranthaceae*, *Chenopodiaceae* és a *Cyperaceae* család (Brownell, 1979). Az a tény, hogy a nátrium kedvező hatású a magasabb rendű C₄-es növények számára (Brownell és Crossland, 1972; Brownell, 1979) nem bizonyított. A jelenlegi ismeretek alapján a nátrium néhány C₄-es növény számára kedvező, de a C₃-as növények számára egyáltalán nem.

A nátrium hiány csökkenti a piruvát (PYR) átalakulását foszfoenol-piruváttá (PEP).

Nátriumhiányban a terebélyes labodában (*Atriplex vesicaria*) az alanin és a piruvát akkumulálódik, amíg a foszfoenol-piruvát, malát és az aszparát mennyisége csökken. Ezzel ellentétben, a paradicsomban (C₃-as), egyik anyagcsere termékre sincs hatással a nátrium. A nátrium hiányos *Atriplex vesicaria* és nyári ciprus (*Kochia childsii*) növényeknél a mezofillum sejt kloroplasztiszainak II.-fotorendszer aktivitása csökkent és az ultrastruktúra drasztikusan módosult, addig egyik paraméter se volt hatással a nyalábhüvely kloroplasztizára (Johnston et al., 1989; Grof et al., 1989). Nátrium újra

adagolásával a PS-II aktivitása helyreállt és módosult a metabolitok szintje kevesebb, mint három napon belül.

A nátrium fokozza a gyökerek nitrát felvételét és a levelek nitrát asszimilációját (Ohta et al., 1989). Érdekes módon, a nitrát reduktáz aktivitásának serkentése és a növekedés fokozása elmaradt, mikor $\text{NH}_4\text{-N}$ vagy $\text{NO}_3\text{-N}$ mellett volframot is adtak a tápközeghez, ami nitrát-reduktáz inhibitor. Így, a nátrium hiányos C_4 -es növényeknél – főleg az aszparát típusúaknál – a nitrogénhiány egy további faktor lehet, mely részt vesz a C_4 -es út károsodásában. A különböző C_4 -es növények izolált kloroplasztiszának vizsgálatakor Ohnishi és Kanai (1987), Ohnishi et al. (1990) a nátrium szerepének új lehetőségeit fedezték fel a mezofillum kloroplasztiszában. A köles (*Panicum miliaceum*) kloroplasztiszában a nátrium fokozta a piruvát felvételét, a Na^+ piruvát kotranszporton keresztül jut a kloroplasztiszba, a Na^+ proton pumpa segítségével. Ezzel ellentétben, a kukoricánál (*Zea mays*) ez a jelenség hiányzik.

A sótűrő és sóérzékeny növények eltérően reagálnak a nátriumra. Cukorrépában (*Beta vulgaris*) a nátrium könnyen szállítódik a hajtásba, ahol káliummal cserélődik ki. Ez a csere növeli a növények száraz tömegét, az érték magasabb lesz, mint káliumhiányos növényeknél ($0,05 \text{ mM K}^+$). Ezzel ellentétben a káliumhiányos bab ($0,5 \text{ mM K}^+$) növekedése tovább csökken nátrium hatására. A növekedés elmaradása, vagy csökkenése azzal magyarázható, hogy a Na szállítása a hajtásba korlátozott. Smith et al. (1980) és Jarvis (1982) hasonló különbségeket találtak a takarmányfüveknél, a rozsnál (*Secale cereale*), mint sótűrőnél és a réticsetpázsitnál (*Alopecurum pratensis*), mint sóérzékeny növénynél, ellenőrzött körülmények között végzett kísérletekben.

A mezőgazdasági növények többsége sóérzékeny. Nagy NaCl koncentrációnál a sóérzékeny növények kirekesztő mechanizmusa nem tudja megakadályozni a Na^+ felvételét és transzportját a hajtásba, ezáltal az anyagcsere funkciók és a növekedés gátolt. Ezzel ellentétben, a sótűrő növények tolerálják a magas sókoncentrációt, exkluderként viselkedve. A felvett Na-ot az ozmózis szabályozására használják fel (Flowers és Läuchli, 1983).

2. 2. 9. A vas élettani szerepe

A vas (Fe) a Földkéreg egyik alkotója. Ugyanakkor a magas pH-jú talajokon, amelyek gyakoriak a száraz és a félszáraz klimatikus viszonyok között, a vas a növények számára gyakorlatilag felvehetetlen. Vashiányos körülmények között a növények levele megsárgul

(klorózis), a növekedés mérséklődik, a termés csökken. A vashiányos körülmények között élő növények gyökereinek válaszreakciói segítik a vas felvételét. Ilyen válaszreakciók a proton-kiválasztás fokozása, a redukáló képesség növelése és olyan kelátképző szerves anyagok kiválasztása, mint amilyenek a fitoszideroforok.

A vas a redox folyamatok esszenciális eleme. A vas katalitikus funkciója függ az elektronszerkezettől, amely reverzibilis változáson mehet keresztül, továbbá függ a ligand környezetétől (Bullen és Griffith, 1999). A vas az anyagcsere-folyamatok nélkülözhetetlen eleme, fontos szerepe van a légzésben, a DNS szintézisben, fotoszintézisben és a molekuláris nitrogén-megkötésben. A vastoxicitás hatással van a lipidek peroxidációjára, fehérjék degradációjára és a DNS mutációjára (Halliwell és Gutteridge, 1984; Stadtman, 1993). A vas intracelluláris koncentrációja szoros kontroll alatt áll – vasfelvétel és raktározás szabályozza. A homeosztázisban bekövetkező zavar komoly pleiotróp hatással van a mikroorganizmusok, növények és állatok fiziológiájára és fejlődésére (Kühn, 1988; Briat és Lobréaux, 1998; Touati, 2000). A vashiány volt az első növényi tápelem hiány, amelyet vizsgáltak (Gris, 1844). A zöld növények tipikus tünete vashiánykor a fiatal levelek klorózisa (Abadia, 1992). Alacsony klorofill és karotinoid tartalom kíséri a sárgás elszíneződést. A mérsékelt vashiány csökkenti a tilakoid membránok számát. A klorofill- és a tilakoid szintézis és a fotoszintézis a vastartalmú fehérjék integritásától függ (pl. hem és Fe-S fehérjék; Imsande, 1998). A RuDP-áz aktivitása csökken vashiánykor.

Gyakori vasforrás a növények számára a vasoxid, melynek mennyisége a talajban 0,1-50 % körül mozog. Természetes körülmények között a vasoxid a legstabilabb vasforma, az oldékonysága határozza meg a vas biológiai hozzáférhetőségét.

A Föld kialakulásának elején alacsony oxigén és magas Fe^{2+} tartalom volt a jellemző (Willians és Fraústo da Silva, 1999). A molekuláris oxigén megjelenésével a Fe^{2+} -ből Fe^{3+} jött létre. A vasoxid (Fe^{3+}) leggyakrabban a goethite - vasoxihidroxid - ($\text{FeO}(\text{OH})$)-ban és hematitban (Fe_2O_3) fordul elő. 7 pH-nál a Fe^{3+} ion 1×10^{-17} M mennyiségben érhető el, amíg a növények igénye $1 \times 10^{-7,7}$ M (Lindsay és Schwab, 1982). Az elárasztott talajokon lévő növények gyökér-légjárataiban a vashidroxidok egy vasréteget képeznek (Green és Etherington, 1977; Hansel és Fendorf, 2001). Az aerenchymák levegő csatornák, melyek a vízzel való elárasztás során alakulnak ki a gyökérkéregben. Az oxigén jelenléte a szövetekben a redukált komponensek visszaoxidálásához vezet. Ennek következtében, a vízzel borított területeken a növények gyökerei körül egy pirosas-barna vashidroxid réteg figyelhető meg. Az oldódás, a redukció és

komplexbéjzódés során zajlik. Ezekben a folyamatokban a szerves anyagok játsszák a fő szerepet a rizoszférában (Lindsay és Schwab, 1982). A pH 1 értékkel való csökkenésével az oldható vas mennyisége 1000x-ére nő.

A szerves anyagok mikrobiológiai lebontása során a mobilis vas mennyisége csökken. A szerves anyagok vashoz kapcsolódva oldható komponenseket hoznak létre. A vaskelátképződés képességét a következő kelátorok határozzák meg (a csökkenő kelátképző-képesség sorrendjében): ethylenediaminedi-o-hydroxyphenylecetsav (EDDHA) > EDTA > etilénlikol-bis (β-aminoetil-tetraecetsav) EGTA > nitrilotriacetsav > ecetsav > oxalát. Egyedül az EDDHA képes pH 7 alatt jelentős mennyiségű vasat kelát formájában megkötni. A szerves savak (pl.: α-ketoglutársav, oxálecetsav, piruvát, almasav és borostyánkősav) kevesebb, mint a kezdeti vas 1 %-át képesek megkötni pH 6 felett.

Sok fiziológiai és biokémiai okfejtés látott napvilágot az elmúlt néhány évben a vas anyagcseréről, a növények vashelvételéről és vasraktározásáról, de a molekuláris genetikai tanulmányok még kezdetlegesek (Römheld és Marchner, 1981; Wirén et al., 1993).

A vashelvétel mechanizmusa szerint a növényeket két csoportba sorolhatjuk, úgy mint I.-es és II.-es vashelvételi mechanizmusú növények.

Az I.-es csoport növényei protonokat választanak ki a rizoszférába, mellyel képesek mobilizálni a Fe^{3+} ionokat. Ez a fokozott proton kiválasztás a plazmalemma H^+ -ATP-áz növekvő aktivitásának következménye (Römheld, 1987; Schmidt, 1999). A Fe^{3+} -reduktáz aktivitása megnő, ez növeli a Fe^{2+} mennyiségét, ami többnyire citromsavhoz kötötten szállítódik. Az elszállítódás miatt csökken a rizoderma sejtek Fe-tartalma, ami újabb Fe^{3+} felvételét teszi lehetővé a rizoszférából (Bienfait, 1988). A transzfer sejtek, parenchimatikus sejtek másodlagos sejtfal kitüremkedésekkel, amik benyúlnak a sejt lumenjébe és növelik a felületet. A redukált vas a szimplazmában szállítódik az aktív transzporttal. Mielőtt a Fe^{2+} a xylem-be jut, oxidálódik, és kelátot képez a citromsavval. A citromsav a vas természetes szállítója a növényben (Brown, 1978).

A pázsitfűfélék (pl.: búza, árpa, rozs, rizs, kukorica) tartoznak a II.-es vashelvételi mechanizmusú növények közé (Römheld és Marschner, 1986; Mori 1999). Ezek a növények fitoszideroforokat szintetizálnak és választanak ki a rizoszférába. Kémiaiilag a fitoszideroforok a mugein savak közé tartoznak. A növény gyökere a fitosziderofor Fe^{3+} -kelátokat a transzportereken keresztül vesz fel.

3. AZ ANYAG ÉS MÓDSZER

3. 1. A vizsgált anyagok

Kísérleteimben a füstgázport, a szennyvíziszap-komposztot, az extrudált mákgubót, szennyvíziszapot, a köszörűiszapot és a mésziszapot használtam.

3. 1. 1. A vizsgált anyagok eredete

3. 1. 1. 1. A füstgázpor

A hulladékégetők égésteréből kikerülő füstgáz hőmérséklete elérheti az 1000 Celsius fokot, ezért ezt hűteni kell. Kis égetőkben levegő, vagy víz beporlasztásával történik a füstgázok hűtése, a hő veszteség igen nagy, 90 % feletti, ha nincs hő hasznosítás. Amennyiben van, úgy villamos energia, vagy használati meleg víz előállítására is fordítható. A hő hasznosítást követően kezdődik a füstgáz tisztítása. Itt a szilárd - és gáz halmazállapotú szennyezőanyagoktól kell megtisztítani a füstgázt. A szilárd halmazállapotú szennyezőanyagok tisztítására régebben az elektrofiltereket használták, ma már inkább a nagyobb hatékonyságú szövetzsűrőket alkalmazzák. A gázok tisztítására különböző füstgázmosási eljárásokat terjedtek el. Megkülönböztetünk száraz, félszáraz és nedves füstgáztisztítási eljárásokat. Az utóbbi kettő lényegesen jobb hatásfokkal rendelkezik, mint a száraz eljárás. A nitrogén-oxidok leválasztása ammónia felhasználása mellett, szelektív katalitikus, vagy szelektív nem-katalitikus eljárás keretében történik. Ezekkel a módszerekkel a különböző szennyezőanyagokra nézve 90-99%-os hatásfokkal tisztítható a füstgáz. Ez általában nem elegendő és további eljárások is szükségesek. A hulladékégetőknél az aktív szén/kokszadagolás tipikus, amely leginkább a dioxin kibocsátás csökkentését szolgálja. A füstgázt ezt követően a kéményen távozik, ahol az egyes szennyezőanyagok összetételét folyamatosan mérik. A kémény magassága meghatározó szerepet játszik a szennyezőanyagok terjedésében. A füstgázok tisztítása során füstgáztisztítási maradékanyagok is keletkeznek, melyek veszélyes hulladéknak minősülnek (Kurucz Zs., „Kristály-99” Környezetgazdálkodási, Szolgáltató Kft. értékesítési vezetője, 2009; szóbeli közlés).

A füstgázpor több forrásból is származhat, amit tükröz a különböző füstgázporok EWC száma is (16/2001.(VII.18.) KöM rendelet):

- 10 01 05: Füstgáz kéntelenítésének kalcium alapú reakcióiból származó szilárd hulladékok
- 10 03 19: Füstgázporból származó, veszélyes anyagokat tartalmazó por
- 10 03 23: Alumínium olvadék elektrolíziséből származó gázok kezeléséből származó, veszélyes anyagokat tartalmazó szilárd hulladékok
- 10 05 03: Cink termikus kohászatából származó füstgázpor
- 10 06 03: Réz termikus kohászatából származó füstgázpor
- 10 08 15: Egyéb nem vasfémek termikus kohászatából származó veszélyes anyagokat tartalmazó füstgázpor
- 10 09 09: Vasöntvények készítéséből származó veszélyes anyagokat tartalmazó füstgárpor
- 10 10 09: Nem vasfém öntvények készítéséből származó veszélyes anyagokat tartalmazó füstgázpor
- 10 11 15: Füstgázkezelésből származó, veszélyes anyagokat tartalmazó szilárd hulladékok
- 10 14 01: Füstgáztisztításból származó, higanyt tartalmazó hulladékok

3. 1. 1. 2. A szennyvíziszap, a szennyvíziszap-komposzt és az extrudált mákgubó

A vizsgált szennyvíziszap, a szennyvíziszap-komposzt és az extrudált mákgubó a tiszavasvári Alkaloida Zrt.-től származik (1. ábra), ezért indokoltnak tartom, hogy az azonos eredet okán egy fejezetben tárgyaljam.



1. ábra: Az Alkaloida Zrt. telephelyén előállított komposzt (Fotó: Tóth B., 2009)

A szennyvíz az üzem gyártási folyamataiban keletkezik, majd útban a szennyvízkezelő telepre mennyiségéhez mérten kevés kommunális szennyvíz keveredik hozzá. A kommunális szennyvíz az üzemi mellékhelyiségekből és a lakótelepről származik.

A szennyvíz tisztítása során másodlagos anyagként szennyvíziszap keletkezik. Ennek az anyagnak a kezelése a folyadékfázis technológiai rendszerével való kölcsönhatások miatt, attól el nem választható és azzal szerves egységet képez.

Célja az anyag nedvesség tartalmának csökkentése, bűz, szagártalom, fertőzőképesség megszüntetése, mérséklése.

A szennyvíziszapot összetétele alapján két nagy csoportba választhatjuk szét: 1; a hasznosítható anyagokra és 2; a gátlást előidéző összetevőkre. Ez utóbbiak igen gyakran túlsúlyba kerülnek, s gátolják az iszaphasznosítási lehetőségeket, illetve költséges beavatkozást, többlet technológiai elem beépítését teszik szükségessé (Juhász, 1988).

A komposztálás a szennyvíziszap biológiai úton történő feldolgozásának egyik módja, melynek célja:

- az anyag térfogatának és tömegének csökkentése,
- a levegőszennyezés csökkentése,
- a fertőző hatás megszüntetése,
- az iszapban jelenlévő N, P, K, C, stb. tartalom hasznosítása.

A folyamat többnyire aerob körülmények között zajlik, amikor is a szerves anyagokat baktériumok bontják, illetve szervesen ásványi anyaggá alakítják át, miközben hő fejlődik, mely a patogénok nagy részét elpusztítja.

Bár az iszap önálló komposztálására számos eljárás ismert, a gyakorlatban azonban általános különféle töltőanyag adagolása pl. mezőgazdasági hulladék, települési szilárd hulladék, ipari hulladék.

Az iszapnak a töltőanyagokkal történő komposztálása során olyan másodlagos anyag keletkezik, melynek közvetett vagy közvetlen újrahasznosításával lehetőség nyílik a környezetkárosítás további csökkentésére. A szemétben lévő anyagok egy része energiahordozóvá alakítható. A mágnesezéssel leválasztott fémek értékesíthetők. Mindezek csökkentik a depóniába szállítandó maradékanyagok mennyiségét.

A szennyvíziszapnak akár önmagában, akár nem természetes idegen anyagokkal történő komposztálása, illetve ennek az anyagnak hasznosítása egy olyan preventív környezetgazdálkodási tevékenység, ahol a másodlagos anyagok újrahasznosítására és a természeti körforgásba történő visszajuttatásával a ráfordítás és az elmaradó kár arányát a kedvező irányba billentik. A komposztot hulladékdepók lefedésére használják fel.

Az extrudált mákgubó a morfingyártás melléktermékeként keletkezik. Alapanyaga mákszecka, száraz máktok. Vizes extrakcióval vonják ki belőle a morfint, vegyszert nem tartalmaz. Régebben talajlazítóként használták, valamint laskagomba termesztésben. Napjainkba elszállítják biogáz üzembe (Kenderes), vagy hulladékdepók fedésére (Krausz Z., Tiszavasvári Alkaloida Vegyészeti Gyár Zrt. Környezetvédelmi Oszt.vez. 2009, szóbeli közlés).

3. 1. 1. 3. A mésziszap

A BÉM Zrt. (Borsodi Érc, Ásvány-és Hulladékhasznosító Mű Zrt.) a hulladéktermelők, illetve tulajdonosok által a birtokába adott hulladékokból és veszélyes hulladékokból ipari alapanyagokat állít elő. Teszi ezt biztonságos technológia alkalmazásával, a hatályos jogszabályok betartásával, az illetékes hatóságok követelményeit teljesítve, és a tevékenység által érintett emberi közösségek érdekeit szem előtt tartva, a vevők

minőségi és környezetvédelmi követelményeinek megfelelően. Agglomerát gyártást végez, ipari nyersanyagok anyagában történő feldolgozásával.

Az anyagában történő hulladékhasznosítás során az agglomerát gyártó technológiából nem történik ipari szennyvízkibocsátás a zárt szennyvízkezelő rendszerben megoldott, tisztított szennyvíz technológiába történő visszavezetés révén. Továbbá hulladék sem keletkezik a technológiában felhasználásra kerülő ipari hulladékok termékké alakításakor. A BÉM Zrt. fő tevékenysége a magas vastartalmú zsugorítvány gyártása, ipari veszélyes és nem veszélyes hulladékok hasznosításával. Ez a technológia képes a magas vastartalmú kohászati és gépipari hulladékokat késztermékké alakítani. Az előállított késztermék vaskohászati alapanyag (Almási K., BÉM Zrt. TQM igazgató, 2009, szóbeli közlés)

A telepre beérkező veszélyes és a nem veszélyes hulladékok fedett csarnokokban, az alapanyagok és a segédanyagok a B.13. és B.14. jelű belső érctérien és résbunkerben kerülnek lerakásra (2-3. ábra).



2. ábra: A beérkező anyagok tárolására és aprítására szolgáló „bunkerek” (Fotó: Tóth B., 2009)



3. ábra: A hidegüzemi rész, ahol a bekerült anyag homogenizálása folyik (Fotó: Tóth B., 2009)

3. 1. 1. 4. A köszörűiszap

A köszörűiszap a különféle fémek megmunkálása során keletkezik. 50 %-a fém, kb. 20 % vizet tartalmaz. Köszörűkő-darabok és fémforgácsok is megtalálhatók benne. Kezelése során saját technológiával préselik a köszörűiszapot. A mechanikus megmunkálás során keletkező köszörűiszap hulladékok korábbi hasznosítása – magas hőmérsékleten kiégették a nem fém anyagokat – nagyobb emisszió kibocsátást eredményezett. Az üzembe helyezett új technológia az olajos és emulziós köszörűiszapokat nagy nyomással sajtolja össze acélforgáccsal. A préselő erő következtében az iszap olaj- vagy emulziótartalma gyűjtőedénybe folyik, ami az emulzió bontóban előkezelés után energetikai hasznosításra kerül. A brikettálás során keletkezett termék pedig egy száraz, szilárd un. fémbrikett-pogácsa, amely másodnyersanyagként kerül hasznosításra. Évente 1400 tonna kezelése folyik a „Kristály-99” Környezetgazdálkodási, Szolgáltató Kft. telephelyén (Kurucz Zs., „Kristály-99” Környezetgazdálkodási, Szolgáltató Kft. értékesítési vezetője, 2009, szóbeli közlés).

3. 2. A minták kémiai analízise

A növényminták 85 °C-on történt szárítása és darálása után 1 g mennyiségét mértünk ki analitikai mérlegen. A növényminták előroncsolása során 10 cm³ cc. HNO₃-at alkalmaztunk 60 °C-on, 30 percig. A főroncsolás előtt 3 cm³ H₂O₂-ot adagoltunk hozzá. A főroncsolás 120 °C-on 90 percig tartott. A roncsolmány lehűlése után 50 cm³-re

töltöttük ioncserélt vízzel, majd Filtrak 388 szűrőpapírral szűrtük (MSZ 21470-50, 1998).

A talajminták és a vizsgálati anyagok előroncsolása során 15 cm³ cc. HNO₃-at alkalmaztunk 60 °C-on, 30 percig. A főroncsolás előtt 5 cm³ H₂O₂-ot adagoltunk hozzá. A főroncsolás 120 °C-on 270 percig tartott. A roncsolmány lehűlése után 50 cm³-re töltöttük ioncserélt vízzel, majd Filtrak 388 szűrőpapírral szűrtük (MSZ 20135, 199).

Az anyagok roncsolásához Merck gyártmányú (E. Merck, Darmstadt, Németország) analitikai minőségű HNO₃ (65 %) oldatot használtunk. A törzsoldatok készítéséhez Merck és BDH gyártmányú standard oldatokat, valamint REANAL gyártmányú (Budapest) analitikai tisztaságú vegyszereket alkalmaztunk.

A mosogathoz, továbbá az oldatok előkészítéséhez használt nagy tisztaságú vizet egy kétlépcsős Millipore (Millipore, Párizs, Franciaország) víztisztító berendezés segítségével állítottuk elő. A csapvízből az első lépcsőben egy fordított ozmózis elvén működő MILLI-RO 5 PLUS berendezés 10-15 µS vezetőképességű vizet állít elő, a második lépcsőben a MILLI-Q RG egy ioncserés, baktériumszűrővel ellátott készülék ezt tisztítja tovább. A MILLI-Q RG készülékből 0,05 µS vezetőképességű, gyakorlatilag baktérium és sómentes vizet kapunk.

Analitikai meghatározáshoz egy OPTIMA 3300 DV típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométert (ICP-OES) alkalmaztunk, melynek a technikai jellemzői az alábbiak:

ICP-OE spektrométer:

típusa:	OPTIMA 3300 DV
gyártó:	Perkin-Elmer Ltd.
optikai rendszer:	Echelle-rendszerű, argon gázzal öblített
hullámhossz tartomány:	160-782 nm
RF generátor:	40MHz
detektor:	szilárdtest áramkör detektálás, SCD
plazma megfigyelés:	axiális
porlasztó típusa:	koncentrikus (Meinhard Type A)
a perisztaltikus pumpacső típusa:	fekete-fekete
az optikai rendszer felbontása:	normál
feloldóképesség:	0.007 nm

Az ICP-OES berendezés változtatott paraméterei és értékei:

Kicsatolt teljesítmény:	1300 W
Porlasztógáz áramlási sebesség:	0,8 dm ³ /min.
Hűtőgáz áramlási sebesség:	15 dm ³ /min.
Segédgáz áramlási sebesség:	0,5 dm ³ /min.
Mintabetáplálás sebessége:	1 cm ³ /min.
Plazma megfigyelési magassága:	15 mm

A vizsgálatainkban a háttérmérés helyéül általában 2-pontos, kevés esetben 1-pontos háttérkorrekciót alkalmaztunk. A kalibrációs pontokra általában nemlineáris, kevés esetben lineáris kalibrációs egyenletet illesztettünk.

Az elemtartalom meghatározásához a hajtást és a gyökérzetet külön készítettem elő a roncsoláshoz.

3. 3. A relatív klorofill tartalom meghatározása (SPAD-érték)

A klorofill méréshez a növények második illetve harmadik legfiatalabb, de már teljesen kifejlett leveleit használtam (4. ábra). A relatív klorofill tartalmat SPAD-502 (MINOLTA, Japán) klorofill mérővel mértem (Uddling et al., 2007). A táblázatokban az eredményeket SPAD-értékként szerepeltettem.



4. ábra: Relatív klorofill tartalom mérése Spad-502 Minolta készülékkel (Fotó: Oláhné, 2009)

3. 4. A klorofill-*a*, *b* és karotinoid meghatározása spektrofotometriásan

Az abszolút klorofill *a*, *b* és karotinoid tartalmat Metertek SP 80 Spektrométerrel mértem Moran és Porath (1980) alapján. 50 mg friss levélmintát 5 ml N,N-dimetilformamidban oldottam 4 ° C-on, 72 órán keresztül. Ezt követően a klorofill-*a* mennyiségét 664 nm-en, a klorofill-*b*-t 647 nm-en, a karotinoid-tartalmat 480 nm-en mértem.

Az alábbi képletbe behelyettesítve, a fotoszintetikus pigmentek mennyisége mg g⁻¹-ban, a friss tömegre vonatkoztatva számítható:

$$\text{klorofill-a} = (11,65 \cdot a_{664} - 2,69 \cdot b_{647})$$

$$\text{klorofill-b} = (20,81 \cdot b_{647} - 4,53 \cdot a_{664})$$

$$\text{karotinoidok} = (1000 \cdot \text{car}_{480} - 1,28 \cdot a_{664} - 56,7 \cdot b_{647})$$

A kukoricánál és a napraforgónál a második és harmadik levélben mértem az abszolút klorofill-*a*, *b* és karotinoid tartalmat.

3. 5. A száraz tömeg mérése

A száraz tömeg meghatározásához a mintákat 85°C-on tömegállandóságig szárítottam, majd szobahőmérsékletre történt visszahűtés után analitikai mérlegen (OHAUS) mértem (Nakano és Monita, 2007).

3. 6. A toxicitási teszt

A toxicitási teszthez fehér mustármagokat (*Sinapsis alba* L.) használtam (US EPA, 1989; MSZ 21976-17, 1993). A vizsgálati anyagokat és a szűrletet a Petri csészében lévő szűrőpapírra helyeztem, majd nedvesítettem és nedves szűrőpapírral fedtem. A mustár magvakból minden Petri csészébe 100 magot raktam. Összesen 6 kezelést és egy kontrollt állítottam be. Az ismétlések száma három volt.

3. 7. A tápoldaton nevelt növényekkel végzett vizsgálatok

Kísérleti növényként kukoricát (*Zea mays* L. cv. Norma sc) és napraforgót (*Helianthus annuus* L. cvs. Arena) használtam. A magvak felületének fertőtlenítését 5x-ös hígítású H₂O₂-dal végeztem el. A fertőtlenített magvakat desztillált vízzel többször öblítettem, majd 10 mM-os CaSO₄ oldatban 4 óráig áztattam a jobb csírázás érdekében. A magvakat nedves szűrőpapír között csíráztattam, úgy, hogy a csíranövények polaritása

természetes legyen. A termosztát hőmérséklete 22 °C volt. A 4 cm-es hipokotilú napraforgó, és az ugyanekkora koleoptilrel bíró kukorica csíranövényeket tápoldatra helyeztem. A növények neveléséhez az alábbi összetételű tápoldatot használtam: 2,0mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, 0,7mM K_2SO_4 , 0,5mM MgSO_4 , 0,1mM KH_2PO_4 , 0,1mM KCl , 10 μM H_3BO_3 , 1 μM MnSO_4 , 1 μM ZnSO_4 , 0,2 μM CuSO_4 , 0,01 μM $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$. A növények a vasat 100 μM $\text{Fe}(\text{III})$ -EDTA formában kapták (Lévai, 2004).

A szűrletek elkészítéséhez 10 g dm^{-3} vizsgálati anyagot használtam. 100 ml desztillált vízben 2 órán keresztül rázógépen rázattam, majd vákuum segítségével szűrtem.

A vizsgált anyagok vizes szűrletét - különböző oldódási képességük miatt - eltérő mennyiségben adtam a tápoldathoz. 82 ml dm^{-3} a füstgázporból, 92 ml dm^{-3} a szennyvíziszap-komposztból, 91 ml dm^{-3} az extrudált mákgubóból, 97 ml dm^{-3} a szennyvíziszapból, 86 ml dm^{-3} a közsörűiszapból és 100 ml dm^{-3} a mésziszapból.

A natív anyagok vizsgálatánál 2 g dm^{-3} koncentrációt alkalmaztam.

A növények nevelésére a Növénytudományi Intézet, Mezőgazdasági Növényteni és Növényélettani Tanszék klímaszobájában került sor (5. ábra). A környezeti feltételek szabályozottak voltak: a fényintenzitás 300 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, a hőmérséklet periodicitása 25/20°C (nappal/éjjel), a relatív páratartalom (RH) 65-75%, a megvilágítás/sötét periódus 16 óra/8 óra volt.



5. ábra: A növények nevelése a klímaszobában (Fotó: Tóth B., 2009)

3. 8. A növényminták fénymikroszkópos vizsgálata

A fénymikroszkópos vizsgálathoz a mintákat a középér és levélszél közötti levélfél közepéről vettük, a második kifejlett levélből. A kukoricánál a 11., a napraforgónál a 15. napon történt a mintavétel. Első lépésben a mintákat fixáltuk 70 %-os alkohol, formalin és ecetsav 95:5:5 arányú elegyében, melyben egy napig álltak a minták. Ezután alkoholos mosás következett (40-20 %). Növekvő koncentrációjú alkohol sorban (25 %, 50 %, 70 %, 90 %, 96 %, absz.alkohol) víztelenítettük a mintákat. Ezt követően absz. alkohol és benzol 2: 1 arányú elegyében 1 órán keresztül áztak a minták. Majd tiszta benzolba kerültek a minták (5 sec.), ahol üvegszerűen áttetszővé váltak. A benzolhoz parafint adagoltunk és 30-40 °C-on termosztátban fél napot álltak. Fél nap után a mintatartó edények kupakját eltávolítottuk, és megvártuk, amíg a benzol elpárolog (3 nap). Következő lépés a rögzítés volt, melynek során előre tisztított tárgylemezre gombostűnyit cseppentettünk tojásfehérje, glicerín 1:1 arányú elegyből, melyhez csipetnyi mennyiségű timolt is adtunk. A festést a deparaffinálás előzte meg, ahol a paraffint benzollal oldottuk ki. Festés során 0,2 %-os toluidinkék vizes oldatát használtuk (Sárkány és Szalai, 1957). ZEISS Axioskop 2 plus fénymikroszkópot, SONY Hyper HAD color video kamerát és DigitPlan programot használtunk a felvételek elkészítéséhez. A metszetek az ELTE Növény-szervezettani Tanszékén, a felvételleket 200x nagyításban a DE AGTC MÉK Mezőgazdasági Növény-tani és Növény-élettani Tanszékén készítettük. A kloroplasztisz számoláshoz 6 metszetet vettünk igénybe, metszetenként 10 sejtben számoltuk a kloroplasztiszokat.

3. 9. A növényminták elektronmikroszkópos vizsgálata

Elektronmikroszkópos vizsgálathoz a mintákat hasonlóan a fénymikroszkópos vizsgálatokhoz, a középér és levélszél közötti levélfél közepéről vettük, a második kifejlett levélből. A kukoricánál a 11., a napraforgónál a 15. napon történt a mintavétel. A gyökérből való mintavétel a gyökér csúcs mögül körülbelül 3 mm-re, a gyökérszőr képzési zóna kezdeténél történt. A mintákat 2,5 %-os glutár-aldehiddel (0,1 M foszfát-puffer, pH 2) prefixáltuk, szobahőmérsékleten, 3 órán keresztül. Ezt követően 2 órán keresztül foszfát-pufferrel mostuk (pH 2). A mosás után 2 órás postfixálás következett 1%-os OsO₄-dal, majd ismét fél óra mosás 0,1 M foszfát-pufferrel. Növekvő koncentrációjú alkohol sorban (25 %, 50 %, 70 %, 90 %, 96 %, absz.alkohol) való

víztelenítés után a metszeteket propilén-oxid és műgyanta keverékével infiltráltuk 1 órán keresztül, majd egy éjszakán át tiszta műgyantában állt. A metszetek tiszta műgyantában 3 napig, 60 ° C-on álltak. ULTRACUT Reichert–Jung ultra mikrotonnal (gyémántkéses) 70 nm vastag metszetek vágunk, amelyeket réz-paládium rács-ra vittek fel. Festés során 1 %-os metanolos uracil-acetátban 6 percig áztattuk a mintákat, majd 4 percig ólom-citrátos mosás után desztillált vizes mosás következett (Nyitrai et al., 2003). HITACHI 7100 transzmissziós elektronmikroszkópot, Mega View III. kamerát és anlySIS Pro 3.2 (Soft Imaging System GmbH) programot használtunk a felvételek elkészítéséhez. A felvételek az ELTE NövénySZervezettani Tanszékén készültek.

3. 10. Az eredmények statisztikai kiértékelése

Az eredmények kiértékeléséhez Microsoft Excel 2003 és Sigma Plot 8.0 verziót használtam.

4. AZ EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Kutatásaim során, a vizsgált melléktermékeket az alábbi stratégia szerint analizáltam:

- I. Meghatároztam a melléktermék és melléktermék desztillált vizes kioldásának az elemtartalmát.
- II. Az esetleges toxicitás meghatározására vizsgáltam a mellékterméknek és az oldatának a hatását a fehér mustár (*Synapis alba* L.) csírázására.
- III. A nyers melléktermékekkel és azok szűrletével kezelt növényeken az alábbi fiziológiai paramétereket mértem:
 - a.) a gyökérben és a hajtásban lévő Al, Ca, Fe, K, Mg, P, és S koncentrációját. Ténylegesen több, mint 20 elem koncentrációját mértem, azonban, mintegy közös nevező elve alapján azokat az elemeket vizsgáltam részletesen, amelyek valamennyi vizsgált melléktermékben számottevő koncentrációban voltak jelen, így az összehasonlításhoz stabil alapot adtak.
 - b.) a hajtások és a gyökerek szárazanyag felhalmozását,
 - c.) relatív klorofill tartalmat (SPAD érték),
 - d.) fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációját,
 - e.) a kezelt és a kezeletlen növények leveleinek levélterületét.
- IV. A III. pont alatt felsorolt mérések eredményit elkülönítetten mutatom be a két kísérleti növény, a kukorica és a napraforgó esetében.
- V. Fény-, és elektronmikroszkópos felvételeket készítettem a kezelések hatására bekövetkező ultrastruktúrális hatások feltárására.

4. 1. A füstgázpor hatásának növényfiziológiai vizsgálata

4. 1. 1. A füstgázpor elemtartalma

A vizsgált anyagok közül a füstgázporban a legnagyobb a kalcium és a stroncium koncentrációja, a kalciumé $446.200 \text{ mg kg}^{-1}$, míg a stronciumé 199 mg kg^{-1} (4. táblázat). A stroncium hatását a gazdasági növényekre többek között Duckworth és Hawthorn (1960) vizsgálta.

A füstgázpor és annak szűrletének elemtartalmában a legnagyobb különbség a Mn, Mg, Ti, Ca és Al koncentrációjában van.

A mangán koncentrációja 622-szer, a magnéziumé 554-szer, a titáné megközelítőleg 297-szer nagyobb a füstgázporban, mint a szűrletben. Az Al-mennyisége a füstgázporban megközelítőleg 28-szor, míg a kalcium koncentrációja 55-ször nagyobb, mint annak vizes szűrletében.

4. táblázat: A füstgázpor és a füstgázpor-szűrlet elemtartalma (mg kg^{-1})

Elemek	Füstgázpor	Füstgázpor-szűrlet
Al	1.090,00	39,30
B	13,30	0,07
Ba	48,50	21,20
Ca	446.200,00	8.093,00
Cr	3,57	0,67
Cu	2,41	0,10
Fe	2362,00	89,80
K	349,00	71,30
Li	1,87	0,12
Mg	2.550,00	4,60
Mn	112,00	0,18
Na	257,00	88,60
Ni	6,02	0,13
P	84,80	2,37
S	650,00	70,40
Sr	199,00	47,00
Ti	56,50	0,19
Zn	7,83	1,03

4. 1. 2. A füstgázpor hatása a mustármagvak csírázására

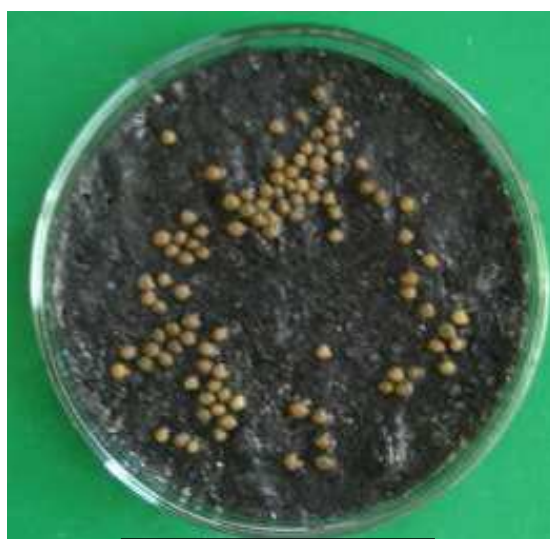
Az 5-6. táblázatban foglaltam össze a füstgázpor és füstgázpor-szűrlet hatását a mustár csírázására.

5. táblázat: A füstgázpor-szűrlet hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p<0,001$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	füstgázpor-szűrlet
	csírázási %	
2.	19,00 $\pm$ 1,74	4,00 $\pm$ 0,20
3.	31,33 $\pm$ 9,24	8,33 $\pm$ 1,53***
4.	52,33 $\pm$ 2,00	12,33 $\pm$ 2,00
5.	62,66 $\pm$ 4,16	20,00 $\pm$ 0,58
6.	70,99 $\pm$ 6,43	27,67 $\pm$ 0,58



KONTROLL



FÜSTGÁZPOR

6-7. ábra: A mustár csíráztatása, bal oldalt deszt.vizen, jobb oldalt füstgázporon csíráztatott fehér mustár

6. táblázat: A füstgázpor hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	füstgázpor
	csírázási %	
2.	25,67 $\pm$ 8,74	1,67 $\pm$ 1,53**
3.	56,00 $\pm$ 6,66	1,67 $\pm$ 0,00**
4.	68,33 $\pm$ 7,02	1,67 $\pm$ 0,00*
5.	79,00 $\pm$ 8,62	1,67 $\pm$ 0,00*

A füstgázpor erősen gátolta a fehér mustár (*Sinapis alba* L.) csírázását. A csírázási százalékok szignifikánsan csökkentek a kontrollhoz képest.

A füstgázpor-szűrleten a csírázási százalék nőtt a nyers anyagéhoz képest, a kontrollhoz képest viszont szignifikánsan csökkent. A kísérlet hatodik napjára a kezelt növények csírázási %-a megközelítőleg egyharmada volt a kontrollénak.

A szűrlet csirázás gátló hatásának az oka feltehetően a szűrlet magas Ca tartalma lehetett. A Ca a fehérjék térszerkezetét - a hídképző tulajdonságából adódóan - zsugorítja, ezzel inaktiválja az enzimeket is (Clarkson és Hanson, 1980).

4. 1. 3. A füstgázpor-szűrlet hatás a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 1. 3. 1. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 7. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

7. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a 11 napon kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor-szűrlet	
Al	23,07 $\pm$	13,80	27,96 $\pm$	15,42
Ca	10.604,33 $\pm$	569,19	9.088,67 $\pm$	749,71
Fe	71,86 $\pm$	11,49	70,10 $\pm$	12,32
K	76.739,67 $\pm$	4.488,16	64.964,33 $\pm$	6.808,21
Mg	2.302,66 $\pm$	170,05	1.858,00 $\pm$	235,87
P	10.249,00 $\pm$	1.441,71	7.527,00 $\pm$	275,77
S	2.524,33 $\pm$	319,78	2.689,00 $\pm$	235,07
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor-szűrlet	
Al	38,65 $\pm$	10,96	255,33 $\pm$	158,41
Ca	11.967,33 $\pm$	762,14	12.991,67 $\pm$	685,05
Fe	264,33 $\pm$	80,00	1.986,00 $\pm$	9,89
K	63.865,33 $\pm$	2.344,80	46.702,67 $\pm$	1.149,23
Mg	5.224,66 $\pm$	310,41	4.147,66 $\pm$	368,07
P	10.313,33 $\pm$	2.345,33	4.202,00 $\pm$	475,17
S	7.604,66 $\pm$	429,23	9.541,00 $\pm$	445,47

Az alumíniumot kivéve a többi vizsgált elem koncentrációja nagyobb volt a kontroll növények hajtásában, mint a füstgázpor-szűrlettel kezeltnél. Az Al-koncentrációját 18 %-kal növelte a füstgázpor-szűrlet kezelés, a kontrollhoz viszonyítva.

A kontroll kukorica gyökerében a K, Mg és P koncentrációja nagyobb, mint a kezelt kukorica gyökerében mért érték. A többi elem közül legnagyobb mértékben az Al és a Fe koncentrációja nőtt a kezelés hatására.

4. 1. 3. 2. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A kukorica által akkumulált elemek hatással lehetnek a szerves anyag felhalmozásra, így mértem a hajtás és a gyökér száraz tömegét (8. táblázat)

8. táblázat: A füstgázpor-szűrlet hatása a 11 napon kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,318± 0,11	0,101± 0,05
Füstgázpor-szűrlet	0,212± 0,08*	0,068± 0,03*

A kezelés hatására a hajtás és a gyökér száraztömege szignifikánsan csökkent. A csökkenés mögött a megnövekedett Al-felvételt feltételezem. A magas Al-koncentráció elsősorban a gyökér növekedését gátolta (Taylor, 1988). A hajtás száraz tömege 34 %-kal, a gyökér száraz tömege 33 %-kal csökkent a kontrollhoz viszonyítva.

Az alumínium a térszerkezetet, elsősorban a membránstruktúra megváltoztatásán keresztül fejti ki hatását. Az Al megváltoztatja a membránok permeabilitását, ami jelentősen módosítja a membránokon keresztüli anyagszállítást (Yamamoto et al., 2001; Yamamoto et al., 2002). Valamennyi olyan hatás, amely a membránok funkcióját kedvezőtlenül változtatja meg, a növekedés, a szintetikus folyamatok mérséklődését eredményezheti.



8. ábra: A füstgázpor-szűrlet (2.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 1. 3. 3. A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica SPAD-értékére

A füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a kukorica második levelében mért SPAD-érték az összes mérési napon csökkent. A 9. napon 17 %-kal, a 11. napon 10 %-os szignifikáns csökkenés figyelhető meg (9. táblázat).

A kukorica harmadik levelében a SPAD-érték a 6. napon emelkedett, míg a 9. és a 11. napon szignifikánsan csökkent.

A SPAD-érték csökkenés az általános anyagcsere biokémiai folyamatainak károsodására utal. A hajtás vas tartalmában alig volt különbség a kontroll és a kezelt növények között míg a Mg-tartalom jelentősen csökkent a kezelés eredményeként.

9. táblázat: A füstgázpor-szűrlet hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill (Spad-érték) tartalom alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Füstgázpor-szűrlet	36,53 $\pm$ 7,74	40,42 $\pm$ 5,35*	44,71 $\pm$ 4,72*

3. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Füstgázpor-szűrlet	32,41 $\pm$ 6,99	37,46 $\pm$ 5,54**	42,55 $\pm$ 3,15**

4. 1. 4. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 1. 4. 1. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 10. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

A kontroll napraforgó hajtásában – az alumíniumot és a kalciumot kivéve- a vizsgált elemek nagyobb koncentrációban voltak

A vas koncentrációja 22 %-kal csökkent füstgázpor-szűrlet kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva.

A napraforgó gyökerében a füstgázpor-szűrlet hatására nőtt az Al, Fe és K-koncentrációja. A hajtás és a gyökér eltérő elemtartalma egyrészt a gyökerekben történő akkumulációra, másrészt a gyökérből a hajtásba irányuló transzport gátlására utal.

10. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	12,87±	6,25
Ca	28.133,33±	2.183,33	29.100,00±	981,33
Fe	117,33±	1,52	91,63±	14,29
K	44.366,33±	5.392,00	43.015,00±	521,33
Mg	3.788,33±	862,00	3.430,33±	123,33
P	4.455,00±	736,81	3.925,33±	552,67
S	4.640,00±	458,38	3.268,00±	506,30
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	106,00±	1,41
Ca	3.902,66±	241,33	3.745,33±	48,23
Fe	454,33±	51,08	4.681,00±	263,04
K	58.219,67±	455,25	84.413,33±	4.541,67
Mg	2.953,00±	89,57	1.327,66±	213,33
P	7.148,33±	778,99	4.108,50±	342,94
S	5.708,00±	4,24	4.709,33±	210,07

4. 1. 4. 2. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A füstgázpor-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 11. táblázatban foglaltam össze.

11. táblázat: A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05;**p<0,01.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Füstgázpor-szűrlet	0,722± 0,05*	0,190± 0,03**

A napraforgó hajtásának száraz tömege megközelítőleg 25 %-kal, a gyökér száraz tömege 10 %-kal szignifikánsan csökkent. A csökkenést a 9. ábra is szemlélteti. A gyökerek száraz tömegének csökkenése bár szignifikáns, de a gyökerekben felhalmozott jelentős ion-koncentráció nem eredményezte a gyökerek, vagy gyökér részek elhalását.



9. ábra: A füstgázpor-szűrlet (2.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 1. 4. 3. A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó SPAD-értékére

A 12. táblázatban a füstgázpor-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékre. A SPAD-érték csökkenése a pigment szintézisének mérséklődésére vezethető vissza. Ennek oka a kezelt növények hajtásainak alacsonyabb magnézium és vas koncentrációja.

12. táblázat: A füstgázpor-szűrlet hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	47,57 $\pm$ 1,93	50,63 $\pm$ 1,34	50,33 $\pm$ 0,40
Füstgázpor-szűrlet	46,12 $\pm$ 0,86	46,48 $\pm$ 5,12***	44,47 $\pm$ 3,44**

Füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték az összes mérési napon csökkent, a kontrollhoz viszonyítva. A 13. és a 15. napon szignifikáns volt a csökkenés.

4. 1. 5. A füstgázpor hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 1. 5. 1. A füstgázpor hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 13. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

13. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja füstgázpor kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor	
Al	67,60 $\pm$	2,54	30,50 $\pm$	3,60
Ca	8.006,50 $\pm$	147,78	6.307,66 $\pm$	280,01
Fe	92,70 $\pm$	3,12	95,73 $\pm$	4,51
K	80.074,00 $\pm$	5.593,21	49.838,67 $\pm$	1.049,86
Mg	2.003,50 $\pm$	132,23	1.744,33 $\pm$	61,13
P	13.987,00 $\pm$	38,18	3.590,6 $\pm$	243,60
S	3.507,50 $\pm$	77,07	2.478,3 $\pm$	83,96
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor	
Al	49,75 $\pm$	3,04	89,9 $\pm$	7,23
Ca	7.773,50 $\pm$	43,13	83.937,00 $\pm$	485,33
Fe	117,00 $\pm$	7,07	1.017,0 $\pm$	45,30
K	51.065,50 $\pm$	1.898,58	9.471,00 $\pm$	143,67
Mg	4.714,50 $\pm$	86,97	1.108,00 $\pm$	81,23
P	5.412,50 $\pm$	85,18	2.426,0 $\pm$	46,20
S	10.469,50 $\pm$	12,02	5.324,0 $\pm$	76,54

Füstgázpor-kezelés hatására a vizsgált elemek koncentrációja csökkent a kukorica hajtásában – kivéve a vasat, ahol kis növekedés tapasztaltam. A legnagyobb csökkenés a foszfornál volt. A hajtás Al-koncentrációja megközelítőleg felére csökkent a füstgázpor-kezelésnél.

A kezelés a hajtásban a vizsgált elemek koncentrációjának csökkenését eredményezte, miközben a gyökerekben jelentősen nőtt a Ca-, és a Fe koncentrációja.

A kukorica gyökerében mért Al-koncentrációja meghaladta a kontroll értéket.

A Ca koncentráció emelkedése számos kérdést vet el. A citoszól normális Ca-koncentrációja 1 mM. Ezt, az optimálisnak tartott Ca-koncentrációt a sejtek a Ca aktív kiválasztásával tartják fent. Az tény, hogy az általunk kimutatott Ca koncentráció magába foglalja a sejtekben és az apoplazmában található Ca mennyiséget, de feltételezem, hogy a kezelés hatására a citoszól Ca tartalma is megemelkedett. Ezt a

megemelkedett mennyiséget viszont a gyökér sejtjei már képtelenek voltak kiválasztani, feltehetően azért, mert nem állt rendelkezésre a gyökerekben a szükséges energia (ATP) mennyisége (Evans et al., 1991).

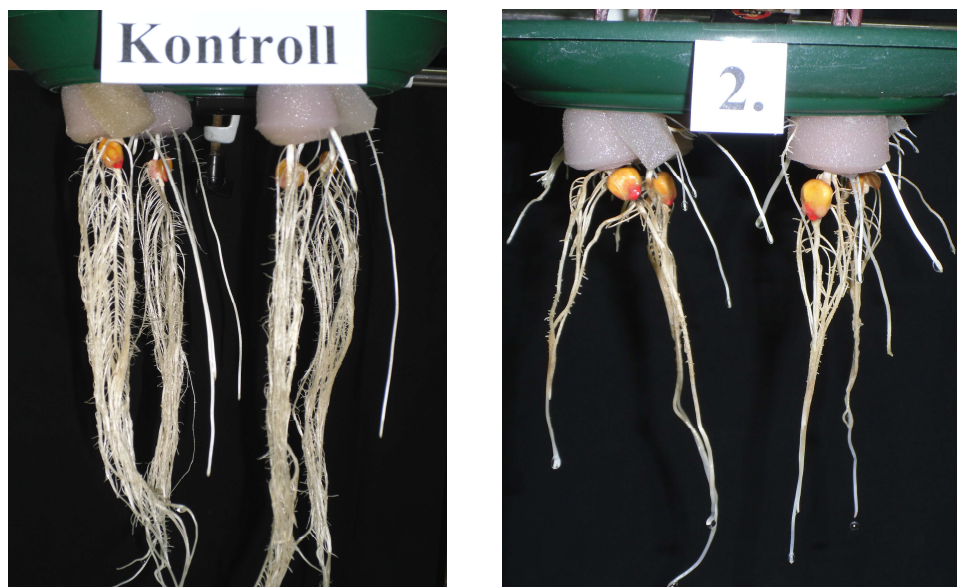
4. 1. 5. 2. A füstgázpor hatása a kukorica száraz tömegére

A füstgázpor hatását a kukorica száraz tömegére a 14. táblázatban foglaltam össze.

14. táblázat: A füstgázpor hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm S.E.$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p < 0,001$.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,199 \pm 0,02$	$0,064 \pm 0,01$
Füstgázpor	$0,128 \pm 0,02^{***}$	$0,023 \pm 0,00^{***}$

A kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan csökkent füstgázpor-kezelés hatására. A gyökér tömegében bekövetkezett csökkenést a 11. ábra is jól szemlélteti. Az oldalgyökök képződése erősen gátolt volt, ami egyrészt magyarázható a füstgázpor pH-emelő hatásával (tápoldat pH-ja: $12,06 \pm 0,07$), másrészt a nem megfelelő tápelem-ellátással.



10-11. ábra: A füstgázpor (2.) hatása a kukorica gyökér növekedésére, bal oldalt kontroll, jobb oldalt füstgázporral kezelt (Fotó: Tóth B., 2011)

A füstgázpor oldalgyökér növekedést gátló hatása látható a 11. ábrán.

4. 1. 5. 3. A füstgázpor hatása a kukorica SPAD-értékére

A 15. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért SPAD-értékre.

15. táblázat: A füstgázpor hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	$36,77 \pm 3,35$	$37,27 \pm 3,92$	$38,38 \pm 2,31$
Füstgázpor	$34,70 \pm 3,82$	$33,34 \pm 4,43^*$	$30,36 \pm 2,73^{***}$
3. levél			
Kontroll	$29,74 \pm 3,46$	$28,61 \pm 4,99$	$24,94 \pm 2,20$
Füstgázpor	$25,40 \pm 2,83^*$	$26,01 \pm 3,36$	$25,99 \pm 2,89$

A kukorica második levelében mért SPAD-érték csökkent az összes mérési napon füstgázpor-kezelés hatására. A hatodik napon 2, a kilencedik napon 4, míg a tizenegyedik napon 8 Spad egységgel. A 9. és a 11. napon bekövetkezett csökkenés szignifikáns volt.

A kukorica harmadik levelében mért SPAD-érték a 6. és a 9. napon csökkent, míg a 11. napon 1 Spad egységgel nőtt.

4. 1. 5. 4. A füstgázpor hatása a kukorica klorofill-*a*,*b* és karotinoid tartalmára

A 16. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért klorofill-*a*, *b* és karotinoid-tartalomra.

16. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása füstgázpor kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	$12,44 \pm 0,61$	$3,51 \pm 0,41$	3,54	$8,53 \pm 0,89$
Füstgázpor	$11,53 \pm 0,60$	$2,92 \pm 0,57$	3,94	$7,60 \pm 0,02$
3. levél				
Kontroll	$8,79 \pm 0,38$	$3,48 \pm 0,09$	2,50	$5,92 \pm 0,69$
Füstgázpor	$9,95 \pm 0,22^*$	$2,67 \pm 0,25$	3,73	$6,92 \pm 0,31$

A klorofill tartalom mérés eredményei hasonlóak a SPAD-érték mérési eredményeihez. A részletes mérés alapján megállapítható, hogy a kezelés elsősorban a klorofill-*b* koncentrációban okozott változást. A klorofill-*a* tartalom az idősebb - 2. levélben - csökkent, míg a következő kifejtett levélben nőtt a kezelés hatására.

A klorofill-*a*/klorofill-*b* arányban bekövetkezett növekedés a fotoszintetikus apparátus nem megfelelő működésére hívja fel a figyelmet (Lichtenthaller et al., 1982).

4. 1. 5. 5. A füstgázpor hatása a kukorica levélterületére

A 17. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a kukorica levélterületére.

17. táblázat: A füstgázpor hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Füstgázpor	16,22± 2,71***	35,72± 2,77*

A kukorica második levelének levélterülete szignifikánsan csökkent füstgázpor-kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva. A harmadik levél területe pedig szignifikánsan nőtt. Az eredmény ellentmondásos. A kontroll és a kezelt levelek száraz tömege között jelentős különbség volt, miközben a 3. levél száraz tömege is alatta volt a kontrollénak. Feltételezzük, hogy az ellentmondásos eredmény mögött a vizsgált levelek eltérő vastagsága, a belső szövetek destrukciója áll.

4. 1. 6. A füstgázpor hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 1. 6. 1. A füstgázpor hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 18. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

A legtöbb elem koncentrációja csökkent füstgázpor kezelés hatására a napraforgó hajtásában. Az Al és a S koncentrációja emelkedett.

A napraforgó gyökerében mért Ca koncentrációja megközelítőleg 44-szer nagyobb volt, mint a kontrollban. A többi vizsgált elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására.

A Ca magas koncentrációja számos kérdést vet fel. A lokalitás kérdését tartom a leglényegesebbnek. Nem valószínű, hogy az endogén Ca koncentráció a mért szintű lehet, miközben a vizsgálati növény nem pusztult el. Valószínű, hogy a Ca az intercelluláris és az intermicelláris terek negatív töltéshelyein kötődik. A plazmalemma szerkezetének zsugorításával, a permeabilitás csökkenésével a többi ion felvétele is akadályozott (Egmond és Breteler, 1972; Armstong és Kirkby, 1979). Feltételezem, hogy az extrém magas Ca koncentrációra vezethető vissza a többi vizsgált ion alacsonyabb koncentrációja a kezelt növényekben. Ismert a kálim és kalcium ionantagonizmusa, amely a fehérjék szerkezetének ellentétes módosításán keresztül

befolyásolja az enzimátikus és a membránfehérjékhez kötött folyamatokat, így az ion felvételt is (Hsiao és Läuchi, 1986).

18. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja füstgázpor kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor	
Al	12,70±	1,55	23,85±	2,33
Ca	33.816,50±	2.843,27	25.690,33±	910,75
Fe	137,00±	4,00	97,7±	10,32
K	55.531,50±	685,18	55.066,50±	1.709,07
Mg	4.203,00±	35,35	4.198,50±	197,28
P	4.455,00±	736,81	4.006,0±	50,63
S	4.640,00±	458,38	4.772,5±	729,02
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Füstgázpor	
Al	60,15±	0,21	56,90±	0,45
Ca	2.420,50±	142,12	107.354,00±	7.420,47
Fe	174,00±	2,82	331,0±	15,20
K	66.463,50±	344,36	9.871,00±	741,67
Mg	1.103,50±	4,95	627,00±	24,13
P	7.733,00±	14,14	1.428,0±	45,23
S	4.530,00±	62,23	2.880,0±	45,87

4. 1. 6. 2. A füstgázpor hatása a napraforgó száraz tömegére

A füstgázpor hatását a napraforgó száraz tömegére a 19. táblázatban foglaltam össze.

19. táblázat: A füstgázpor hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ***p<0,001.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332± 0,07	0,061± 0,02
Füstgázpor	0,168± 0,03***	0,047± 0,06

A kezelés hatására a hajtás és a gyökér száraztömege is csökkent. A csökkenés a hajtásnál kifejezettebb volt. A csökkenést a 12. ábra is szemlélteti.

A száraz tömegben bekövetkezett csökkenés egyik oka a tápoldat kezelés hatására megemelkedő pH-ja (Lee és Woolhouse, 1969a; 11,40± 0,56), ami a füstgázpor pH emelő hatásával magyarázható. A másik ok pedig a gyökér magas Ca-koncentrációja (Lund, 1970).



12. ábra: A füstgázpor (2.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 1. 6. 3. A füstgázpor hatása a napraforgó SPAD-értékére

A 20. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a napraforgó SPAD-értékére.

20. táblázat: A füstgázpor hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; *** $p<0,001$.

Kezelések	Mérési napok		
	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	$36,32 \pm 3,14$	$39,88 \pm 2,53$	$43,95 \pm 2,32$
Füstgázpor	$49,13 \pm 3,86^{***}$	$47,39 \pm 4,04^{***}$	$46,81 \pm 3,19^*$

Füstgázpor-kezelés hatására a napraforgó második levelében mért SPAD-érték szignifikánsan nőtt az összes mérési napon. A 10. napon megközelítőleg 13 Spad egységgel, a 13. napon 7,5 és a 15. napon megközelítőleg 3 Spad egységgel.

A hajtás száraz tömegében bekövetkezett csökkenés és a megnövekedett SPAD-érték a fotoszintetikus sejt-organeliumokban történt változásokra hívják fel a figyelmet. Ellentmondásos, hogy miközben a kezelt növények száraz tömege csökken, addig a SPAD-értékben növekedést tapasztalunk. Az ellentmondás mögött a kezelés komplex hatását feltételezem.

4. 1. 6. 4. A füstgázpor hatása a napraforgó klorofill-*a*,*b* és karotinoid tartalmára

A 21. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért klorofill-*a*, *b* és karotinoid-tartalomra.

21. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása füstgázpor kezelés hatására. $n=3 \pm \text{S.E.}$

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77 $\pm$ 0,98	3,57 $\pm$ 0,09	3,29	7,13 $\pm$ 0,22
Füstgázpor	11,25 $\pm$ 0,46	3,51 $\pm$ 0,37	3,20	7,47 $\pm$ 0,14
3 . levél				
Kontroll	12,29 $\pm$ 0,41	3,69 $\pm$ 0,05	3,33	8,85 $\pm$ 0,05
Füstgázpor	12,19 $\pm$ 0,72	4,23 $\pm$ 0,35	2,88	8,99 $\pm$ 0,75

A klorofill tartalomban nem okozott lényeges változást a kezelés, ami meglepő a SPAD-érték mérések alapján. További vizsgálatok lesznek szükségesek a részletek megismerésére. A harmadik levélben bekövetkezett klorofill-*a*/klorofill-*b* arány csökkenése szintén a fotoszintetikus apparátus károsodására hívja fel a figyelmet.

4. 1. 6. 5. A füstgázpor hatása a napraforgó levélterületére

A 22. táblázatban a füstgázpor hatását foglaltam össze a napraforgó levélterületére.

22. táblázat: A füstgázpor hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének levélterületére (mm^2) $n=3 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; *** $p<0,001$.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33 $\pm$ 32,64	170,93 $\pm$ 12,47
Füstgázpor	46,45 $\pm$ 3,73*	12,75 $\pm$ 2,94***

A füstgázpor kezelés kifejezetten gátolta a levélnövekedést. Mindkét korú levél esetében a gátló hatás szignifikáns. A levélterület mérés eredménye szinkronizál a szárazanyag felhalmozás vonatkozó méréseivel, és a klorofill tartalmakkal is. A gátló hatás azonban többszöröse, mint az a megelőző mérési eredmények alapján vártak.

4. 2. A szennyvíziszap-komposzt növényfiziológiai vizsgálata

4. 2. 1. A szennyvíziszap-komposzt elem tartalma

A 23. táblázatban a komposzt és a komposzt-szűrlet elem tartalmát foglaltam össze.

23. táblázat: A szennyvíziszap-komposzt és szűrletének elem tartalma (mg kg⁻¹)

Elemek	Szennyvíziszap-komposzt	Komposzt-szűrlet
Al	7227	31,40
B	16,9	1,64
Ba	175	6,89
Ca	4.379,00	4.379,00
Cr	25,5	0,46
Cu	53,0	0,48
Fe	9.883	53,50
K	1485	419,00
Li	3,18	0,19
Mg	3693	728,00
Mn	337	2,79
Na	1.475	452,00
Ni	15,2	0,18
P	10.063	62,50
S	8.724	3.137,00
Sr	102	6,09
Ti	41,7	0,26
Zn	251	1,80

A komposztban mért Al-koncentrációja 230-szor nagyobb, mint a szűrletben mérté.

A vas mennyisége megközelítőleg 185-ször, a kálium koncentrációja 3,5-szer, a magnéziumé 5-ször, a foszforé 161-szer, a nátriumé és a kéné megközelítőleg 3-szor, a cink koncentrációja megközelítőleg 139-szer nagyobb a komposztban, mint a komposzt-szűrletben. Megállapítható, hogy a komposzt tápelemeink oldékonysága mérsékelt. Ez a komposzt felhasználásában előnyös, ugyanis a kezelés hatása, azaz a komposzt tápanyag szolgáltató képessége időben elhúzódó, több évre kiterjedő lehet.

4. 2. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a mustármagvak csírázására

A 24-25. táblázatban foglaltam össze a komposzt és komposzt-szűrlet hatását a mustár csírázására.

24. táblázat: A komposzt szűrletének hatása a mustár csírázására. n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	komposzt-szűrlet
csírázási %		
2.	19,00± 1,74	20,67± 11,02
3.	31,33± 9,24	38,67± 3,61**
4.	52,33± 2,00	61,67± 7,55
5.	62,66± 4,16	68,34± 4,93
6.	70,99± 6,43	75,01± 4,93

25. táblázat: A komposzt hatása a mustár csírázására. n=3± S.E.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	komposzt
csírázási %		
2.	25,67± 8,74	25,00± 16,64
3.	56,00± 6,66	57,67± 8,74
4.	68,33± 7,02	68,67± 6,43
5.	79,00± 8,62	73,34± 3,06



13-14. ábra: A mustár csíráztatása, bal oldalt deszt.vízen, jobb oldalt komposzton csíráztatott fehér mustár

A komposzt szűrletének vizsgálatakor a csírázási százalék nőtt a kontrollhoz képest. A növekedés csak a harmadik mérési napon volt szignifikáns. Ezen a napon a csírázás százalék 23 %-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva.

Az összcsírázási százalékot tekintve a komposzt-kezelés 8 %-kal csökkentette a csírázást, míg a komposzt-szűrlet 5 %-kal növelte.

A különbség mikrokörnyezeti okokra vezethető vissza. Feltehetően a komposztban lévő víz inkább kötött volt, így a mustármagokat nem vette körül olyan vízburok, mint az oldatnál, így a magok csírázás előtti imbibíciója sem lehetett olyan intenzív.

4. 2. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 2. 3. 1. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 26. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

26. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja komposztiszűrlet kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Komposzt-szűrlet	
Al	23,07±	13,80	20,83±	8,00
Ca	10.604,33±	569,19	9.683,67±	354,48
Fe	71,86±	11,49	73,80±	9,70
K	76.739,67±	4.488,16	65.551,33±	1.451,67
Mg	2.302,66±	170,05	2.265,00±	125,21
P	10.249,00±	1.441,71	12.292,00±	1.402,90
S	2.524,33±	319,78	3.509,00±	307,04
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Komposzt-szűrlet	
Al	38,65±	10,96	1.486,00±	290,46
Ca	11.967,33±	762,14	11.018,33±	548,33
Fe	264,33±	80,00	1.051,33±	38,91
K	63.865,33±	2.344,80	61.347,67±	647,33
Mg	5.224,66±	310,41	5.544,66±	341,33
P	10.313,33±	2.345,33	12.678,33±	380,26
S	7.604,66±	429,23	12.681,00±	548,47

A hajtásban mért ion koncentrációkban nem volt lényeges eltérés a kontroll és a kezelt növények között. Bár a kálium, a foszfor és kén koncentrációja magasabb volt a kezelt növények hajtásaiban.

A gyökereknél ismételtén észleltem a korábban már tapasztalt jelenséget, nevezetesen a magas Al-koncentráció magas Fe-koncentrációval párosult, miközben a hajtásba irányuló transzportja a két ionnak nem haladta meg a kontroll értékeit.

Sajátos különbség mutatkozik a kén koncentrációjában. A kezelés hatására a kén mennyisége jelentősen nőtt a gyökérben. A kén és vas koncentrációjának együttes növekedése alapján feltételezhető a ferredoxinhoz kötött reakciók intenzitásának emelkedése (Schiff, 1992).

4. 2. 3. 2. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A kukorica által akkumulált elemek hatással lehetnek a szerves anyag felhalmozásra, így mértem a hajtás és a gyökér száraz tömegét (27. táblázat)

27. táblázat: A komposzt-szűrlet hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,318± 0,11	0,101± 0,05
Komposzt-szűrlet	0,309± 0,13	0,086± 0,02

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömeg nem szignifikánsan csökkent. A hajtás száraz tömege megközelítőleg 3 %-kal, míg a gyökér száraz tömege 17 %-kal. A gyökér száraz tömegének nagyobb mértékű csökkenésére a gyökérben felhalmozott Al-koncentráció lehet az oka.



15. ábra: A komposzt-szűrlet (3.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 2. 3. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a kukorica SPAD-értékére

A 28. táblázatban a komposzt-szűrlet hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért SPAD-értékre.

28. táblázat: A komposzt-szűrlet hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Koposzt-szűrlet	41,26 $\pm$ 5,82	43,07 $\pm$ 4,68*	47,37 $\pm$ 3,60
3 . levél			
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Komposztszűrlet	32,11 $\pm$ 6,85	38,85 $\pm$ 3,50**	44,83 $\pm$ 3,27

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték – a 6. napot kivéve – csökkent. Az eltérések a kontroll és a kezelt növények SPAD-értékében nem lényegesek, bár néhány esetben szignifikánsak. A SPAD-érték csökkenése harmonizál a szárazanyag felhalmozás eredményeivel is. A kezelések mérsékelten ugyan, de csökkentették a szárazanyag felhalmozást, amely mögött a csökkent klorofill tartalomra visszavezethető mérsékeltbb fotoszintetikus aktivitás lehet.

4. 2. 4. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 2. 4. 1. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 29. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

A kalciumot kivéve a komposzt-szűrlettel kezelt növények hajtásaiban magasabb elemtartalmakat mértem. Az Al-koncentrációja megközelítőleg 2,5-szer volt nagyobb komposzt-szűrlet kezelés hatására.

A gyökérben a vas, az alumínium és a kén és magnézium koncentrációja jelentősen meghaladta a kontroll értékeket. A vas és az alumínium koncentrációjának párhuzamos emelkedése kérdéseket vet fel, amelyekre a válasz a vas membrán transzportjának, a vas

és az alumínium kölcsönhatásának vizsgálatával lehet majd megadni. A kén koncentrációjának emelkedése a ferredoxinhoz kötött, míg a magas magnézium koncentráció az ATP-hez kötött foszforilálási reakciók intenzitásának növekedését feltételezi. Az intenzív tápanyagfelvétel nagy energiaigényét a kináz típusú reakciók fedezik.

29. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja komposzt-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Komposzt-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	15,30±	4,10
Ca	28.133,33±	3.419,00	26.401,33±	245,67
Fe	117,33±	1,52	129,66±	15,56
K	44.366,33±	5.392,00	51.177,67±	1.514,61
Mg	3.788,33±	862,00	4.194,00±	241,33
P	4.455,00±	736,81	5.152,66±	269,41
S	4.640,00±	458,38	5.811,66±	242,86
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Komposzt-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	857,50±	58,68
Ca	3.902,66±	241,33	3.082,00±	154,33
Fe	454,33±	51,08	1.074,50±	51,61
K	58.219,67±	455,25	42.299,67±	2.412,67
Mg	2.953,00±	89,57	6.373,33±	347,33
P	7.148,33±	778,99	6.104,66±	84,76
S	5.708,00±	4,24	7.396,50±	641,35

4. 2. 4. 2. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A komposzt-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 30. táblázatban foglaltam össze.

30. táblázat: A komposzt-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Komposzt-szűrlet	1,130± 0,16**	0,220± 0,04

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege nőtt. A hajtásnál a növekedés szignifikáns. A napraforgó szárazanyag

felhalmozására a komposzt szűrlet kedvezőbben hatott, mint azt a kukorica esetében tapasztaltuk. A különbség részben a két növény eltérő tápanyag-felvételi mechanizmusával magyarázható. A másik lehetséges ok a napraforgó intenzívebb növekedése a mintavétel időszakában. Ekkor ugyanis a komposzt szűrlet a magasabb tápanyag szolgáltatása miatt jobban ki tudta elégíteni a fokozottabb tápanyagigényt, ami előnyösen hatott a szárazanyag felhalmozásra is. Ezt támasztja alá a gyökér morfológiájának a megváltozása is.



16. ábra: A komposzt-szűrlet (3.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 2. 4. 3. A szennyvíziszap-komposzt-szűrlet hatása a napraforgó SPAD-értékére

A 31. táblázatban a komposzt-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékére.

31. táblázat: A komposzt-szűrlet hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm \text{S.E.}$

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	$47,57 \pm 1,93$	$50,63 \pm 1,34$	$50,33 \pm 0,40$
Komposzt-szűrlet	$46,78 \pm 1,34$	$49,87 \pm 0,64$	$50,02 \pm 1,28$

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a napraforgó SPAD-értéke minden mérési napon abszolút értékben csökkent, de ezek a csökkenések nem voltak szignifikánsak. Feltételezhető, hogy a kezelés hatására a fotoszintetikus apparátus nem módosult,

viszont a hatékonysága emelkedett, miután a kezelések a szárazanyag felhalmozást fokozták.

4. 2. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 2. 5. 1. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

Az 32. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

32. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja komposzt kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Komposzt	
Al	67,60±	2,54	18,5±	8,34
Ca	8.006,50±	147,78	6.479,00±	497,33
Fe	92,70±	3,12	137,0±	9,89
K	80.074,00±	5.593,21	67.856,00±	1.431,09
Mg	2.003,50±	132,23	1.755,00±	356,38
P	13.987,00±	38,18	11.769,5±	881,60
S	3.507,50±	77,07	3.218,5±	615,00
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Komposzt	
Al	49,75±	3,04	108,85±	20,01
Ca	7.773,50±	43,13	6.983,00±	237,72
Fe	117,00±	7,07	240,0±	22,62
K	51.065,50±	1.898,58	52.323,50±	3.988,78
Mg	4.714,50±	86,97	3.794,00±	506,28
P	5.412,50±	85,18	5.940,5±	53,88
S	10.469,50±	12,02	10.512,5±	182,99

A táblázat adatai a transzportfolyamatokkal kapcsolatosan nyújtanak érdekes információkat. A kálium hajtásba irányuló transzportja a kontroll és kezelt növényeknél is rendkívül intenzív volt. Ezt tapasztaltam a foszfor esetében is. A vas és az alumínium „együttlmozgása” itt is tapasztalható, bár az értékek nem olyan kifejezettek mint, amilyeneket a korábbi méréseknél tapasztaltunk. A foszfor és kálium magasabb koncentrációja a hajtásban, az intenzív szénhidrát anyagcserére enged következtetni (Arnon, 1971; Evans és Wildes, 1971).

4. 2. 5. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica száraz tömegére

A komposzt hatását a kukorica száraz tömegére a 33. táblázatban foglaltam össze.

Komposzt-kezelés hatására a hajtás száraz tömege szignifikánsan nőtt, míg a gyökér száraz tömege a kontrollal megegyező volt.

33. táblázat: A komposzt hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p < 0,001$.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,199 \pm 0,02$	$0,064 \pm 0,01$
Komposzt	$0,254 \pm 0,03^{***}$	$0,064 \pm 0,01$



17. ábra: A komposzt (3.) hatása a kukorica fejlődésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 2. 5. 3. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica SPAD-értékére

A 34. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért SPAD-értékre. Komposzt-kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték mind a három mérési napon nőtt. Ezek a növekedések szinkronban vannak a hajtás száraz tömegében tapasztalt növekedéssel. A nagyobb klorofill tartalom a fotoszintézis fokozásán keresztül növelte a szárazanyag felhalmozását is. A kezelt és a

kezeletlen (kontroll) növények közötti különbség a klorofill tartalomban vizuálisan is tapasztalható.

34. táblázat: A komposzt hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Komposzt	39,42 $\pm$ 3,25	41,95 $\pm$ 3,83**	41,62 $\pm$ 2,70**
3. levél			
Kontroll	29,74 $\pm$ 3,46	28,61 $\pm$ 4,99	24,94 $\pm$ 2,20
Komposzt	31,30 $\pm$ 1,95	32,11 $\pm$ 4,54	34,42 $\pm$ 3,09***

4. 2. 5. 4. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

A 35. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért klorofill-*a, b* és karotinoid-tartalomra.

35. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a, b*, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány alakulása komposzt-kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,44 $\pm$ 0,61	3,51 $\pm$ 0,41	3,54	8,53 $\pm$ 0,89
Komposzt	13,18 $\pm$ 1,55	3,89 $\pm$ 0,75	3,38	8,54 $\pm$ 0,86
3. levél				
Kontroll	8,79 $\pm$ 0,38	3,48 $\pm$ 0,09	2,50	5,92 $\pm$ 0,69
Komposzt	13,45 $\pm$ 0,44**	3,54 $\pm$ 0,98	3,79	8,63 $\pm$ 0,02*

A relatív klorofill tartalom emelkedését alátámasztják a fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációját mutató értékek. Az a logika, mely szerint a magasabb pigment tartalom, amely a relatív klorofill tartalom emelkedésében, valamint a fotoszintetikus aktivitás fokozódásán keresztül a szerves anyag felhalmozás növekedésében mutatkozik meg, szintén tapasztalható.

4. 2. 5. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a kukorica levélterületére

A 36. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a kukorica levélterületére.

36. táblázat: A komposzt hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Komposzt	21,50± 7,24**	39,77± 9,24

A korábban differenciálódott 2. levél területe csökkent, míg a fiatalabb, 3. levél területe nőtt. Mindeközben a kezelt hajtások száraz tömege szignifikánsan emelkedett.

Egyik lehetséges ok a szuboptimális tápanyag-ellátás, melynek következtében mérséklődik a sejtek a megnyúlása, miközben a térfogatuk nem változik, esetleg nő.

4. 2. 6. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 2. 6. 1. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 37. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

37. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja komposzt-kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Komposzt	
Al	12,70±	1,55	14,55±	0,21
Ca	33.816,50±	2.843,27	27.672,00±	60,81
Fe	137,00±	4,00	135,0±	4,58
K	55.531,50±	685,18	55.066,50±	1.709,07
Mg	4.203,00±	35,35	4.198,50±	197,28
P	17.962,00±	199,40	15.522,5±	481,53
S	5.240,50±	262,33	5.441,0±	169,71
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Komposzt	
Al	60,15±	0,21	49,64±	1,26
Ca	2.420,50±	142,12	54.482,53±	4.771,56
Fe	174,00±	2,82	226,0±	28,46
K	66.463,50±	344,36	28.312,15±	679,72
Mg	1.103,50±	4,95	701.89±	15,91
P	7.733,00±	14,14	3.443,0±	249,68
S	4.530,00±	62,23	3.019,6±	197,42

A táblázat legszembetűnőbb eredménye a kálium rendkívül aktív hajtásba irányuló transzportja. A kontroll és a kezelt növények hajtásainak K-tartalma szinte teljesen megegyező, miközben a kezelt növények gyökere kevesebb, mint fele mennyiségű káliumot vesz fel. Intenzív a foszfor transzportja is, és különbségek is hasonlóak. A komposztal kezelt kukoricánál is fennáll az alumínium és a vas együttmozgása, bár az értékek jóval kisebbek, mint a más kezeléseknél mértek, viszont a tendencia töretlen.

4. 2. 6. 2. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó száraz tömegére

A komposzt hatását a napraforgó száraz tömegére a 38. táblázatban foglaltam össze.

38. táblázat: A komposzt hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ***p<0,001.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332± 0,07	0,061± 0,02
Komposzt	0,433± 0,07*	0,091± 0,02*

Komposzt-kezelés hatására a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan nőtt. A hajtás száraz tömege 30%-kal, a gyökér 49 %-kal emelkedett a kontrollhoz viszonyítva. A növekedést a 18. ábra is szemlélteti.

A kalciumnak nagy szerepe van a sejtsztódásban, a sejtfal és határhártyák integritásának meghatározásában (Schmit, 1981). A szárazanyag felhalmozás bonyolult biokémiai folyamatok összessége, amelyekre a magas kalcium koncentráció ellentétesen is hathat (Lee és Woolhouse, 1969).



18. ábra: A komposzt (3.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 2. 6. 3. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó SPAD-értékére

A 39. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a napraforgó SPAD-értékére. A napraforgó második levelében mért SPAD-értékben nem okozott lényeges változást a kezelés. A változások hibahatáron belüliek.

39. táblázat: A komposzt hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	36,32 $\pm$ 3,14	39,88 $\pm$ 2,53	43,95 $\pm$ 2,32
Komposzt	37,44 $\pm$ 2,07	39,17 $\pm$ 2,43	41,56 $\pm$ 1,29

4. 2. 6. 4. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

A 40. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért klorofill-*a*, *b* és karotinoid-tartalomra. Valamennyi mért pigment koncentrációja csökkent a kezelések hatására. A klorofill-*a* csökkenése a 3., míg a klorofill-*b* csökkenése a 2. levélben volt szignifikáns. A szerves anyag gyarapodáshoz vezető biokémiai utak bonyolultságára és összefüggéseire hívja fel a figyelmet, hogy pigmentek abszolút mennyiségének csökkenése mellett is növekedett a kezelt növények szárazanyag felhalmozása, mely a fotoszintetikus apparátus hatékonyabb működését valószínűsíti.

40. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása komposzt-kezelés hatására $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $*p<0,05$.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77 $\pm$ 0,98	3,57 $\pm$ 0,09	3,29	7,13 $\pm$ 0,22
Komposzt	10,32 $\pm$ 0,18	3,01 $\pm$ 0,12*	3,42	6,61 $\pm$ 0,20
3 . levél				
Kontroll	12,29 $\pm$ 0,41	3,69 $\pm$ 0,05	3,33	8,85 $\pm$ 0,05
Komposzt	10,98 $\pm$ 0,26*	3,20 $\pm$ 0,31	3,43	7,62 $\pm$ 0,25

4. 2. 6. 5. A szennyvíziszap-komposzt hatása a napraforgó levélterületére

A 41. táblázatban a komposzt hatását foglaltam össze a napraforgó levélterületére.

41. táblázat: A komposzt hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,47
Komposzt	105,97± 18,78 *	157,26± 6,10*

Komposzt-kezelés hatására a napraforgó második levelének felülete 22 %-kal, csökkent, míg a harmadik levélé 8 %-kal, a kontrollhoz képest. A komposzt-kezelés az idősebb és a fiatalabb levélre is azonos módon hatott. A csökkenés ugyanakkor a szerves anyag felhalmozás növekedésével volt egyidejű.

4. 3. Az extrudált mákgubó növényfiziológiai vizsgálata

4. 3. 1. Az extrudált mákgubó elem tartalma

A vizsgált elemek koncentrációinak többszöröse található a nyersanyagban, mint annak szűrletében (42. táblázat). A extrudált mákgubó szerves anyag tartalma magas, ezért a tápanyagok a felületi töltésekhez kötötten találhatók. A közeg anion, vagy kation cserélő kapacitása függvényében kerülnek a kötött tápelemek az oldatba. A folyamatos feltáródás előnyt jelent a felhasználásban, ugyanis hosszabb időszakra biztosít megfelelő tápanyag ellátást a növényeknek.

42. táblázat: Az extrudált mákgubó és az extrudált mákgubó-szűrlet elem tartalma (mg kg⁻¹)

Elemek	Extrudált mákgubó	Extrudált mákgubó-szűrlet
Al	55,9	8,00
B	32,5	1,12
Ba	16,5	98,50
Ca	21.286,00	594,00
Cr	1,37	0,31
Cu	8,25	0,28
Fe	181,00	40,70
K	2697,00	403,00
Li	0,25	0,04
Mg	2.597,00	160,00
Mn	54,50	1,92
Na	2.232,00	416,00
Ni	0,29	0,01
P	1.449,00	173,00
S	2.910,00	444,00
Sr	86,90	3,47
Ti	1,29	0,10
Zn	11,70	1,62

4. 3. 2. Az extrudált mákgubó hatása a mustár csírázására

A 43-44. táblázatokban foglaltam össze az extrudált mákgubó és annak szűrletének hatását a mustár csírázására.

43. táblázat: Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a mustár csírázására. n=3± S.E

mérési napok	kezelések	
	kontroll	extrudált mákgubó-szűrlet
	csírázási %	
2.	19,00± 1,74	8,00± 0,54
3.	31,33± 9,24	13,67± 3,06
4.	52,33± 2,00	32,00± 6,66
5.	62,66± 4,16	43,67± 2,31
6.	70,99± 6,43	55,34± 2,31



19-20. ábra: A mustár csíráztatása, bal oldalt deszt.vizen, jobb oldalt extrudált mákgubón csíráztatott fehér mustár

44. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a mustár csírázására. n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	extrudált mákgubó
	csírázási %	
2.	25,67± 8,74	42,67± 2,52*
3.	56,00± 6,66	64,34± 0,58
4.	68,33± 7,02	72,01± 3,21
5.	79,00± 8,62	76,68± 3,06

A csírázási százalék csökkenését tapasztaltam a szűrleten, míg a kontrollhoz közeli értékeket mértem az extrudált mákgubón csírázó mustármagvaknál. Ez utóbbi esetben a kísérlet 4. napjáig a csírázási százalékon túl, a csírázási erély is magasabb volt a kezelt magvaknál. A szűrlet és a nyersanyag közötti nem csekély különbség oka további vizsgálatokat igényel, ugyanis a szűrlet elemtartalma nem olyan magas, hogy a kontrollhoz viszonyítva gátlást okozhatna, másrészt viszont a szűrlet elemtartalma

„aktív”, azaz oldottan közvetlenül fejthetik ki hatásukat. Ezt a feltételezést támogatja alá a nyers extrudátumnál mért százalékok, annak az elemtartalma ugyanis sokkal magasabb, viszont a kötődések miatt „inaktív”, ezért kontrollhoz közeli eredményeket tudtam mérni.

4. 3. 3. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 3. 3. 1. A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 45. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

45. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja extrudált mákgubó-szűrlet kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó-szűrlet	
Al	23,07±	13,80	14,60±	4,00
Ca	10.604,33±	569,19	7.930,33±	68,21
Fe	71,86±	11,49	60,20±	14,68
K	76.739,67±	4.488,16	77.889,66±	8.152,61
Mg	2.302,66±	170,05	2.015,33±	271,92
P	10.249,00±	1.441,71	11.331,33±	1.336,86
S	2.524,33±	319,78	3.765,66±	784,10
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó-szűrlet	
Al	38,65±	10,96	126,00±	4,24
Ca	11.967,33±	762,14	7.075,33±	3.417,36
Fe	264,33±	80,00	247,00±	29,69
K	63.865,33±	2.344,80	43.223,00±	1.408,00
Mg	5.224,66±	310,41	3.269,66±	678,32
P	10.313,33±	2.345,33	11.489,50±	460,17
S	7.604,66±	429,23	11.951,00±	501,89

A mákgubó és annak szűrlete „természet közeli” melléktermék, magas szerves anyag tartalommal. Ennek tulajdonítható, hogy a tápelemek felvételében, szállításában és megoszlásában nem tapasztaltam rendkívüli különbségeket. Megjegyzendő, hogy ennél a kezelésnél nem érvényesült a korábbi tendenciózus jelenség, nevezetesen az alumínium és a vas együttes koncentráció emelkedése a gyökérben. Figyelemre méltó ugyanakkor, hogy a kén hajtásba irányuló szállítása a kontroll és a kezelt növényeknél is

korlátozott volt, míg a káliumé kifejezetten intenzív. A különbség oka a két tápelem ionjának eltérő töltésére vezethető vissza, ugyanis a kálium-ion pozitív töltése miatt a membrán transzportja egyszerűbb mechanizmus szerint történik, mint a negatív töltésű szulfát ionoké (Clarkson és Saker, 1989).

4. 3. 3. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A 46. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére.

46. táblázat: A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm S.E.$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $*p<0,05$.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,318 \pm 0,11$	$0,101 \pm 0,05$
Extrudált mákgubó-szűrlet	$0,323 \pm 0,07$	$0,081 \pm 0,00$

A kezelés hatására nőtt a hajtás száraz tömege, a gyökéré pedig csökkent. A gyökér száraz tömeg csökkenésének az oka a gyökér magasabb Al-koncentrációja lehet. Ennek magyarázata megegyezik a már korábban leírtakkal. A gyökér száraz tömegében bekövetkezett csökkenést a 21. ábra is szemlélteti.



21. ábra: Az extrudált mákgubó-szűrlet (4.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 3. 3. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

Extrudált mákgubó-szűrlet kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték minden mérési napon csökkent. A csökkenés néhány esetben gyenge szignifikanciát mutat (47. táblázat). A SPAD-értékben mért csökkenés, illetve a szárazanyag tartalom csökkenése között szoros összefüggés van.

A SPAD-érték csökkenése a hajtás Fe, valamint Mg-tartalmában bekövetkezett csökkenés eredménye lehet.

47. táblázat: A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $*p<0,05$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Extrudált mákgubó-szűrlet	34,57 $\pm$ 5,83	41,51 $\pm$ 4,27*	41,07 $\pm$ 4,83*

3. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Extrudált mákgubó-szűrlet	29,69 $\pm$ 7,04	41,34 $\pm$ 3,42	42,48 $\pm$ 4,49*

4. 3. 4. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 3. 4. 1. A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A kezelések a gyökerekben eredményeztek számottevő eltéréseket. Az Al koncentrációja többszöröse volt a kezelt gyökerekben a kontrollhoz képest, miközben a vas koncentrációjában nem volt lényeges különbség (48. táblázat). Ugyanakkor a vas hajtásba irányuló transzportja kifejezetten gátolt volt a szűrlettel kezelt növényeknél. A gyökerekben lévő vas mintegy 1/5-e szállítódott a hajtásba, míg a kontroll növényeknél ez az arány 1/4.

A vas xylem transzportja számos tényező függvénye. A szállítás kétértékű vas formában, főként citromsavhoz kötötten történik. Ez a kukoricánál számos előfeltételhez kötött. A kukorica a vasat mugeinsav, vagy hidroxámsav típusú szerves anyagokhoz kötötten háromértékű kationként veszi fel. A membrán transzportot követően redukálnia kell a gyökérben, majd citromsavhoz kötötten szállítódik a

hajtásba. A gyökér redukciós kapacitásának csökkenése, a kellő mennyiségű gyökér által kiválasztott citromsav, vagy almasav, az egyszikűeknél a mugeinsav típusú szideroforok hiánya a tápelemek felvételét, de transzportját is akadályozzák (Marschner, 1995).

48. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja extrudált mákgubó -szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	8,17±	0,53
Ca	28.133,33±	3.419,00	24.786,00±	305,47
Fe	117,33±	1,52	90,73±	6,83
K	44.366,33±	5.392,00	44.169,50±	1.635,54
Mg	3.788,33±	862,00	3.693,00±	140,29
P	4.455,00±	736,81	4.595,66±	256,05
S	4.640,00±	458,38	4.405,50±	546,59
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	813,50±	31,63
Ca	3.902,66±	241,33	3.159,50±	185,96
Fe	454,33±	51,08	463,50±	4,94
K	58.219,67±	455,25	53.388,50±	71,41
Mg	2.953,00±	89,57	3.158,50±	306,17
P	7.148,33±	778,99	7.779,50±	654,07
S	5.708,00±	4,24	6.383,00±	597,88

4. 3. 4. 2. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A extrudált mákgubó-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 49. táblázatban foglaltam össze.

49. táblázat: A extrudált mákgubó-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ***p<0,01.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Extrudált mákgubó -szűrlet	0,840± 0,05	0,160± 0,01**

Az extrudált mákgubó szűrlettel kiegészített tápoldaton nevelt napraforgó hajtások és gyökerek szárazanyagtömege csökkent. A növények vizuális vizsgálatakor ez a csökkenés nem volt egyértelmű (22. ábra).



22. ábra: Az extrudált mákgubó-szűrlet (4.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 3. 4. 3. Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

Az 50. táblázatban az extrudált mákgubó-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékre. A SPAD-érték csökkenése a pigment tartalom mérséklődésére vezethető vissza. Ennek oka a kezelt növények hajtásainak már korábban említett alacsonyabb magnézium és vas koncentrációja.

50. táblázat: Az extrudált mákgubó-szűrlet hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	$47,57 \pm 1,93$	$50,63 \pm 1,34$	$50,33 \pm 0,40$
Extrudált mákgubó szűrlet	$45,50 \pm 2,95$	$48,04 \pm 0,88^{**}$	$47,68 \pm 0,97^{**}$

Extrudált mákgubó-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték mérsékelt csökkenését eredményezte valamennyi mérési napon. A tapasztalt csökkenés és a kezelt növények szárazanyag felhalmozásának csökkenése között szoros összefüggést feltételezek. Kísérletem alapján összefüggést feltételezek a SPAD-érték csökkenése és a száraz anyag felhalmozás mérséklődése között.

4. 3. 5. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 3. 5. 1. A extrudált mákgubó hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

Az 51. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

51. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja extrudált mákgubó hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó	
Al	67,60±	2,54	10,05±	0,30
Ca	8.006,50±	147,78	4.656,00±	329,36
Fe	92,70±	3,12	76,15±	6,05
K	80.074,00±	5.593,21	37.820,50±	1.450,33
Mg	2.003,50±	132,23	1.218,00±	340,82
P	13.987,00±	38,18	7.500,50±	237,17
S	3.507,50±	77,07	2.198,00±	150,12
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó	
Al	49,75±	3,04	470,5±	31,42
Ca	7.773,50±	43,13	8.142,50±	195,86
Fe	117,00±	7,07	594,5±	18,18
K	51.065,50±	1.898,58	48.986,00±	5.279,25
Mg	4.714,50±	86,97	4.404,00±	226,27
P	5.412,50±	85,18	6.453,0±	65,91
S	10.469,50±	12,02	10.790,0±	69,74

A kukorica hajtásában az összes vizsgált elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására. Ez a csökkenés annak ellenére következett be, hogy a kezelt növények gyökereinek elemkoncentrációja kifejezetten magas volt. Ez a megfigyelés ismételten a transzportfolyamatok jelentőségére hívja fel a figyelmet. A kontroll növényeknél intenzívebb a hajtásba irányuló ion transzport, ami kifejezetten jelentős a kálium esetében.

A gyökerekben az Al és Fe koncentráció emelkedése szembetűnő, és további kérdéseket vet fel. Mindkét ion pozitív töltésű, ezért az várható, hogy versenyeznek az apoplazmatikus tér és a plazmalemma negatív töltéshelyeiért. Versengés helyett, azonban sajátos „együtt mozgást” tapasztaltam. Tény, hogy méréseimben nem tudtam

megkülönböztetni a külső térben kötött ionokat mennyiségét a sejtbe bejutó ionoktól, mindazonáltal feltételezhető, hogy az Al többsége extracelluláris, míg a Fe főként a sejten belül halmozódott fel. Ez a feltételezés is további vizsgálatokat igényel, ugyanis magyarázatot kell találni arra a kérdésre, hogy miként történhet intenzív Fe membrántranszport, a membrán szerkezetét lényegesen módosító, magas koncentrációjú Al-ionok jelenlétében (Yokel, 2002).

4. 3. 5. 2. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica száraz tömegére

Az extrudált mákgubó hatását a kukorica száraz tömegére az 52. táblázatban foglaltam össze.

52. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,199± 0,02	0,064± 0,01
Extrudált mákgubó	0,180± 0,04	0,052± 0,01

Extrudált mákgubó kezelés hatására csökkent a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege. A csökkenés azonban egy esetben sem volt szignifikáns.



23. ábra: Az extrudált mákgubó (4.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 3. 5. 3. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

Az 53. táblázatban az extrudált mákgubó hatása látható a kukorica levelében mért SPAD-értékre.

53. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Extrudált mákgubó	39,35 $\pm$ 3,56	42,30 $\pm$ 4,61**	39,49 $\pm$ 2,67
3 . levél			
Kontroll	29,74 $\pm$ 3,46	28,61 $\pm$ 4,99	24,94 $\pm$ 2,20
Extrudált mákgubó	28,73 $\pm$ 2,66	27,94 $\pm$ 6,09	31,48 $\pm$ 4,21***

A SPAD-érték minden mérési napon emelkedett a második levélben, a kontrollhoz képest. A harmadik levelekben viszont csak az utolsó, 11 mérési napon volt szignifikáns növekedés. Mindkét korú levélnél a méréseket a levél teljes kifejlődését követően mértük. A fotoszintetikus pigmentek szintézise anyag-, és energia igényes folyamat (Walker és Weinstein, 1991; Langmeier et al., 1993) ezért feltételezem, hogy a levéldifferenciálódás során a levél által megtermelt energia nagyobb része fordítódik a struktúra kialakítására és majd csak ezt követően fejeződik be a fotoszintetikus pigmentek szintézise.

4. 3. 5. 4. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

Az 54. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért klorofill-*a, b* és karotinoid-tartalomra.

A fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyisége mindkét korú levélben csökkent. A harmadik - fiatalabb - levélben ez a csökkenés szignifikáns, ami a korábbi magyarázatot, azt, hogy a levélnövekedés és a fotoszintetikus pigmentek szintézisének időgörbéje nem esik egybe, alátámasztja.

Az idősebb levelek pigment tartalmának kontrollhoz viszonyított csökkenése ugyanakkor valószínű oka lehet a kezelt növények mérsékelt szerves anyag felhalmozásának.

54. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása extrudált mákgubó kezelés hatására. n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,44± 0,61	3,51± 0,41	3,54	8,53± 0,89
Extrudált mákgubó	11,22± 0,52	2,97± 0,59	3,77	6,95± 0,76
3 . levél				
Kontroll	8,79± 0,38	3,48± 0,09	2,50	5,92± 0,69
Extrudált mákgubó	7,55± 0,43*	1,79± 0,34*	4,21	5,24± 0,14

4. 3. 5. 5. Az extrudált mákgubó hatása a kukorica levélterületére

Az 55. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a kukorica levélterületére.

55. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Extrudált mákgubó	21,18± 0,30***	47,68± 7,19*

A kukorica második levelének levélterülete szignifikánsan csökkent extrudált mákgubó kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva. A harmadik levél területe pedig szignifikánsan nőtt.

Az eredmény ellentmondásos. A harmadik levél nagyobb területe, valamint a levélben mért alacsonyabb pigment koncentráció megerősíti azt a feltételezésemet, hogy a levél méretének gyarapodása időben megelőzi a fotoszintetikus pigmentek szintézisét.

4. 3. 6. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 3. 6. 1. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

Az 56. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

56. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja extrudált mákgubó kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó	
Al	12,70 $\pm$	1,55	17,15 $\pm$	0,35
Ca	33.816,50 $\pm$	2.843,27	28.942,00 $\pm$	210,71
Fe	137,00 $\pm$	4,00	139,5 $\pm$	0,71
K	55.531,50 $\pm$	685,18	57.452,50 $\pm$	3,53
Mg	4.203,00 $\pm$	35,35	4.020,50 $\pm$	139,30
P	17.962,00 $\pm$	199,40	15.844,5 $\pm$	672,45
S	5.240,50 $\pm$	262,33	5.392,0 $\pm$	83,43
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Extrudált mákgubó	
Al	60,15 $\pm$	0,21	29,95 $\pm$	7,84
Ca	2.420,50 $\pm$	142,12	64.627,04 $\pm$	4.346,51
Fe	174,00 $\pm$	2,82	187,2 $\pm$	4,83
K	66.463,50 $\pm$	344,36	27.195,93 $\pm$	1.578,56
Mg	1.103,50 $\pm$	4,95	403,91 $\pm$	21,41
P	7.733,00 $\pm$	14,14	3.146,4 $\pm$	419,56
S	4.530,00 $\pm$	62,23	1.608,5 $\pm$	95,58

A vizsgált elemek koncentrációinak alakulásában a legnagyobb eltérés a K és Ca felvételében, transzportjában és megoszlásában van.

A kontroll növények hajtásba irányuló Ca szállítása rendkívül intenzív, aminek eredményeként a hajtás Ca koncentrációja többszöröse a gyökérben mért koncentrációnak. A kezelt növényeknél a gyökér magas Ca tartalmának csak töredéke szállítódott a hajtásba, miközben a hajtás Ca koncentrációja kontroll alatti volt, de ez a különbség még mindig igen magas Ca szintet jelentett. Ezzel szemben a kezelt napraforgó gyökerének K koncentrációja jelentősen kisebb volt, mint a kontrollnál mért érték, miközben a kontroll és kezelt hajtások K koncentrációi gyakorlatilag megegyeztek. A K és Ca ion-antagonizmusa ismert jelenség, melynek sajátos megnyilvánulását tapasztaltam. A kontroll gyökerek magas K koncentrációja alacsony

Ca tartalommal, míg a kezelt növényeknél a magas Ca alacsonyabb K koncentrációval párosult. A gyökerekben tapasztalt ionantagonizmus érdekes módon a hajtásokban már nem jelentkezett, ott feltűnő különbségek nem voltak a két elem koncentrációjában (Datt et al., 2010).

4. 3. 6. 2. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó száraz tömegére

Az extrudált mákgubó hatását a napraforgó száraz tömegére az 57. táblázatban foglaltam össze.

57. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332± 0,07	0,061± 0,02
Extrudált mákgubó	0,373± 0,07	0,074± 0,02

Extrudált mákgubó kezelés hatására nőtt a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege. A gyökér növekedése kifejezettebb volt.



24. ábra: Az extrudált mákgubó (4.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 3. 6. 3. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

Az 58. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a napraforgó SPAD-értékére.

58. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; *** $p<0,001$.

Kezelések	Mérési napok		
	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	36,32 $\pm$ 3,14	39,88 $\pm$ 2,53	43,95 $\pm$ 2,32
Extrudált mákgubó	37,71 $\pm$ 1,73	39,25 $\pm$ 2,65	41,57 $\pm$ 3,08*

A kezelés nem okozott lényeges változást a SPAD-értékben, bár a 15. napon, a kezelt növényeknél mért csökkenés szignifikáns volt.

A hajtás száraz tömegében bekövetkezett növekedés és a csökkent SPAD-érték a fotoszintetikus sejt organellumokban történt változásokra hívják fel a figyelmet. Ellentmondásos, hogy miközben a kezelt növények száraz tömege nőtt, addig a SPAD-értékben csökkenést tapasztaltam.

4. 3. 6. 4. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

Az 59. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért klorofill-*a, b* és karotinoid-tartalomra.

59. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a, b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány, $n=3 \pm$ S.E.

	2. levél			
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77 $\pm$ 0,98	3,57 $\pm$ 0,09	3,29	7,13 $\pm$ 0,22
Extrudált mákgubó	8,90 $\pm$ 0,78*	3,01 $\pm$ 0,76	2,95	5,36 $\pm$ 0,31*

	3. levél			
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,29 $\pm$ 0,41	3,69 $\pm$ 0,05	3,33	8,85 $\pm$ 0,05
Extrudált mákgubó	11,89 $\pm$ 0,81	3,96 $\pm$ 0,35	3,00	8,24 $\pm$ 0,64

A SPAD-értékhez hasonlóan csökkent a fotoszintetikus pigmentek mennyisége is. További vizsgálatok lesznek szükségesek a részletek megismerésére.

A második és harmadik levélben bekövetkezett klorofill-*a*/klorofill-*b* arány csökkenése szintén a fotoszintetikus apparátusban bekövetkezett változásra hívja fel a figyelmet.

4. 3. 6. 5. Az extrudált mákgubó hatása a napraforgó levélterületére

A 60. táblázatban az extrudált mákgubó hatását foglaltam össze a napraforgó levélterületére. Az extrudált mákgubó-kezelés hatására csökkent a vizsgált levelek területe.

60. táblázat: Az extrudált mákgubó hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének levélterületére(mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,47
Extrudált mákgubó	118,11± 6,69	158,15± 7,89

4. 4. A szennyvíziszap hatásának növényfiziológiai vizsgálata

4. 4. 1. A szennyvíziszap elemtartalma

A vizsgált anyagok közül az alumínium, a bárium, a kálium, a magnézium, a foszfor és a kén koncentrációja a szennyvíziszapban volt a legnagyobb (61. táblázat).

A rendkívül magas Al koncentráció ellenére a szűrlet csekély mennyiségű alumíniumot tartalmaz. Összességében is megállapítható, hogy a mért tápelemek oldékonysága csekély, ami kifejezetten előnyös a nehézfémek esetén.

61. táblázat: A szennyvíziszap és szűrletének elemtartalma (mg kg⁻¹)

Elemek	Szennyvíziszap	Szennyvíziszap-szűrlet
Al	17.349,00	4,71
B	31,60	0,25
Ba	307,00	0,45
Ca	123.988,00	841,00
Cr	41,30	0,57
Cu	109,00	0,10
Fe	21.098,00	64,40
K	2.879,00	167,00
Li	4,21	0,04
Mg	5.548,00	190,00
Mn	496,00	1,15
Na	2.163,00	218,00
Ni	24,50	0,12
P	21.289,00	6,25
S	16.000,00	714,00
Sr	195,00	1,50
Ti	87,20	0,03
Zn	473,00	0,69

4. 4. 2. A szennyvíziszap hatása a mustármagvak csírázására

A 62-63. táblázatokban a szennyvíziszapé-szűrlet és szennyvíziszap hatása látható a mustár csírázására. A vizsgálat során a csírázási százalékon kívül vizsgáltam a csírázási erélyt is, mint az egyik legfontosabb értékmérő tulajdonságot. A jó csírázási erélyű magvak túlnyomó része hamar és egy időben csírázik, ami a kelést is egyidejűvé teszi, ennek eredményeképpen a növényállomány is kiegyenlített lesz, ez pedig megkönnyíti bármely szántóföldi kultúra munkálatait.

62. táblázat: A szennyvíziszap-szűrlet hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	szennyvíziszap-szűrlet
csírázási %		
2.	19,00 $\pm$ 1,74	11,67 $\pm$ 5,51
3.	31,33 $\pm$ 9,24	19,67 $\pm$ 0,00**
4.	52,33 $\pm$ 2,00	30,34 $\pm$ 2,31
5.	62,66 $\pm$ 4,16	37,34 $\pm$ 0,00
6.	70,99 $\pm$ 6,43	52,34 $\pm$ 8,66



25-26. ábra: A mustár csíráztatása, bal oldalt deszt.vízen, jobb oldalt szennyvíziszapon csíráztatott fehér mustár

63. táblázat: A szennyvíziszap hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	szennyvíziszap
csírázási %		
2.	25,67 $\pm$ 8,74	63,67 $\pm$ 1,53**
3.	56,00 $\pm$ 6,66	84,34 $\pm$ 2,52
4.	68,33 $\pm$ 7,02	86,67 $\pm$ 1,53
5.	79,00 $\pm$ 8,62	89,00 $\pm$ 2,52

A szennyvíziszapon csíráztatott mustármagvak csírázási százaléka és csírázási erélye is a kontrollt lényegesen meghaladó volt.

A szennyvíziszap szűrletének vizsgálatakor a csírázási százalék csökkent az összes mérési napon. Ennek az lehet az oka, hogy a szennyvíziszapban lehettek olyan biológiailag aktív anyagok, amelyek a csírázást serkentették, míg a szűrlet ezeket nem, vagy, kisebb mennyiségben tartalmazta.

4. 4. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 4. 3. 1. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlásra

A 64. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

64. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap-szűrlet	
Al	23,07±	13,80	13,29±	6,01
Ca	10.604,33±	569,19	10.693,00±	617,04
Fe	71,86±	11,49	63,60±	3,20
K	76.739,67±	4.488,16	84.928,33±	4.030,81
Mg	2.302,66±	170,05	2.444,00±	40,92
P	10.249,00±	1.441,71	11.429,00±	353,20
S	2.524,33±	319,78	4.089,33±	305,51
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap-szűrlet	
Al	38,65±	10,96	242,66±	35,81
Ca	11.967,33±	762,14	11.294,66±	460,96
Fe	264,33±	80,00	357,33±	17,21
K	63.865,33±	2.344,80	65.470,33±	4.691,69
Mg	5.224,66±	310,41	5.760,33±	187,88
P	10.313,33±	2.345,33	8.885,00±	798,74
S	7.604,66±	429,23	12.062,66±	144,09

A szennyvíz-iszap szűrletével kezelt növények hajtásaiban megnőtt a K, a P és a S koncentrációja, míg a gyökerekben az alumínium, a vas és a kén koncentrációja emelkedett számottevően. A hajtásba irányuló K-transzport intenzívebb volt a kezelt növényeknél. Ebben az esetben is szembevetendő a kezelt növények gyökereinek magas Al koncentrációja, ami a már többször észlelt kontroll értéket meghaladó Fe-koncentrációval társul.

4. 4. 3. 2. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A növény tápanyag ellátása befolyásolja a szervesanyag-gyarapodást, ami összetett biokémiai folyamatok eredménye, ezért mértem a hajtás és a gyökér száraz tömegét (65. táblázat)

65. táblázat: A szennyvíziszap-szűrlet hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,318± 0,11	0,101± 0,05
Szennyvíziszap-szűrlet	0,411± 0,10*	0,121± 0,04*

A szennyvíziszap-szűrlet kedvező hatással volt a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömeg gyarapodására. Az eredmények szignifikánsak. A hajtás száraz tömege nagyobb mértékben növekedett, mint a gyökéré. Ez magyarázható a hajtás megnövekedett kálium-tartalmával. Optimális kálium-ellátásnál nő a levelek nagysága, csökken a levél diffúziós ellenállása, ami fokozott CO₂-ellátást biztosít a fotoszintézishez (Mengel és Arneke, 1982).



27. ábra: A szennyvíziszap-szűrlet (5.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 4. 3. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A 66. táblázatban a szennyvíziszap-szűrlet hatása látható a kukorica SPAD-értékére.

66. táblázat: A szennyvíziszap-szűrlet hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Szennyvíziszap-szűrlet	34,07 $\pm$ 7,75	47,27 $\pm$ 4,08	47,92 $\pm$ 4,10
3 . levél			
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Szennyvíziszap-szűrlet	32,13 $\pm$ 5,19	41,77 $\pm$ 4,60	46,75 $\pm$ 4,30

Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-értékre – két esetet kivéve – csökkent. A SPAD-értékben bekövetkezett csökkenés a fotoszintetikus apparátus hatékonyságának növekedését feltételezi.

4. 4. 4. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 4. 4. 1. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlásra

A 67. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze. A napraforgó hajtásában a vizsgált elemek - kivéve Al - koncentrációja csökkent szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására. A legnagyobb csökkenés a kalcium és a kálium koncentrációjában következett be.

Ezzel ellentétben, a gyökérben az Al, Fe, Mg és S koncentrációja emelkedett a kezelés hatására. A gyökerek magas alumínium és vas koncentrációja ebben az esetben egy sajátos szinergizmust feltételez.

67. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	7,44±	1,90
Ca	28.133,33±	3.419,00	23.959,67±	359,33
Fe	117,33±	1,52	111,00±	8,71
K	44.366,33±	5.392,00	38.632,00±	152,67
Mg	3.788,33±	862,00	3.356,00±	155,33
P	4.455,00±	736,81	3.999,50±	77,07
S	4.640,00±	458,38	4.387,00±	483,66
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	326,50±	20,51
Ca	3.902,66±	241,33	3.389,33±	151,21
Fe	454,33±	51,08	887,33±	16,86
K	58.219,67±	455,25	43.415,00±	417,12
Mg	2.953,00±	89,57	5.672,00±	541,33
P	7.148,33±	778,99	6.324,66±	150,50
S	5.708,00±	4,24	5.951,33±	603,37

4. 4. 4. 2. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A szennyvíziszap-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 68. táblázatban foglaltam össze.

68. táblázat: A szennyvíziszap-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Szennyvíziszap-szűrlet	1,030± 0,36	0,210± 0,02

Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a napraforgó hajtásának száraz tömege 7 %-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva, míg a gyökér száraz tömege megegyezik a kontrolléval. Szembetűnő azonban, hogy a gyökerek száraztömegének azonossága úgy alakult ki, hogy a kezelt növények szinte minden vizsgált elemből kevesebbet tartalmaztak, mint a kontroll növény.



28. ábra: A szennyvíziszap-szűrlet (5.) hatása a napraforgó növekedésére (Tóth B., 2009)

4. 4. 4. 3. A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A 69. táblázatban a szennyvíziszap-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékre.

69. táblázat: A szennyvíziszap-szűrlet hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm S.E.$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	47,57 $\pm$ 1,93	50,63 $\pm$ 1,34	50,33 $\pm$ 0,40
Szennyvíziszap-szűrlet	46,71 $\pm$ 3,09	48,36 $\pm$ 0,95**	48,88 $\pm$ 0,11

Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására az összes mérési napon csökkent a SPAD-érték. A 13. napon a csökkenés szignifikáns volt. Ez ellentmondásban van a hajtás növekedett száraz tömegével. A SPAD-érték csökkenése a pigment tartalom mérséklődésére vezethető vissza.

4. 4. 5. A szennyvíziszap hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 4. 5. 1. A szennyvíziszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlásra

A 70. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

70. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap	
Al	67,60±	2,54	13,8±	0,95
Ca	8.006,50±	147,78	9.8840,00±	393,25
Fe	92,70±	3,12	152,5±	0,71
K	80.074,00±	5.593,21	101.446,00±	4.621,65
Mg	2.003,50±	132,23	2.606,00±	60,81
P	13.987,00±	38,18	15.770,5±	651,24
S	3.507,50±	77,07	4.854,0±	77,78
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap	
Al	49,75±	3,04	92,25±	1,06
Ca	7.773,50±	43,13	5.311,50±	252,59
Fe	117,00±	7,07	284,0±	4,24
K	51.065,50±	1.898,58	41.211,50±	2.502,95
Mg	4.714,50±	86,97	2.947,50±	314,66
P	5.412,50±	85,18	4.020,0±	88,12
S	10.469,50±	12,02	8.891,5±	74,28

A vizsgált elemek közül egyedül csak az Al koncentrációja csökkent szennyvíziszap kezelés hatására. Ami azért érdekes, mert a szennyvíziszapban jelentős mennyiségű Al található, de ezt a növény nem akkumulálta. Ennek függvényében a gyökér kontrollt meghaladó Al-koncentrációja se mondható soknak.

Legnagyobb mértékben a vas koncentrációja nőtt a kukorica hajtásában.

A kukorica gyökerében a legtöbb elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására, miközben a hajtásban mért koncentrációk kontroll felettiak voltak. Ez a kezelt növények intenzívebb hajtásba irányuló tápelem szállítására hívja fel a figyelmet.

4. 4. 5. 2. A szennyvíziszap hatása a kukorica száraz tömegére

A szennyvíziszap hatását a kukorica száraz tömegére a 71. táblázatban foglaltam össze.

71. táblázat: A szennyvíziszap hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,199± 0,02	0,064± 0,01
Szennyvíziszap	0,262± 0,06**	0,067± 0,01

Szennyvíziszap kezelés hatására a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege is nőtt. A hajtásnál a növekedés szignifikáns. A szárazanyag tartalom alakulása visszatükrözi a tápelem koncentrációkban tapasztalt különbséget, nevezetesen a kezelt növények hajtásba irányuló tápanyag szállítása intenzív, ami nagyobb tömeggyarapodásban is megmutatkozik.

Ez a szennyvíziszap kedvező elemösszetételével magyarázható. Ugyanis jelentős mennyiségben tartalmaz káliumot, vasat, kalciumot, magnéziumot, foszfort és kén. *Thomas et al.* (2006) a szennyvíziszappal kezelt növényeknél a felhalmozott száraz anyag tömegének növekedését, valamint többek között a Ca, Mg és K mennyiségének növekedését figyelték meg. Megfigyeléseik összhangban vannak eredményeimmel.



29. ábra: A szennyvíziszap (5.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 4. 5. 3. A szennyvíziszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A 72. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért SPAD-értékre.

72. táblázat: A szennyvíziszap hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Szennyvíziszap	38,69 $\pm$ 2,11	43,67 $\pm$ 3,51***	43,79 $\pm$ 1,64***
3 . levél			
Kontroll	29,74 $\pm$ 3,46	28,61 $\pm$ 4,99	24,94 $\pm$ 2,20
Szennyvíziszap	32,12 $\pm$ 4,32	37,17 $\pm$ 2,34***	37,58 $\pm$ 2,82***

A kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték mind a három mérési napon nőtt a kontrollhoz képest. A növekedés a 9. és a 11. napon mért értékeknél szignifikáns.

A SPAD-értékben bekövetkezett növekedés összhangban van a hajtás szerves anyaggyarapodásával.

4. 4. 5. 4. A szennyvíziszap hatása a kukorica klorofill-*a*,*b* és karotinoid tartalmára

A 73. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért klorofill-*a*, *b* és karotinoid-tartalomra.

73. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása szennyvíziszap kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,44 $\pm$ 0,61	3,51 $\pm$ 0,41	3,54	8,53 $\pm$ 0,89
Szennyvíziszap	13,63 $\pm$ 1,75	3,54 $\pm$ 0,74	3,85	8,16 $\pm$ 0,75
3 . levél				
Kontroll	8,79 $\pm$ 0,38	3,48 $\pm$ 0,09	2,50	5,92 $\pm$ 0,69
Szennyvíziszap	14,04 $\pm$ 0,55*	4,15 $\pm$ 0,69	3,38	9,12 $\pm$ 0,71*

A SPAD-értékhez hasonlóan a klorofill-*a*, klorofill-*b* és karotinoid tartalom is nőtt a kukorica idősebb és fiatalabb levelében. A harmadik levélben nagyobb növekedés figyelhető meg, mint a második levélben. A hajtás szárazanyag felhalmozásának kontrollt meghaladó mértéke, a kezelt növények relatív és abszolút klorofill tartalmának növekedése mögött pozitív oksági összefüggés valószínűsítünk az esetünkben is (Lambers at al. 2008).

4. 4. 5. 5. A szennyvíziszap hatása a kukorica levélterületére

A 74. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a kukorica levélterületére.

74. táblázat: A szennyvíziszap hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Szennyvíziszap	20,66± 3,05**	42,09± 9,45

A szennyvíziszap kezelés a harmadik levél területére volt kedvezőbb hatással. A második levél területe szignifikánsan csökkent. Ezzel ellentétben a fiatalabb levél 67 %-kal nőtt. Ez összhangban van a hajtás szerves anyag felhalmozásával. Feltehetőleg a harmadik levél megjelenése után érezhető a szennyvíziszap kedvező hatása, ebben az időben kezdenek el mobilizálódni a tápelemek. *Thomas et al.* (2006) szennyvíziszappal végzett kísérletükben szintén a levélterület növekedését figyelték meg.

4. 4. 6. A szennyvíziszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 4. 6. 1. A szennyvíziszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlásra

A 75. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek láthatók. A szennyvíziszap kezelés a növény minden részében csökkentette a vizsgált elemek koncentrációját. A gyökerek ionfelvétele a Ca kivételével számottevően csökkent és a hajtásba irányuló transzport is csak a foszfor és a magnézium esetében volt intenzív.

A kukoricával ellentétben az Al koncentrációja a napraforgó hajtásában és gyökerében is csökkent szennyvíziszap kezelés hatására.

A szennyvíziszap alkalmazásánál vitatott téma annak nehézfém-tartalma. Az alumínium nem nehézfém, de fiziológiai hatása azonos a nehézfémekével. Bár a szennyvíziszap nagy mennyiségben tartalmaz alumíniumot, a napraforgó nem vette fel és nem is akkumulálta.

75. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja szennyvíziszap kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap	
Al	12,70 $\pm$	1,55	5,91 $\pm$	0,73
Ca	33.816,50 $\pm$	2.843,27	9.737,84 $\pm$	631,46
Fe	137,00 $\pm$	4,00	48,26 $\pm$	9,03
K	55.531,50 $\pm$	685,18	19.721,70 $\pm$	686,95
Mg	4.203,00 $\pm$	35,35	1.452,36 $\pm$	24,26
P	17.962,00 $\pm$	199,40	5.666,2 $\pm$	88,15
S	5.240,50 $\pm$	262,33	1.881,7 $\pm$	40,30
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Szennyvíziszap	
Al	60,15 $\pm$	0,21	22,68 $\pm$	1,81
Ca	2.420,50 $\pm$	142,12	51.248,37 $\pm$	2.357,97
Fe	174,00 $\pm$	2,82	130,20 $\pm$	8,07
K	66.463,50 $\pm$	344,36	18.284,74 $\pm$	478,73
Mg	1.103,50 $\pm$	4,95	310,41 $\pm$	7,31
P	7.733,00 $\pm$	14,14	2.138,5 $\pm$	296,04
S	4.530,00 $\pm$	62,23	1.267,2 $\pm$	46,43

4. 4. 6. 2. A szennyvíziszap hatása a napraforgó száraz tömegére

A szennyvíziszap hatását a napraforgó száraz tömegére a 76. táblázatban foglaltam össze.

76. táblázat: A szennyvíziszap hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332 $\pm$ 0,07	0,061 $\pm$ 0,02
Szennyvíziszap	0,431 $\pm$ 0,07*	0,089 $\pm$ 0,01**

A kukoricához hasonlóan a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege is nőtt szennyvíziszap kezelés hatására. A növekedések szignifikánsak.



30. ábra: A szennyvíziszap (5.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 4. 6. 3. A szennyvíziszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A 77. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a napraforgó SPAD-értékére.

77. táblázat: A szennyvíziszap hatása a 15 napos napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $*p<0,05$; $***p<0,001$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	$36,32 \pm 3,14$	$39,88 \pm 2,53$	$43,95 \pm 2,32$
Szennyvíziszap	$36,82 \pm 2,87$	$40,37 \pm 3,15$	$41,50 \pm 3,18$

A napraforgó második levelében a SPAD-érték gyenge növekedést mutat az első két mérési napom, majd mérsékelten csökken. Az idő függvényében azonban a tendenciák megegyezők, folyamatos növekedés van a kontroll és a kezelt növényeknél is, azzal a különbséggel, hogy a 13 és 15 nap között a kontroll levelekben a SPAD-érték intenzívebben nőtt.

4. 4. 6. 4. A szennyvíziszap hatása a napraforgó klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

A 78. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért klorofill-*a, b* és karotinoid-tartalomra.

78. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a, b*, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány alakulása szennyvíziszap kezelés hatására. n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77± 0,98	3,57± 0,09	3,29	7,13± 0,22
Szennyvíziszap	9,66± 0,74	2,97± 0,34	3,25	6,00± 0,61
3 . levél				
Kontroll	12,29± 0,41	3,69± 0,05	3,33	8,85± 0,05
Szennyvíziszap	11,27± 0,13*	3,56± 0,08	3,16	7,98± 0,14***

A fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyisége mindkét korú levélben csökkent a kezelés hatására. A csökkenés elsősorban metodológiai okkal magyarázható, ugyanis az fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációinak mérésére a kísérlet befejezésekor, azaz a 15. napon, az utolsó SPAD-érték mérését követően került sor, ekkor azonban a SPAD-érték is csökkenést tapasztaltunk.

4. 4. 6. 5. A szennyvíziszap hatása a napraforgó levélterületére

A 79. táblázatban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a napraforgó levélterületére.

79. táblázat: A szennyvíziszap hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,47
Szennyvíziszap	116,07± 18,25 *	170,84± 17,03

Szennyvíziszap kezelés hatására a napraforgó idősebb és fiatalabb levélterülete is csökkent. A csökkenés az idősebb második levélnél szignifikáns, míg a fiatalabb 3. levélnél mért érték a kontrollal gyakorlatilag megegyező.

4. 4. 7. A szennyvíziszap szerepe a vas,- magnézium és foszforhiány mérséklésében

4. 4. 7. 1. A szennyvíziszap szerepe a kukorica csíranövények vas,- magnézium és foszforhiányának mérséklésében

A szennyvíziszap jelentős mennyiségben tartalmaz vasat, magnéziumot és foszfort, így az alkalmazásával lehetőség nyílik tápelem hiányok mérséklésére, esetleg a hiány megszüntetésére. A 80-81. táblázatokban a szennyvíziszap hatását foglaltam össze a tápelem hiányos körülmények között nevelt kukorica hajtások és gyökerek elemtartalma alapján.

80. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) a 29 napos kukorica hajtásában, $n=3 \pm \text{S.E.}$ (mg kg^{-1})

Kezelések	Fe	Mg	P
Kontroll	95,0 $\pm$ 0,85	2.203,5 $\pm$ 112,4	3.444,0 $\pm$ 166,7
-Fe	23,8 $\pm$ 0,63		
-Fe+ss	50,2 $\pm$ 1,62		
-Mg		345,5 $\pm$ 4,9	
-Mg+ss		1009,5 $\pm$ 13,4	
-P			924,5 $\pm$ 34,6
-P+ss			1.063,5 $\pm$ 92,6

A mérési eredmények egyértelműen igazolják a szennyvíziszap kedvező hatását a komplementációs kísérletekben. Kétségtelen, hogy a kezelésekkel nem lehetett elérni a kontroll növényeknél, optimális tápanyagellátás mellett mért értékeket, viszont jelentősen mérsékelhető volt a hiány. Ez mindhárom vizsgált elem esetében megfigyelhető, azzal a megjegyzéssel, hogy a legcsekélyebb hatást a foszfornál tapasztaltunk, ami magyarázható a szennyvíziszapban lévő foszforformák csekélyebb oldékonyságával.

A szennyvíziszap a gyökerekben is a hajtáshoz hasonló, a tápelem tartalmat illető komplementációs tulajdonságot mutatott. A legkifejezettebb hatást a vashiány mérséklésében tapasztaltunk. A kezelés kontrollhoz közeli értékre emelte a gyökerek vastartalmát. A magnézium koncentrációja közel kétszeresére emelkedett, míg a foszfornál némi csökkenést mértünk. Ez utóbbi oka a foszfor rosszabb oldékonysága, és az esetleges vas-foszfátok kialakulása lehet.

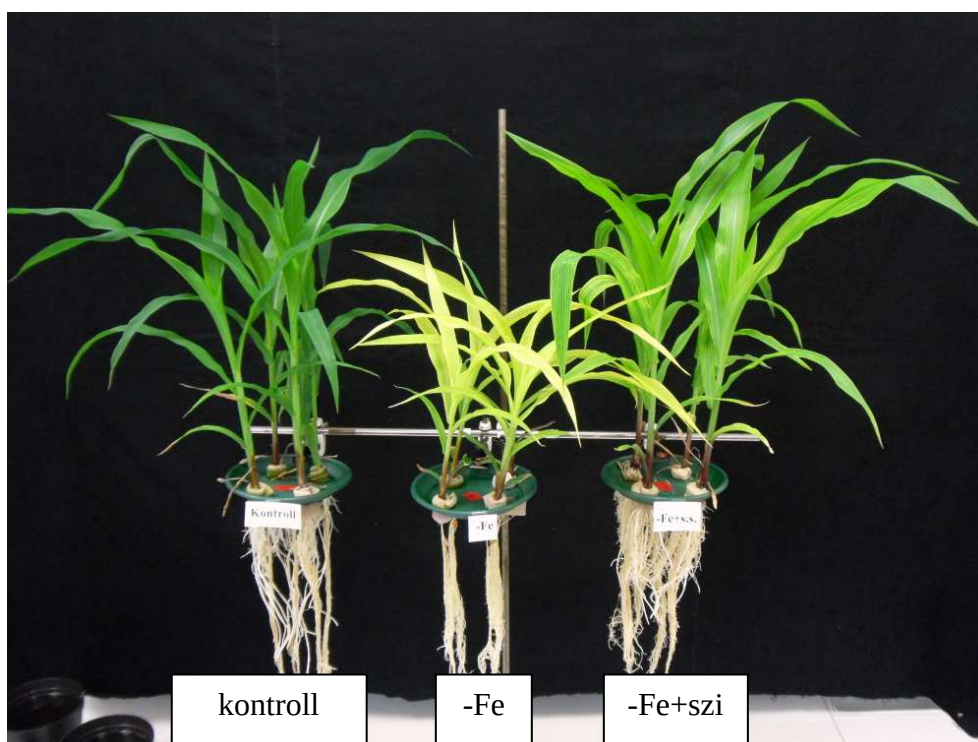
81. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) a 29 napos kukorica gyökerében, $n=3 \pm$ S.E. (mg kg^{-1})

Kezelések	Fe	Mg	P
Kontroll	242,0 $\pm$ 5,65	2.990,5 $\pm$ 219,9	2.194,5 $\pm$ 180,3
-Fe	116,0 $\pm$ 1,41		
-Fe+ss	211,0 $\pm$ 2,82		
-Mg		556,0 $\pm$ 9,89	
-Mg+ss		994,0 $\pm$ 90,51	
-P			1.284,0 $\pm$ 42,4
-P+ss			1.148,0 $\pm$ 35,3

Meglátásom szerint a tápanyaghiányok mérséklésére a szennyvíziszap alkalmas lehet, azért is mert általában ritkák az olyan talajok, amelyekből valamely tápelem teljesen hiányzik, így nem az abszolút hiányok kompenzálásáról kell gondoskodni.

Lényeges azonban, hogy minden egyes esetben célszerű megvizsgálni a szennyvíziszap és a konkrét talaj kölcsönhatását a legkedvezőbb hatás, és pl. a nehézfém toxicitás elkerülése érdekében.

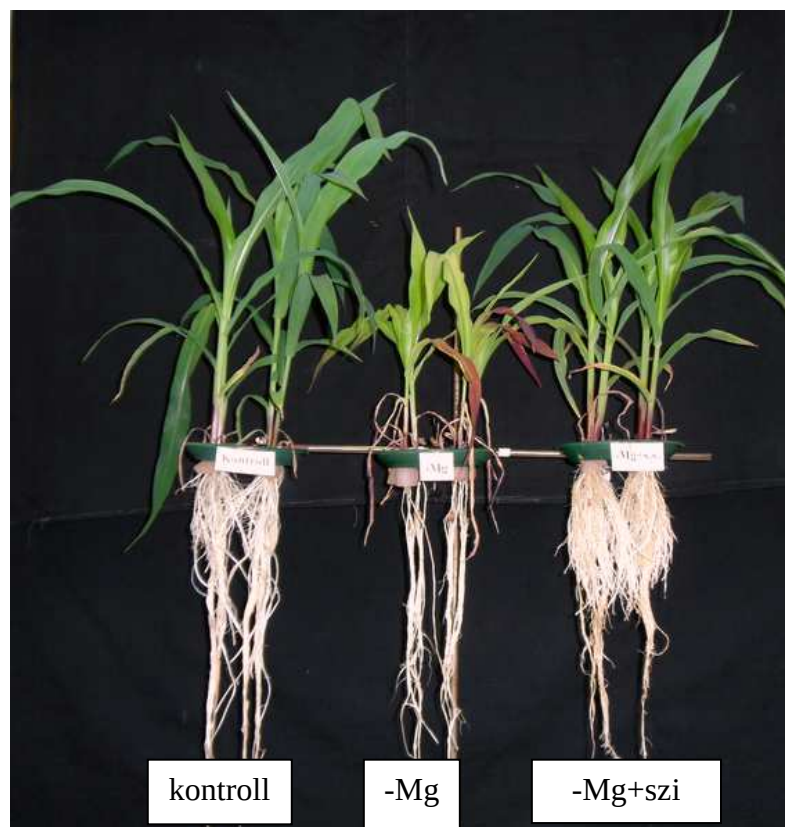
A szennyvíziszap tápelem hiány kompenzációs hatása vizuálisan is értékelhető volt. A 31-33. ábrákon a kompenzációs hatás kitűnően látható.



31. ábra: A vasmentes (-Fe) ápolaton és a szennyvíziszappal kiegészített (-Fe+szi) tápolaton nevelt 29 napos kukorica (Fotó: Tóth B., 2012)

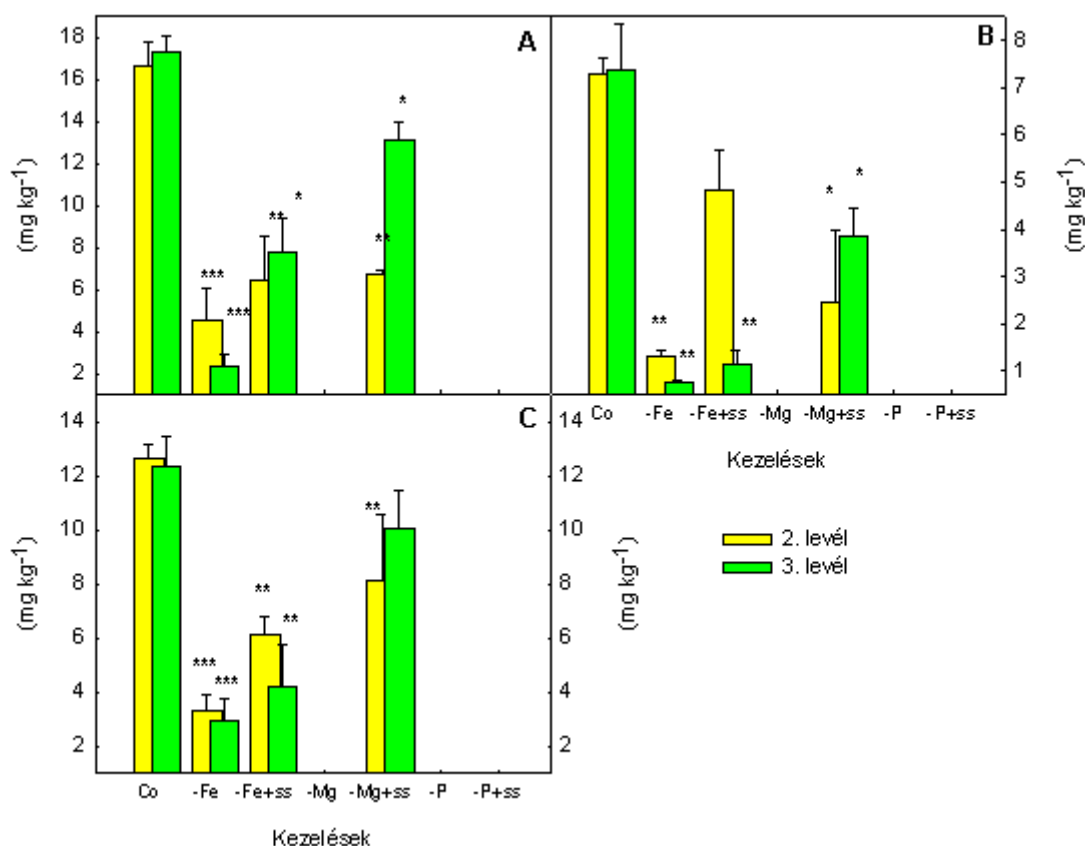


32. ábra: A foszformentes (-P) tápoldaton és a szennyvíziszappal kiegészített (-P+szi) tápoldaton nevelt 29 napos kukorica (Fotó: Tóth B., 2012)



33. ábra: A magnéziummentes (-Mg) tápoldaton és a szennyvíziszappal kiegészített (-Mg+szi) tápoldaton nevelt 29 napos kukorica (Fotó: Tóth B., 2012)

A kompenzáció egyik lényeges megnyilvánulása a fotoszintetikus pigmentek tartalmára gyakorolt hatás. A mérési eredményeimet a 34. ábrán mutatom be.



34. ábra: A 29 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill *a*- (A), *b* (B) és karotinoid (C) tartalom (mg g⁻¹) változása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$.

A grafikonok jól szemléltetik a tápelem mérések eredményeit is. A kontroll pigment koncentrációit egyik kezelés sem közelítette meg. A hiányos táptalajokon a csökkenés magától értetődő. Ugyanakkor a szennyvíziszap komplementációs hatása az abszolút pigment koncentrációkban is megmutatkozott. A foszfor kivételével minden esetben nőtt a fotoszintetikus pigmentek mennyisége a +ss kezelések hatására. A bemutatott fényképekről levonható következtetés és a konkrét mérési eredményeim között megnyugtató összhang van. A 32. kép is, de a mérési eredmény is igazolja, hogy a foszfor hiány kompenzálása komplexebb feladat, nem oldható meg kizárólag a szennyvíziszap adagolásával. A szennyvíziszap foszfor tartalma rendkívül magas, miközben a szűrletének a foszfor tartalma rendkívül alacsony. Ez ismételt a melléktermékben lévő foszfor nagyon alacsony oldékonyságára hívja fel a figyelmet.

A foszfor hozzáférhetősége a talajban is sokszor problematikus. Előfordul, hogy foszforral jól ellátott talajokon is mutatkozik P-hiány a foszfor lekötődése, az oldhatatlan foszfor formák miatt (Mengel, 1997).

A tápanyagok mobilitását a talajban számos tényező befolyásolhatja, így, egyebek mellett, a talaj, vagy adott esetben a melléktermék természetes élővilága, mikroszervezetei. Általános álláspont, hogy a kedvező hatású mikroszervezetek a talaj nehezen hozzáférhető tápanyagait is képesek felvehetővé tenni a magasabb rendű növények számára (Rai, 2007).

A szennyvíziszap biológiai kezelés eredménye is, ezért a bennük lévő mikroszervezetek is hatással lehetnek magának a mellékterméknek a hasznosításra.

4. 4. 7. 2. A szennyvíziszap szerepe a napraforgó vas,- magnézium és foszforhiányának mérséklésében

Az egy- és a kétszikű növények tápanyagfelvétele, de tápanyag igénye is eltérő. Azért vizsgáltam a szennyvíziszap tápanyaghiányt kompenzáló hatását az egyik legfontosabb kétszikű szántóföldi növényünknel, a napraforgónál.

A 82-83. táblázatokban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért elemek koncentrációja látható.

82. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) a 29 napos napraforgó hajtásában, n=3± S.E. (mg kg⁻¹)

Kezelések	Fe	Mg	P
Kontroll	96,6± 0,56	4244,5± 57,27	3884,0± 73,53
-Fe	23,1± 0,81		
-Fe+ss	55,3± 0,56		
-Mg		2108,5± 75,66	
-Mg+ss		3908,0± 53,74	
-P			840,5± 10,61
-P+ss			1137,5± 36,06

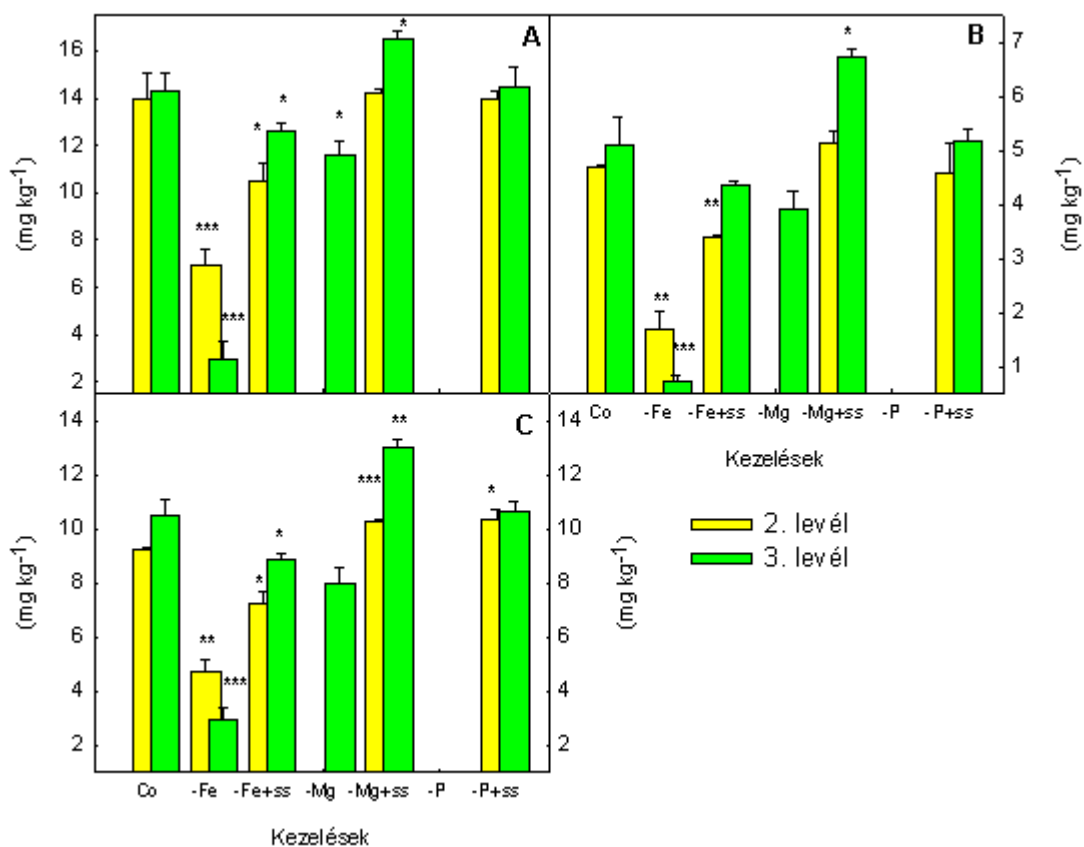
A hajtásokban hasonló mértékű komplementációs hatást tapasztaltam, mint a kukoricánál. A vas koncentrációja kétszeresére emelkedett szennyvíziszap kezelésre, de még így fele volt a kontroll növényeknél mért értéknek. A leghatározottabb hatás a magnéziumnál volt. Ez arra hívja fel a figyelmet, hogy a szennyvíziszappal történő kezelések hatékonysága a termesztett növénytől is függhet.

83. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) a 29 napos napraforgó gyökerében, $n=3 \pm$ S.E. (mg kg^{-1})

Kezelések	Fe	Mg	P
Kontroll	$195,0 \pm 5,65$	$2598,5 \pm 108,18$	$2691,5 \pm 96,87$
-Fe	$81,5 \pm 0,21$		
-Fe+ss	$140,0 \pm 19,79$		
-Mg		$1088,0 \pm 72,12$	
-Mg+ss		$3327,0 \pm 175,36$	
-P			$966,5 \pm 7,77$
-P+ss			$1286,5 \pm 28,99$

A gyökerekben minden vizsgált tápelem koncentrációja emelkedett szennyvíziszap kezelésre. A gyökérnél is a magnézium hiány mérséklése volt a legkifejezettebb.

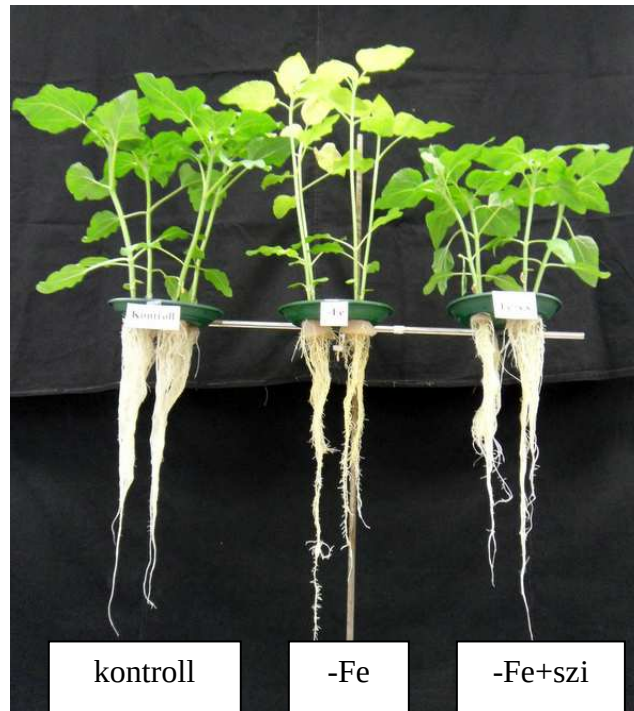
A szennyvíziszap tápelem kompenzáló hatását szemléltetik a 36-38. ábrák.



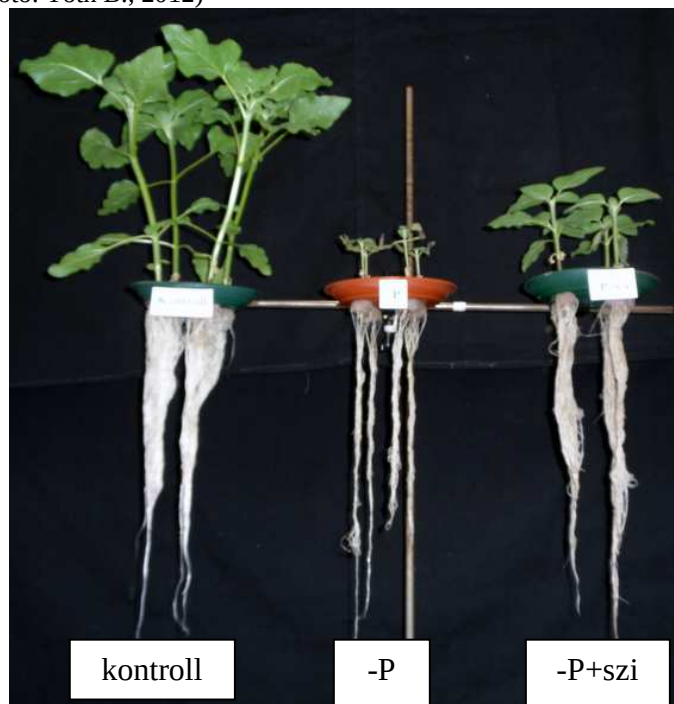
35. ábra: A 29 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill *a*- (A), *b* (B) és karotinoid (C) tartalom (mg g^{-1}) változása különböző kezelések hatására (-Fe, -Fe+ss, -Mg, -Mg+ss, -P, -P+ss, ss: szennyvíziszap) $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

Az fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyiségének mérési eredményei is alátámasztják korábbi megállapításomat (35. ábra). A kezelések minden pigment

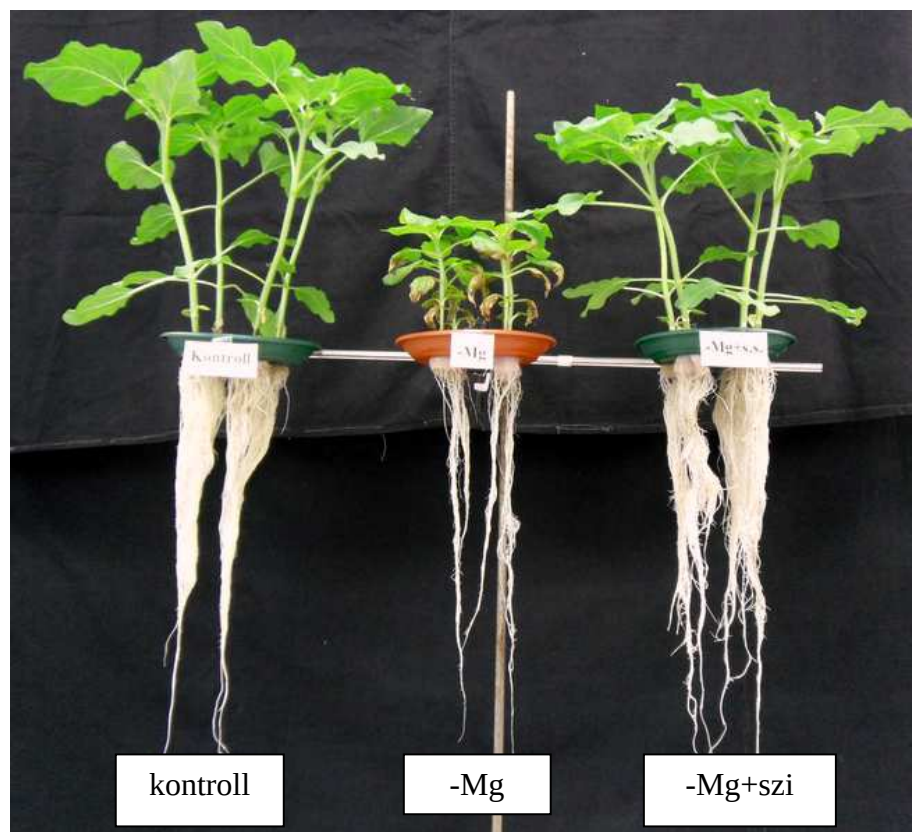
esetében és minden vizsgált levélnél növelték a pigmentek koncentrációját. A kukoricától eltérően azonban a napraforgónál a foszfor hiányt is jelentősen mérsékelte a kezelés. A napraforgó erős szerves sav kiválasztással mobilizálja a rizoszféra tápanyagait, így valószínűsíthető, hogy a rizoszféra pH-jának csökkenése a foszfor jobb oldódását eredményezte (Parfitt, 1979; Gerke 1982).



36. ábra: A vasmentes (-Fe) tápoldaton és a szennyvíziszappal kiegészített (-Fe+szi) tápoldaton nevelt 29 napos napraforgó (Fotó: Tóth B., 2012)



37. ábra: A foszformentes tápoldaton (-P) és a szennyvíziszappal kiegészített (-P+szi) tápoldaton nevelt 29 napos napraforgó (Fotó: Tóth B., 2012)



38. ábra: A magnéziummentes (-Mg) tápoldaton és a szennyvíziszappal kiegészített (-Mg+szi) tápoldaton nevelt 29 napos napraforgó (Fotó: Tóth B., 2012)

4. 5. A köszörűiszap növényfiziológiai vizsgálata

4. 5. 1. A köszörűiszap elemtartalma

A köszörűiszap elemtartalma tükrözi a keletkezés körülményeit. A vizsgálati anyagok közül a legnagyobb mennyiségben tartalmaz, vasat, mangánt, bórt, krómot, rezet és nikkelt (84. táblázat). Ezeknek az elemeknek a többsége ötvöző anyaga a munkafolyamatok során megmunkált acélnek.

A króm-koncentrációja a nyersanyagban 9000 mg kg^{-1} , míg annak vizes alapú szűrletében csak $0,91 \text{ mg kg}^{-1}$.

A makroelemek közül a foszfor-koncentrációja a nyersanyagban mindössze $6,8 \text{ mg kg}^{-1}$, míg a szűrletben a kimutatási határérték alatt volt a mennyisége.

84. táblázat: A köszörűiszap és szűrletének elemtartalma (mg kg^{-1})

Elemek	Köszörűiszap	Köszörűiszap- szűrlet
Al	304,00	8,36
B	82,20	7,30
Ba	172,00	0,57
Ca	200,00	49,60
Cr	9.000,00	0,91
Cu	884,00	2,62
Fe	683.000,00	114,00
K	235,00	71,30
Li	3,23	0,11
Mg	582,00	13,80
Mn	4.078,00	2,64
Na	422,00	177,00
Ni	709,00	0,21
P	6,80	<KH
S	585,00	241,00
Sr	10,40	0,39
Ti	58,10	0,13
Zn	136,00	5,06

4. 5. 2. A köszörűiszap hatása a mustár csírázására

A 85-86. táblázatokban foglaltam össze a köszörűiszap-szűrlet és köszörűiszap hatását a mustár csírázására.

85. táblázat: A köszörűiszap-szűrlet hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$, ** $p<0,01$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	köszörűiszap-szűrlet
csírázási %		
2.	19,00 $\pm$ 1,74	13,33 $\pm$ 2,02
3.	31,33 $\pm$ 9,24	23,00 $\pm$ 2,08
4.	52,33 $\pm$ 2,00	31,67 $\pm$ 7,51*
5.	62,66 $\pm$ 4,16	38,67 $\pm$ 1,00**
6.	70,99 $\pm$ 6,43	50,00 $\pm$ 2,89*

86. táblázat: A köszörűiszap hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$, ** $p<0,01$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	köszörűiszap
csírázási %		
2.	25,67 $\pm$ 8,74	4,67 $\pm$ 2,08*
3.	56,00 $\pm$ 6,66	9,67 $\pm$ 1,00**
4.	68,33 $\pm$ 7,02	13,00 $\pm$ 2,08
5.	79,00 $\pm$ 8,62	17,00 $\pm$ 3,46



39-40. ábra: A mustár csíráztatása, bal oldalt deszt.vízen, jobb oldalt köszörűiszapon csíráztatott fehér mustár

A köszörűiszap csökkentette a csírázási százalékot. Az összes csírázási napon megközelítőleg ötödére csökkent a csírázási százalék a kontrollhoz képest. A köszörűiszap csírázást gátló hatása annak magas Cr, Mn és Ni-tartalmával magyarázható. Az enzimfehérjék szintézisében a nikkel ugyan nem esszenciális, de mint egyes katalitikus reakciók fémkomponense fémkomponens alkalmanként esszenciális is lehet. A köszörűiszap-szűrlet vizsgálatakor a csírázási százalékok emelkedtek a nyers anyagéhoz képest, a kontrollhoz viszonyítva csökkenés tapasztalható.

4. 5. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 5. 3. 1. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 87. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

87. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap-szűrlet	
Al	23,07 $\pm$	13,80	17,46 $\pm$	11,07
Ca	10.604,33 $\pm$	569,19	7.757,66 $\pm$	413,67
Fe	71,86 $\pm$	11,49	63,60 $\pm$	18,16
K	76.739,67 $\pm$	4.488,16	51.221,00 $\pm$	514,74
Mg	2.302,66 $\pm$	170,05	1.976,00 $\pm$	47,67
P	10.249,00 $\pm$	1.441,71	8.481,00 $\pm$	573,00
S	2.524,33 $\pm$	319,78	3.641,33 $\pm$	337,12
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap-szűrlet	
Al	38,65 $\pm$	10,96	442,00 $\pm$	371,93
Ca	11.967,33 $\pm$	762,14	4.460,46 $\pm$	279,33
Fe	264,33 $\pm$	80,00	1.313,50 $\pm$	310,42
K	63.865,33 $\pm$	2.344,80	19.626,67 $\pm$	1.743,67
Mg	5.224,66 $\pm$	310,41	1.598,66 $\pm$	105,37
P	10.313,33 $\pm$	2.345,33	9.379,00 $\pm$	610,34
S	7.604,66 $\pm$	429,23	7.323,50 $\pm$	954,85

A ként kivéve a többi vizsgált elem koncentrációja nagyobb volt a kontroll növények hajtásában, mint a köszörűiszap-szűrlettel kezeltben. A kén koncentrációja 44 %-kal nőtt köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására a kukorica hajtásában.

A gyökérben az alumíniumot és a vasat kivéve csökkent az elemek koncentrációja. Ugyanakkor a kezelt növények gyökereiből a felvett ionok nagyobb arányban szállítódtak a hajtásba a kontrollhoz viszonyítva. Ez feltűnő a kálium esetében, amikor a kezelt növények gyökereiben mért K koncentráció közel háromszorosa volt a hajtásban, míg a kontroll növényeknél a hajtás kálium koncentrációja 20 %-kal haladta csak meg a gyökérét.

A vas és az alumínium párhuzamos koncentráció emelkedése a kezelt növények gyökereiben, ennél a kísérletnél is szembetűnő volt.

4. 5. 3. 2. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A kukorica által felvett elemek hatással lehetnek a szerves anyag felhalmozásra, így mértem a hajtás és a gyökér száraz tömegét (88. táblázat)

88. táblázat: A köszörűiszap-szűrlet hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,318± 0,11	0,101± 0,05
Köszörűiszap-szűrlet	0,216± 0,02	0,057± 0,03*

Köszörűiszap-szűrlet hatására csökkent a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege. Ez a csökkenés a gyökérnél kifejezettebb volt. A bekövetkezett csökkenéseket a 41. ábra is szemlélteti. A növekedésgátlás komplex okokra vezethető vissza. Feltételezem, hogy a kezelés hatására bekövetkezett mérsékelt száraz anyag akkumuláció mögött az anyagcsere általános zavara, ezen belül pedig az általam nem mért nehézfémek toxikus hatása lehet (di Toppi és Gabbrielli, 1999; Hall 2002).



41. ábra: A köszörűiszap-szűrlet (8.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 5. 3. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A 89. táblázatban a köszörűiszap-szűrlet hatása látható a kukorica SPAD-értékére.

89. táblázat: A köszörűiszap-szűrlet hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva:*** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Köszörűiszap-szűrlet	34,39 $\pm$ 8,74***	36,81 $\pm$ 5,47***	36,52 $\pm$ 2,73***
3 . levél			
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Köszörűiszap -szűrlet	26,63 $\pm$ 6,93	36,27 $\pm$ 1,83***	35,10 $\pm$ 3,57***

A kezelés minden mérési időpontban mindkét levél SPAD-értékét csökkentette.

A SPAD-érték csökkenés a szintézis bonyolult biokémiai folyamatainak károsodására utal. A kezelt növények hajtásainak vas és magnézium tartalmában bekövetkezett csökkenés is hatással lehet az alacsonyabb SPAD-értékekre. A mérési eredmények egy kivétellel szignifikánsak voltak.

4. 5. 4. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 5. 4. 1. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 90. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze. A köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására az alumínium koncentrációja megközelítőleg duplájára nőtt a hajtásban. Növekedett még a Fe, Mg és P koncentrációja is, igaz, kisebb mértékben.

A napraforgó gyökerében az Al és a Fe koncentrációja szintén a duplájára nőtt a kezelés hatására. Ez a növekedés a más kezeléseknél tapasztaltakhoz viszonyítva mérsékelt, de tendenciájában illeszkedik a korábbi megfigyelésemhez. Nőtt még a Ca, a Fe és a K koncentrációja is.

A hajtás és a gyökér eltérő elemtartalma egyrészt a gyökerekben történő akkumulációra, másrészt a gyökérből a hajtásba irányuló transzport gátlására utal.

90. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) koncentrációja köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	11,29±	2,14
Ca	28.133,33±	3.419,00	27.613,00±	647,33
Fe	117,33±	1,52	133,50±	31,31
K	44.366,33±	5.392,00	55.638,00±	541,67
Mg	3.788,33±	862,00	3.990,33±	135,33
P	4.455,00±	736,81	4.596,33±	324,15
S	4.640,00±	458,38	4.523,66±	525,01
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	53,63±	8,61
Ca	3.902,66±	241,33	4.532,33±	214,67
Fe	454,33±	51,08	1.151,33±	64,78
K	58.219,67±	455,25	65.281,00±	621,41
Mg	2.953,00±	89,57	1.572,00±	54,13
P	7.148,33±	778,99	6.522,66±	594,39
S	5.708,00±	4,24	4.447,66±	339,53

4. 5. 4. 2. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A köszörűiszap-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 91. táblázatban foglaltam össze.

91. táblázat: A köszörűiszap-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ***p<0,001.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Köszörűiszap-szűrlet	0,601± 0,07***	0,124± 0,03***

A napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan csökkent köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására. A csökkenést a 42. ábra is szemlélteti. A gyökerek száraz tömegének csökkenése bár szignifikáns, de a gyökerekben felhalmozott jelentős ion-koncentráció nem eredményezte a gyökerek, vagy gyökér részek elhalását.



42. ábra: A köszörűiszap-szűrlet (8.) hatása a napraforgó növekedésére (Tóth B., 2009)

A napraforgó és kukorica képeinek összehasonlításánál szembeűnő a gyökerek eltérő színe. A kukoricánál ez rozsdabarna, míg a napraforgónál fehér. Ez a különbség megítélésem szerint a kukorica gyökerek felületén kivált vas miatt lehet.

A jelenség egyúttal további kísérletek végzésére ösztönöz, ugyanis a vas esetében ismeretes, hogy az apoplazmában található vas több formája különíthető el (Nikolic és Römheld, 2003). Kísérleteimben a gyökerek analízisére 0,1 n HCl-es mosás után került sor. A sósav leoldja a gyökerek felületére tapadt ionokat, így a tapasztalt különbség feltehetően „mélyebb” okokra vezethető vissza. Feltételezem, hogy a kukorica és a napraforgó apoplazmatikus vas állományában nem azonos a megoszlás a kimosható-gyengén kötött-erősen kötött vas között, így a vas fiziológiai hasznosulása sem lehet azonos.

4. 5. 4. 3. A köszörűiszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A 92. táblázatban a köszörűiszap-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékre. A SPAD-érték mind a három mérési napon szignifikánsan csökkent – megközelítőleg 3 Spad egységgel a kontrollhoz képest. Ez a csökkenése a pigment szintézisének mérséklődésére vezethető vissza.

Kétségtelen, hogy a kezelés csökkentette a SPAD-értékeket, de még így is magasak. Önmagában a SPAD-érték csökkenéséből nem feltétlenül következne a szárazanyag felhalmozás általam mért mérséklődése. A fotoszintetikus pigmentek és általában az

anyagcsere bonyolult kapcsolatrendszerében bekövetkezett károsodás lehet a felelős a tapasztalt gátlásokért.

92. táblázat: A köszörűiszap-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	47,57 $\pm$ 1,93	50,63 $\pm$ 1,34	50,33 $\pm$ 0,40
Köszörűiszap-szűrlet	44,20 $\pm$ 1,11**	46,89 $\pm$ 0,79*	47,52 $\pm$ 0,45***

4. 5. 5. A köszörűiszap hatás a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 5. 5. 1. A köszörűiszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 93. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

93. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja köszörűiszap kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap	
Al	67,60 $\pm$	2,54	7,95 $\pm$	0,01
Ca	8.006,50 $\pm$	147,78	5.567,00 $\pm$	144,24
Fe	92,70 $\pm$	3,12	284,5 $\pm$	7,77
K	80.074,00 $\pm$	5.593,21	71.057,50 $\pm$	2.581,64
Mg	2.003,50 $\pm$	132,23	2.022,00 $\pm$	56,56
P	13.987,00 $\pm$	38,18	5.899,5 $\pm$	9,19
S	3.507,50 $\pm$	77,07	3.734,5 $\pm$	88,38
A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap	
Al	49,75 $\pm$	3,04	73,85 $\pm$	4,73
Ca	7.773,50 $\pm$	43,13	4.423,00 $\pm$	136,81
Fe	117,00 $\pm$	7,07	50.570,50 $\pm$	754,33
K	51.065,50 $\pm$	1.898,58	34.085,50 $\pm$	3.010,15
Mg	4.714,50 $\pm$	86,97	2.554,00 $\pm$	130,11
P	5.412,50 $\pm$	85,18	6.690,0 $\pm$	316,78
S	10.469,50 $\pm$	12,02	8.234,0 $\pm$	765,08

Köszörűiszap kezelés hatására a vizsgált elemek koncentrációja csökkent a kukorica hajtásában – kivéve a vasat, a magnéziumot és a ként ahol kisebb növekedést tapasztaltam. A hajtás Al-koncentrációja megközelítőleg 8,5-szeresére csökkent a köszörűiszap kezelésnél.

A gyökérben mért vas koncentráció 432-szer volt nagyobb, mint a kontroll kukorica gyökerében. Ez a köszörűiszap rendkívül magas vastartalmával magyarázható – 683.000 mg kg⁻¹.

4. 5. 5. 2. A köszörűiszap hatása a kukorica száraz tömegére

A köszörűiszap hatását a kukorica száraz tömegére a 94. táblázatban foglaltam össze.

94. táblázat: A köszörűiszap hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ***p<0,001.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,199± 0,02	0,064± 0,01
Köszörűiszap	0,282± 0,03***	0,066± 0,01

A köszörűiszap kezelés hatására nőtt a hajtás és a gyökér szárazanyag felhalmozása. A hajtásnál ez a növekedés szignifikáns volt. A mérési eredmények ellentmondásosak, ugyanis a szűrlet vizsgálatokor csökkenést tapasztaltam a vizsgált paraméterben. A köszörűiszap-szűrlet és a köszörűiszap eltérő hatása további vizsgálatokat igényel, de feltételezem, hogy a köszörűiszap oldékonysága a tápoldatban más lehet, mint a szűrlet készítéséhez használt desztillált vízben, illetve a köszörűiszap oldékonyságát módosíthatta a tápoldatban, a gyökerek által kiválasztott szerves anyagok mennyisége (Nagarajah et al., 1970). A szűrletnél ugyanis a már desztillált vízben oldódott anyagokat mértem a tápoldathoz.

A köszörűiszap kezelés hatására (akárcsak a köszörűiszap-szűrletnél) a kukorica növények gyökérzetén feltűnő morfológiai változások figyelhetők meg. A kezelt kukorica gyökérzetén az oldalgökök fejlődése kifejezett.



43. ábra: A köszörűiszap (8.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

A 41. képen a kezelt növények gyökerei barnás színűek. A tápoldat pH-ja $6,82 \pm 0,15$ volt. A barnás szín a kukorica gyökereinek protonkiválasztására vezethető vissza (Marschner, 1997), amelynek eredményeként a gyökér felületén lejátszódó vas redukciója okozta a barnás elszíneződést.

4. 5. 5. 3. A köszörűiszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A 95. táblázatban a köszörűiszap hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért SPAD-értékre.

A SPAD-érték minden mérési időpontban és helyen (idősebb és fiatalabb levél) szignifikánsan emelkedett a kezelt növényeknél.

A mérési eredmények alátámasztják a szárazanyag gyarapodással kapcsolatos megfigyelésemet. A kedvező hatás mögött a hajtás kontrollhoz képest magasabb Fe koncentrációját valószínűsítem.

95. táblázat: A köszörűiszap hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Köszörűiszap	43,10 $\pm$ 3,09***	48,68 $\pm$ 2,85***	46,35 $\pm$ 2,09***
3 . levél			
Kontroll	29,74 $\pm$ 3,46	28,61 $\pm$ 4,99	24,94 $\pm$ 2,20
Köszörűiszap	35,39 $\pm$ 3,99***	43,85 $\pm$ 3,07***	45,63 $\pm$ 2,01***

4. 5. 5. 4. A köszörűiszap hatása a kukorica klorofill-*a*,*b* és karotinoid tartalmára

A 96. táblázatban a köszörűiszap hatását foglaltam össze a kukorica levelében mért klorofill-*a*, *b* és karotinoid-tartalomra.

96. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása köszörűiszap kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a</i> / <i>b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,44 $\pm$ 0,61	3,51 $\pm$ 0,41	3,54	8,53 $\pm$ 0,89
Köszörűiszap	16,75 $\pm$ 0,98**	5,57 $\pm$ 0,37*	3,00	10,86 $\pm$ 0,37
3 . levél				
Kontroll	8,79 $\pm$ 0,38	3,48 $\pm$ 0,09	2,50	5,92 $\pm$ 0,69
Köszörűiszap	16,64 $\pm$ 0,61***	6,17 $\pm$ 0,63*	2,69	11,77 $\pm$ 0,65***

A fotoszintetikus pigment vizsgálata megerősíti a SPAD-érték mérés eredményeit, ugyanis szignifikánsan nőttek a fotoszintetikus pigmentek koncentrációi a kezelés hatására.

4. 5. 5. 5. A köszörűiszap hatása a kukorica levélterületére

Az eredmények ellentmondásosak (97. táblázat). A második levélnél szignifikáns csökkenést, míg a harmadiknál szignifikáns növekedést tapasztaltam. Az ellentmondás okának a kezelésnek, a különböző anyagcsere reakciókra gyakorolt, eltérő időgörbáját feltételezem.

97. táblázat: A köszörűiszap hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01; ***p<0,001.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Köszörűiszap	21,39± 2,34***	41,94± 3,59**

4. 5. 6. A köszörűiszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 5. 6. 1. A köszörűiszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 98. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

98. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja köszörűiszap kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap	
Al	12,70±	1,55	6,59±	0,73
Ca	33.816,50±	2.843,27	11.245,65±	674,35
Fe	137,00±	4,00	53,72±	1,98
K	55.531,50±	685,18	22.205,08±	991,68
Mg	4.203,00±	35,35	1.516,78±	122,29
P	17.962,00±	199,40	5.990,8±	491,21
S	5.240,50±	262,33	2.066,2±	48,27
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Köszörűiszap	
Al	60,15±	0,21	39,25±	5,16
Ca	2.420,50±	142,12	2.461,00±	41,01
Fe	174,00±	2,82	58.508,5±	678,11
K	66.463,50±	344,36	57.169,50±	3.851,61
Mg	1.103,50±	4,95	865,50±	6,36
P	7.733,00±	14,14	14.613,5±	210,01
S	4.530,00±	62,23	4.562,5±	53,03

Köszörűiszap kezelés hatására az összes elem koncentrációja csökkent a napraforgó hajtásában. A gyökérben a Ca, Fe, P és S koncentrációja emelkedett a kontroll értékhez képest.

Akárcsak a kukoricánál, úgy a napraforgónál is rendkívül magas vaskoncentrációt mértem a gyökérben (58.508 mg kg⁻¹). A kukoricánál említett fokozott vas redukció a napraforgónál is jól látszik (44. ábra).

4. 5. 6. 2. A köszörűiszap hatása a napraforgó száraz tömegére

A napraforgó hajtásának száraz tömege csökkent, míg a gyökér tömege növekedett (99. táblázat). A 44. ábrán az intenzívebb oldalgyökér növekedés is megfigyelhető.

99. táblázat: A köszörűiszap hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332± 0,07	0,061± 0,02
Köszörűiszap	0,308± 0,03	0,071± 0,01



44. ábra: A köszörűiszap (8.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

A hajtások száraztömegében nincs jelentős eltérés, miközben a képek alapján más következtetés is levonható.

4. 5. 6. 3. A köszörűiszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A SPAD-érték szignifikánsan nőtt a mérési napokon (100. táblázat).

Ez az eredmény ellentmondásban van a hajtás száraz tömegében bekövetkezett csökkenéssel. Csökkent a hajtásban lévő elemek – pl. Fe és Mg - koncentrációja is a

kezelés hatására. Ezen ellentmondás további vizsgálatok szükségességét teszi indokolttá. Feltehetően a fotoszintetikus rendszerben is történtek változások.

100. táblázat: A köszörűiszap hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom(Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p<0,001$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	36,32 $\pm$ 3,14	39,88 $\pm$ 2,53	43,95 $\pm$ 2,32
Köszörűiszap	44,82 $\pm$ 2,41***	46,86 $\pm$ 2,74***	49,36 $\pm$ 2,73***

4. 5. 6. 4. A köszörűiszap hatása a napraforgó klorofill-a,b és karotinoid tartalmára

A 101. táblázat a köszörűiszap hatását szemlélteti a napraforgó levelében mért fotoszintetikus pigmentekre.

101. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása köszörűiszap kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77 $\pm$ 0,98	3,57 $\pm$ 0,09	3,29	7,13 $\pm$ 0,22
Köszörűiszap	12,46 $\pm$ 0,68	4,23 $\pm$ 0,08	2,94	9,24 $\pm$ 0,61*
3 . levél				
Kontroll	12,29 $\pm$ 0,41	3,69 $\pm$ 0,05	3,33	8,85 $\pm$ 0,05
Köszörűiszap	10,57 $\pm$ 0,32*	3,03 $\pm$ 0,19**	3,48	7,68 $\pm$ 0,19**

A fotoszintetikus pigmentek mennyisége összhangban van a mért SPAD-értékekkel. Mind a három mért paraméter nőtt a kontroll értékhez képest a második levélben. Ezzel ellentétben a harmadik levélben mért értékek csökkentek a kontrollhoz viszonyítva. A klorofill-*a/b* arányban bekövetkezett változás szintén a fotoszintetikus apparátusban bekövetkezett változást feltételezi.

4. 5. 6. 5. A köszörűiszap hatása a napraforgó levélterületére

A 102. táblázatban a köszörűiszap hatását szemlélteti a napraforgó levélterületére. A kezelések szignifikánsan csökkentették a levélterületet.

A fiatalabb levél (3. levél) területe nagyobb mértékben csökkent, mint az idősebb levél (2. levél).

102. táblázat: A köszörűiszap hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének területére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; **p<0,01.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,47
Köszörűiszap	82,08± 7,76 *	93,07± 15,89**

A csökkenések szignifikánsak. A hajtás, vagy gyökértérfogatra számolt értékek bevezetése itt is indokolt, ugyanis a kezelések hatására a hajtás szárazanyag tömege alig, a gyökéré viszont jelentősen emelkedett.

4. 6. A mésziszap növényfiziológiai vizsgálata

4. 6. 1. A mésziszap elemtartalma

A 103. táblázatban a mésziszapban és annak szűrletében található elemek koncentrációját mutatom be. A vizsgált elemek koncentrációja többszöröse a nyersanyagban, mint annak szűrletében. Ez az elemek alacsony oldékonyságával magyarázható. Ez a csökkent oldékonyság előnyös lehet, mert így a mésziszap hatása több évre is kiterjedhet.

103. táblázat: A mésziszap és a mésziszap-szűrlet elemtartalma (mg kg⁻¹)

Elemek	mésziszap	mésziszap-szűrlet
Al	3.440,00	219,00
B	3,74	0,96
Ba	196,00	1,63
Ca	278.400,00	654,00
Cr	169,00	1,34
Cu	185,00	0,19
Fe	118.500,00	241,00
K	1.010,00	108,00
Li	4,70	0,19
Mg	5.055,00	153,00
Mn	1.983,00	4,91
Na	5.419,00	924,00
Ni	68,00	0,16
P	162,00	1,84
S	767,00	411,00
Sr	157,00	0,67
Ti	132,00	9,55
Zn	106,00	2,88

4. 6. 2. A mésziszap hatása a mustár csírázására

A 104-105. táblázatban foglaltam össze a mésziszap hatását a mustár csírázására.

A mésziszap erősen gátolta a mustár csírázását. Minden mérési napon szignifikánsan csökkentek a csírázási százalékok.

A mésziszap-szűrlet vizsgálatakor ugyanakkor a csírázási százalékok javultak a nyersanyaghoz és a kontrollhoz képest is.

A különbség oka mésziszapban található tápelemek gyenge oldékonysága. A Ca mennyisége az oldatban is viszonylag magas volt. Ismeretes, hogy a magvak CaSO₄-

oldattal történő előkezelése a csírázást javítja. Feltehetően ez a kedvező Ca-hatás állhat a oldat csírázást serkentő hatása mögött.

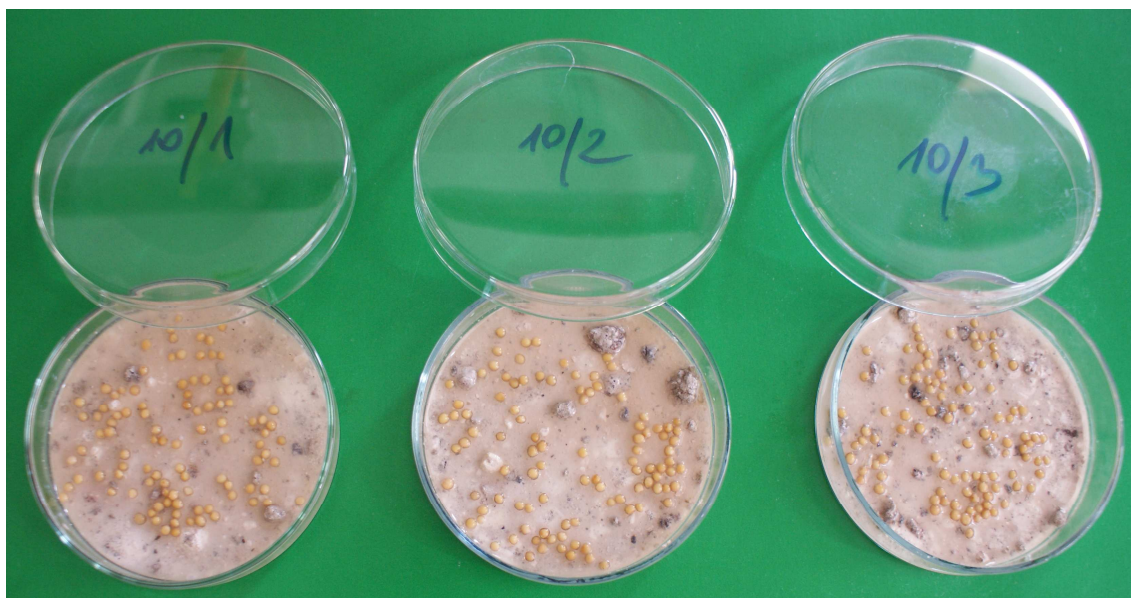
A mésziszap csírázást gátló hatása annak magas pH-jával magyarázható, ugyanis a pH-ja 10,77. Vizes szűrletének hatása azért is lehetett kedvezőbb, mert csökkent a pH.

104. táblázat: A mésziszap szűrletének hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	mésziszap-szűrlet
csírázási %		
2.	19,00 $\pm$ 1,74	32,67 $\pm$ 2,52
3.	31,33 $\pm$ 9,24	50,00 $\pm$ 3,06
4.	52,33 $\pm$ 2,00	66,67 $\pm$ 5,03
5.	62,66 $\pm$ 4,16	74,34 $\pm$ 4,04
6.	70,99 $\pm$ 6,43	79,67 $\pm$ 4,16

105. táblázat: A mésziszap hatása a mustár csírázására. $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: $**p<0,01$; $***p<0,001$.

mérési napok	kezelések	
	kontroll	mésziszap
csírázási %		
2.	25,67 $\pm$ 8,74	3,67 $\pm$ 1,15**
3.	56,00 $\pm$ 6,66	3,67 $\pm$ 0,00***
4.	68,33 $\pm$ 7,02	3,67 $\pm$ 0,00***
5.	79,00 $\pm$ 8,62	5,00 $\pm$ 0,58***



45. ábra: A mésziszap hatása a mustár csírázására (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 6. 3. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 6. 3. 1. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A hajtásban nem volt számottevő különbség a mért elemek koncentrációiban a kontroll és a kezelt növényeknél (106. táblázat). Az Al koncentrációja ugyan megemelkedett a kezelés hatására. Azonban ez a megemelkedett Al koncentráció sem tekinthető rendkívülinek. Magasabb volt a kén koncentrációja is a kezelt növények hajtásában

106. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja mésziszap-szűrlet kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Mésziszap-szűrlet	
Al	23,07±	13,80	10,57±	1,70
Ca	10.604,33±	569,19	9.172,00±	125,33
Fe	71,86±	11,49	57,43±	3,50
K	76.739,67±	4.488,16	78.496,67±	1.745,61
Mg	2.302,66±	170,05	2.115,33±	102,12
P	10.249,00±	1.441,71	9.587,00±	323,13
S	2.524,33±	319,78	3.012,00±	173,69

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Mésziszap-szűrlet	
Al	38,65±	10,96	717,00±	135,33
Ca	11.967,33±	762,14	11.880,33±	398,86
Fe	264,33±	80,00	602,33±	80,62
K	63.865,33±	2.344,80	61.838,33±	1.901,64
Mg	5.224,66±	310,41	4.991,33±	195,17
P	10.313,33±	2.345,33	9.349,00±	272,94
S	7.604,66±	429,23	9.645,00±	132,72

A gyökerekben sajátosan alakultak a vizsgált elemek koncentrációi. Szinte valamennyi elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására, viszont többszörösére emelkedett a vas és az alumínium koncentrációja. A két elem rendszeresen tapasztalt párhuzamos koncentráció emelkedése a gyökerekben nem tekinthető véletlennek, hiszen szinte kivétel nélkül minden kezelés hatására tapasztaltam. A tudomány jelenlegi ismeretei hiányosak a vas és az alumínium interakciójáról (Yokel, 2002). Kizárható az a feltevés, hogy egymás oxidáltsági fokát meghatározzák, ugyanis az Al nem változó értékű. Feltételezhető, hogy az Al a membránszerkezetre, az enzimaktivitásra, esetleg a Fe-transzporterekre gyakorol hatást (Illmer és Buttinger, 2005). A megfigyelésem azért is érdekes, mert a savas esőknek tulajdonított erdőpusztulások mögött több esetben a fák

fokozott Al-felvételét tették felelőssé (Rengel, 2001). Amennyiben ez fokozott vas felvétellel is járt, úgy a fák gyökereinek magas redukciós kapacitása esetén a vas kétértékű vassá redukálódott, ami viszont nagy mennyiségben toxikus, mert szabad gyökök képződését generálja. Az alumínium és a vas interakciójának, esetleges szinergizmusának későbbi tanulmányozásával közelebb juthatunk a talajok alacsony pH-ja miatt bekövetkező erdőpusztulások okának felderítéséhez (Johnson et al., 1981; Rengel, 2001).

4. 6. 3. 2. A mésziszap-szűrlet hatása a kukorica száraz tömegére

A 107. táblázatban a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege látható. A hajtás és a gyökér száraz tömege is nőtt, de ez a növekedés nem volt szignifikáns. A hajtás száraz tömege nagyobb mértékben nőtt, mint a gyökéré.

107. táblázat: A mésziszap-szűrlet hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,318 \pm 0,11$	$0,101 \pm 0,05$
Mésziszap-szűrlet	$0,362 \pm 0,02$	$0,104 \pm 0,01$



46. ábra: A mésziszap-szűrlet (10.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

A mésziszap kedvezően hatott a kukorica szárazanyag felhalmozására. Az eredmények azt is mutatják, hogy az egyszikűek, így a kukorica is kevésbé érzékeny a talaj pH-ra. A szűrlet pH-ja ugyanis 7,0 pH feletti, azonban a kukorica számos tápelem felvételéhez

speciális szerves anyagokat választ ki a rizoszférába, amelyek magas pH esetén is hatékonyan képeznek komplexet a tápelemmel, ami ily módon, a szerves anyaghoz kötötten jut át a plazmalemmán.

4. 6. 3. 3. A méziszap-szűrlet hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A SPAD-érték valamennyi mérési napon alacsonyabb volt a kezelt növények 2. levelében. A 11. napon bekövetkezett csökkenés volt szignifikáns (108. táblázat).

Ezzel ellentétben a fiatalabb levél SPAD-értéke a 6. és a 11. napon nőtt a kontrollhoz képest.

108. táblázat: A méziszap-szűrlet hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Méziszap-szűrlet	38,10 $\pm$ 4,78	44,05 $\pm$ 2,08	47,40 $\pm$ 2,86***
3 . levél			
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Méziszap-szűrlet	33,69 $\pm$ 3,64	42,88 $\pm$ 3,39	47,71 $\pm$ 1,62***

A SPAD-értékben csak az utolsó mérési napon mértem szignifikáns értékeket. A 2. levélnél csökkenést, míg a 3. levélnél emelkedést tapasztaltam. A változások azonban nem voltak olyan nagyok, hogy érdemben megváltoztatták volna kukorica szárazanyag felhalmozását.

4. 6. 4. A méziszap-szűrlet hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 6. 4. 1. A méziszap-szűrlet hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 109. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

A napraforgó hajtásában az Al koncentrációja megközelítőleg 3-szor volt nagyobb, mint a kontroll hajtásban. Jelentős mértékben nőtt még a Ca és a S koncentrációja is a kezelés hatására.

A gyökérben mért elemkoncentrációk általában meghaladják a kontroll értékeket. Ez a ismételtén a vas és az alumínium esetében jelentős.

Feltűnő a Ca rendkívül intenzív hajtásba irányuló szállítása, ami egy hídképző tulajdonsággal rendelkező ion esetén figyelemreméltó, mint ahogyan az is, hogy a sejt optimális belső Ca-ion koncentrációja 0,1 mM.

A magnézium esetében is hasonló, intenzív transzportot feltételezek, azonban a magnézium fiziológiai funkciói lényegesen eltérnek a kalciumétól.

109. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja mésziszap-szűrlet kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Mésziszap-szűrlet	
Al	5,72±	0,34	16,53±	2,47
Ca	28.133,33±	3.419,00	34.021,67±	777,00
Fe	117,33±	1,52	164,00±	26,28
K	44.366,33±	5.392,00	40.078,67±	655,00
Mg	3.788,33±	862,00	3.827,00±	115,33
P	4.455,00±	736,81	5.428,50±	706,39
S	4.640,00±	458,38	7.676,00±	28,28
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Mésziszap-szűrlet	
Al	22,75±	1,91	478,50±	28,99
Ca	3.902,66±	241,33	3.918,33±	313,00
Fe	454,33±	51,08	863,00±	25,45
K	58.219,67±	455,25	54.876,67±	2.395,00
Mg	2.953,00±	89,57	3.610,00±	81,21
P	7.148,33±	778,99	8.286,00±	411,53
S	5.708,00±	4,24	7.288,00±	171,56

4. 6. 4. 2. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó száraz tömegére

A mésziszap-szűrlet hatását a napraforgó száraz tömegére a 110. táblázatban foglaltam össze. A kezelés hatására csökkent a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege. A gyökér tömegében bekövetkezett csökkenés kifejezettebb volt. A csökkenést a 47. ábra is szemlélteti. A gyökerek száraz tömegének csökkenése bár szignifikáns, de a gyökerekben felhalmozott jelentős ion-koncentráció nem eredményezte a gyökerek, vagy gyökér részek elhalását, nem figyelhető meg toxikus hatás.

110. táblázat: A mésziszap-szűrlet hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Mésziszap-szűrlet	0,880± 0,02	0,180± 0,01**



47. ábra: A mésziszap-szűrlet (10.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2009)

4. 6. 4. 3. A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A 111. táblázatban a mésziszap-szűrlet hatását foglaltam össze a napraforgó levelében mért SPAD-értékre. A SPAD-érték csökkenése a fotoszintetikus pigmentek szintézisének mérséklődésére vezethető vissza. Ez összhangban van a hajtás csökkent szerves anyag felhalmozásával is. A hajtásban mért Fe és Mg koncentrációja nem csökkent a kontroll értékhez képest.

111. táblázat: A mésziszap-szűrlet hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására n=60± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0,01; ***p<0,001.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	47,57± 1,93	50,63± 1,34	50,33± 0,40
Mésziszap-szűrlet	44,45± 0,68**	45,54± 0,47***	46,35± 1,43***

4. 6. 5. A mésziszap hatása a kukorica fiziológiai paramétereire

4. 6. 5. 1. A mésziszap hatása a kukorica elemfelvételére és elemmegoszlására

A 112. táblázatban a kukorica hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze mésziszap kezelés hatására.

112. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja mésziszap kezelés hatására a 11 napos kukorica hajtásában és gyökerében (mg kg^{-1}) $n=3 \pm \text{S.E.}$

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában				
Elemek	Kontroll		Mésziszap	
Al	67,60 $\pm$	2,54	7,20 $\pm$	0,31
Ca	8.006,50 $\pm$	147,78	7.666,50 $\pm$	157,68
Fe	92,70 $\pm$	3,12	89,5 $\pm$	0,14
K	80.074,00 $\pm$	5.593,21	78.649,00 $\pm$	2.085,96
Mg	2.003,50 $\pm$	132,23	1.854,50 $\pm$	37,47
P	13.987,00 $\pm$	38,18	11.340,0 $\pm$	213,50
S	3.507,50 $\pm$	77,07	3.755,5 $\pm$	44,54

A vizsgált elemek koncentrációja a kukorica gyökerében				
Elemek	Kontroll		Mésziszap	
Al	49,75 $\pm$	3,04	200,0 $\pm$	6,87
Ca	7.773,50 $\pm$	43,13	6.760,00 $\pm$	105,51
Fe	117,00 $\pm$	7,07	1.011,0 $\pm$	65,05
K	51.065,50 $\pm$	1.898,58	38.741,50 $\pm$	3.257,64
Mg	4.714,50 $\pm$	86,97	2.889,50 $\pm$	153,44
P	5.412,50 $\pm$	85,18	3.509,00 $\pm$	281,42
S	10.469,50 $\pm$	12,02	8.864,50 $\pm$	120,91

Mésziszap kezelés hatására – a kén kivéve – csökkent a vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában. A legkifejezettebb csökkenést az Al-koncentrációjában tapasztaltam. Ezzel ellentétben a gyökér Al-tartalma megközelítőleg 4-szer volt nagyobb, mint a kontrollé.

Az alumíniumhoz hasonlóan a Fe-koncentrációja is emelkedett. Feltehetően a két ion magas koncentrációja eredményezte más ionok csökkent mennyiségét a gyökérben (Illmer és Buttinger, 2005).

4. 6. 5. 2. A mésziszap hatása a kukorica száraz tömegére

A mésziszap hatását a kukorica száraz tömegére a 113. táblázatban foglaltam össze.

A mésziszap kezelés hatására nőtt a hajtás és a gyökér szárazanyag felhalmozása. A hajtásnál ez a növekedés szignifikáns volt. A mérési eredmények megegyeznek a szűrlet

vizsgálatakor tapasztaltakkal. A mésziszap száraz tömegre kifejtett kedvező hatása a 48. ábrán is jól látszik.

113. táblázat: A mésziszap hatása a 11 napos kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p < 0,001$.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,199 \pm 0,02$	$0,064 \pm 0,01$
Mésziszap	$0,285 \pm 0,03^{***}$	$0,072 \pm 0,01$



48. ábra: A mésziszap (10.) hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

4. 6. 5. 3. A mésziszap hatása a kukorica levelek SPAD-értékére

A SPAD-érték minden mérési időpontban és helyen emelkedett a kezelt növényeknél (114. táblázat). Az emelkedés a 9. napon és a 11. napon szignifikáns volt. A 48. ábra szintén a kontrollhoz képest mért nagyobb SPAD-értéket igazolja, mert a kezelt növények a kontrollhoz képest „zöldebbek”.

A mérési eredmények alátámasztják a szárazanyag gyarapodással kapcsolatos megfigyelésemet is. A kedvező hatás mögött egy kedvezőbb tápanyag ellátási szintet valószínűsítek.

114. táblázat: A mésziszap hatása a kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *** $p < 0,001$.

2. levél			
	6. nap	9. nap	11. nap
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Mésziszap	38,02 $\pm$ 1,39	42,81 $\pm$ 3,12***	43,92 $\pm$ 1,58***
3 . levél			
Kontroll	29,74 $\pm$ 3,46	28,61 $\pm$ 4,99	24,94 $\pm$ 2,20
Mésziszap	31,42 $\pm$ 2,47	37,19 $\pm$ 3,68***	41,20 $\pm$ 2,13***

4. 6. 5. 4. A mésziszap hatása a kukorica klorofill-*a*,*b* és karotinoid tartalmára

A 115. táblázata a mésziszap hatását mutatja a kukorica második és harmadik levelében mért fotoszintetikus pigmentekre.

115. táblázat: A 11 napos kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g^{-1}) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása mésziszap kezelés hatására. $n=3 \pm$ S.E.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a</i> / <i>b</i>	Karotinoid
Kontroll	12,44 $\pm$ 0,61	3,51 $\pm$ 0,41	3,54	8,53 $\pm$ 0,89
Mésziszap	15,13 $\pm$ 0,57**	5,01 $\pm$ 0,38*	3,02	10,23 $\pm$ 0,45
3 . levél				
Kontroll	8,79 $\pm$ 0,38	3,48 $\pm$ 0,09	2,50	5,92 $\pm$ 0,69
Mésziszap	15,12 $\pm$ 0,71***	5,64 $\pm$ 0,72*	2,68	10,17 $\pm$ 0,67***

A fotoszintetikus pigmentek koncentrációi minden esetben emelkedtek a kezelés hatására. Az emelkedések eltérő szinten ugyan, de szignifikánsak voltak. A több fotoszintetikus pigment a magasabb SPAD-értékben, és a fokozott szerves anyag akkumulációban is megmutatkozott.

4. 6. 5. 5. A mésziszap hatása a kukorica levélterületére

A 116. táblázatban a mésziszap hatását foglaltam össze a kukorica levélterületére.

Az eredmények ellentmondásosak. A második levélnél szignifikáns csökkenést, míg a harmadiknál szignifikáns növekedést tapasztaltam. Az ellentmondás okaként a kezelésnek a különböző anyagcsere reakcióknál megmutatkozó eltérő időgörbét feltételezem.

116. táblázat: A mésziszap hatása a 11 napos kukorica második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; **p<0,01.

	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Mésziszap	22,72± 0,82***	43,28± 1,32***

4. 6. 6. A mésziszap hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire

4. 6. 6. 1. A mésziszap hatása a napraforgó elemfelvételére és elemmegoszlására

A 117. táblázatban a napraforgó hajtásában és gyökerében mért fontosabb elemek koncentrációját foglaltam össze.

117. táblázat: A vizsgált elemek (Al, Ca, Fe, K, Mg, P, S) koncentrációja mésziszap kezelés hatására a 15 napos napraforgó hajtásában és gyökerében (mg kg⁻¹) n=3± S.E.

A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó hajtásában				
Elemek	Kontroll		Mésziszap	
Al	12,70±	1,55	3,11±	0,41
Ca	33.816,50±	2.843,27	5.339,76±	251,38
Fe	137,00±	4,00	25,42±	1,63
K	55.531,50±	685,18	10.527,71±	835,07
Mg	4.203,00±	35,35	711,34±	18,02
P	17.962,00±	199,40	2.812,9±	253,59
S	5.240,50±	262,33	975,2±	43,28
A vizsgált elemek koncentrációja a napraforgó gyökerében				
Elemek	Kontroll		Mésziszap	
Al	60,15±	0,21	161,5±	0,71
Ca	2.420,50±	142,12	2.444,00±	0,00
Fe	174,00±	2,82	1.075,5±	53,03
K	66.463,50±	344,36	65.881,00±	2.818,52
Mg	1.103,50±	4,95	962,30±	10,61
P	7.733,00±	14,14	4.911,5±	75,66
S	4.530,00±	62,23	5.254,0±	65,05

A kétszikű és az egyszikű növények tápanyagfelvétele között különbség van. Ennek ellenére a kukoricánál az Al és a Fe közötti kölcsönhatásokra vonatkozó megállapítások a napraforgóra is érvényesek. Feltételezem, hogy ez a jelenség áll a gyökerek kontroll alatti K, Mg és P koncentrációi mögött. A hajtásba irányuló tápanyag transzport több elemnél is akadályozott volt.

4. 6. 6. 2. A mésziszap hatása a napraforgó száraz tömegére

A mésziszap hatását a napraforgó száraz tömegére a 118. táblázat mutatja be. A napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan nőtt a kezelés hatására a kontrollhoz képest. A gyökér száraz tömege nagyobb mértékben nőtt, mint a hajtásé.

118. táblázat: A mésziszap hatása a 15 napos napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömegére (növény g⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; ***p<0,001.

	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,332± 0,07	0,061± 0,02
Mésziszap	0,447± 0,08*	0,116± 0,03***



49. ábra: A mésziszap (10.) hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Tóth B., 2011)

A különbséget jól szemlélteti a 49. ábra a gyökerek esetében, míg a táblázat adatai nem köszönnek vissza a hajtás vizuális megfigyelésekor. A kezelt napraforgó hajtásai mintha térfogatra kisebbek lennének. A száraztömeg mérés pontossága miatt azonban azt kell állítanom, hogy a kezelt növények hajtásai kompaktabbak voltak, ezért a látszólag kisebb térfogatú hajtások tömege nagyobb lehet.

4. 6. 6. 3. A mésziszap hatása a napraforgó levelek SPAD-értékére

A 119. táblázatban a mésziszap hatása látható a napraforgó SPAD-értékére.

A SPAD-értékben bekövetkezett növekedés újabb kérdéseket vet fel, mivel a hajtás ion-tartalma csökkent a kezelés hatására a kontrollhoz képest. Ennek eredményeként csökkent a Fe és a Mg tartalom is.

Az, hogy a klorofill szintézis lényeges tápelemeinek a koncentrációja csökkent a hajtásban, miközben nőtt a SPAD-érték azt a feltételezést valószínűsíti, hogy a még csökkent Fe és Mg tartalom is elegendő, és fiziológiailag aktív volt, és alapvetően a sejten belüli terekben lokalizálódott, így könnyen hozzáférhető volt a klorofill szintézishez vezető bioszintetikus út számára.

119. táblázat: A mésziszap hatása a napraforgó második levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad-érték) alakulására $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	36,32 $\pm$ 3,14	39,88 $\pm$ 2,53	43,95 $\pm$ 2,32
Mésziszap	40,93 $\pm$ 3,49**	41,20 $\pm$ 1,87***	44,58 $\pm$ 2,23

4. 6. 6. 4. A mésziszap hatása a napraforgó klorofill-*a,b* és karotinoid tartalmára

A 120. táblázat a mésziszap hatását mutatja be a napraforgó levelében lévő fotoszintetikus pigmentekre.

A fotoszintetikus pigmentek koncentrációjában és a klorofill *a/b* arányban nem volt lényeges különbség a kontroll és a kezelt növények között. A gyakorlatilag változatlan klorofill tartalom mellett mért intenzívebb szerves anyag felhalmozás mögött a fotoszintetikus apparátus nagyobb hatékonyságát feltételezem. Másrészt a fotoszintetikus pigmentek koncentrációjának mérsékelt - többnyire hibahatáron belüli -

csökkenése ellentmondásban van a SPAD-értékben mért különbségekkel. Az eltérés okaként az eltérő mérés technikát feltételezem.

120. táblázat: A 15 napos napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása mészsizap kezelés hatására. n=3± S.E.

2. levél				
	Klorofill- <i>a</i>	Klorofill- <i>b</i>	Klorofill- <i>a/b</i>	Karotinoid
Kontroll	11,77± 0,98	3,57± 0,09	3,29	7,13± 0,22
Mészsizap	11,38± 0,17	3,52± 0,18	3,23	7,67± 0,26
3 . levél				
Kontroll	12,29± 0,41	3,69± 0,05	3,33	8,85± 0,05
Mészsizap	11,62± 0,51	3,46± 0,17	3,35	8,41± 0,86

4. 6. 6. 5. A mészsizap hatása a napraforgó levélterületére

A 121. táblázat a mészsizap hatását mutatja be a napraforgó levélterületére. A kezelések csökkentették a levélterületet, miközben a hajtás tömege nőtt a kezelések hatására. Nem mértem a hajtások térfogatát, ezért feltételezem, hogy a csökkent levélterület melletti nagyobb száraztömeg mögött a fejlettebb asszimiláló alapszövet feltételezhető.

121. táblázat: A mészsizap hatása a 15 napos napraforgó második és harmadik levelének levélterületére (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,47
Mészsizap	102,86± 19,02	127,30± 15,92*

4. 7. A komposzt, az extrudált mákgubó, a füstgázpor és a köszörűiszap - kezelések hatása a kukorica és napraforgó ultrastrukturális változásaira

A különböző kezelések hatással voltak számos olyan paraméterre, amelyek szorosan összefüggtek a fotoszintézis intenzitásával, hatékonyságával is. A fotoszintézis sejtorganelluma a kloroplasztisz, ezért vizsgáltam az egy sejtre eső kloroplasztisz szám alakulását a kezelések hatására.

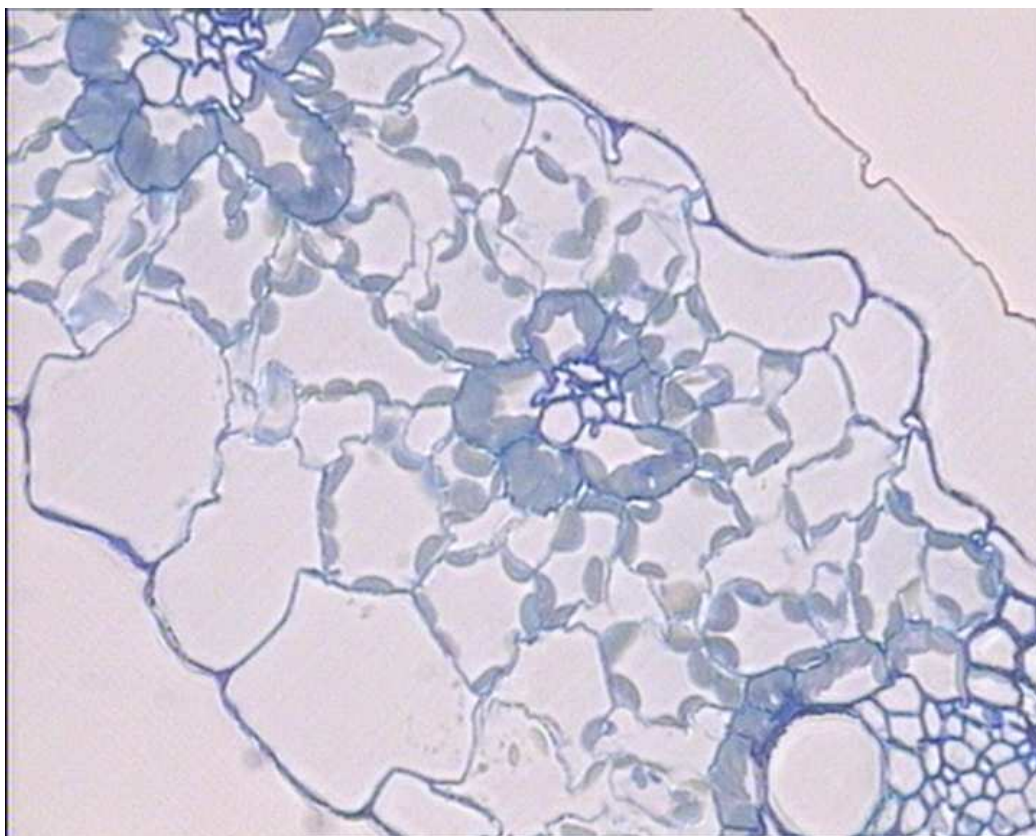
A kontroll kukorica fénymikroszkópos képén a kloroplasztiszok egyenletes elrendeződést mutatnak (50. ábra). A méretük átlagosnak tekinthető. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám $5,5 \pm 0,02$.

Komposztal kezelt kukoricánál (51. ábra) a kloroplasztiszok mérete a kevesebb kloroplasztisszal rendelkező sejtekben nőtt. Az átlagos kloroplasztisz szám 5, ez a gyenge csökkenés a kloroplasztiszok nem egyenletes eloszlásával magyarázható.

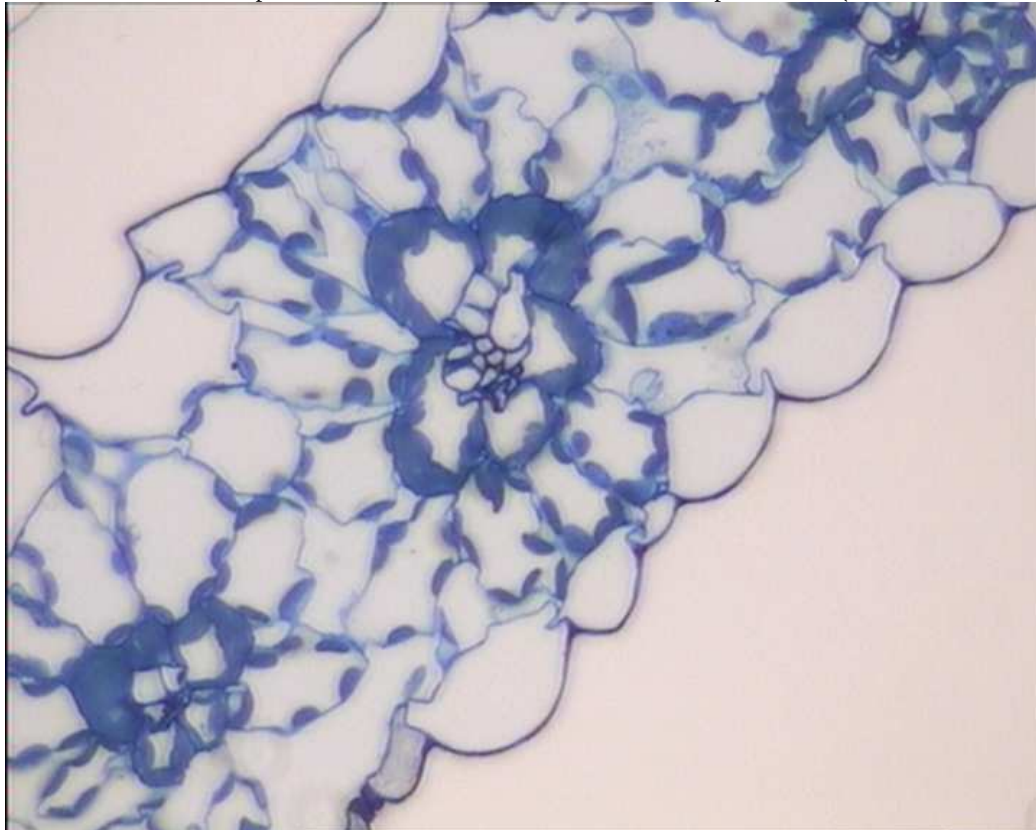
Füstgázpor kezelés hatására a sejtek károsodtak (52. ábra), deformáltak. A kloroplasztiszok száma és mérete csökkent a kontrollhoz, és a többi kezeléshez képest is. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám 3,5. A csökkent kloroplasztisz szám lehet a magyarázata a csökkent relatív klorofill és fotoszintetikus pigment tartalomnak.

A köszörűiszappal kezelt kukorica kloroplasztiszai egyenletes eloszlást mutatnak (53. ábra). A kloroplasztisz szám a kontrollhoz képest nőtt (6). Ezzel magyarázható a kukorica levelében mért nagyobb relatív klorofill és fotoszintetikus pigment tartalom. A kloroplasztisz számban bekövetkezett növekedés mögött feltételezem, hogy a köszörűiszap magas vastartalma állhat.

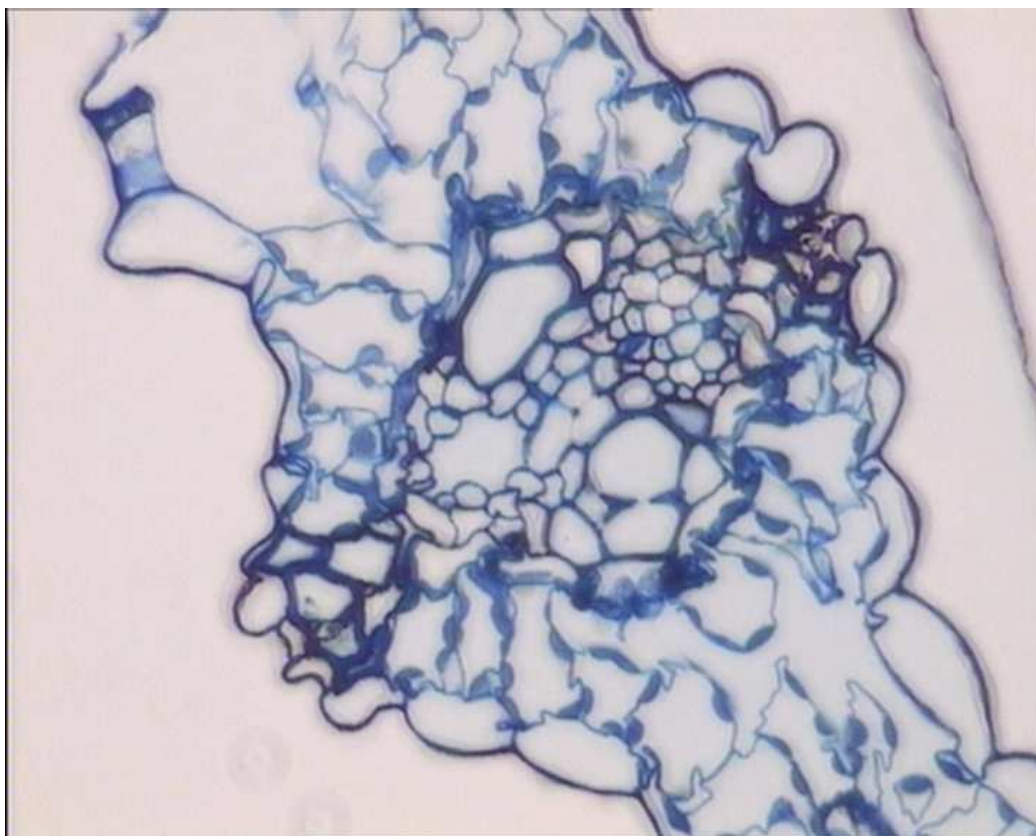
Az extrudált mákgubó kezelésnél a kukorica kloroplasztiszai szabályos elrendeződést mutatnak, a méretük és számuk nem változott a kontrollhoz képest (54. ábra). A 122. táblázatban a kukorica és a napraforgó egy sejtre eső kloroplasztiszainak a számát foglaltam össze.



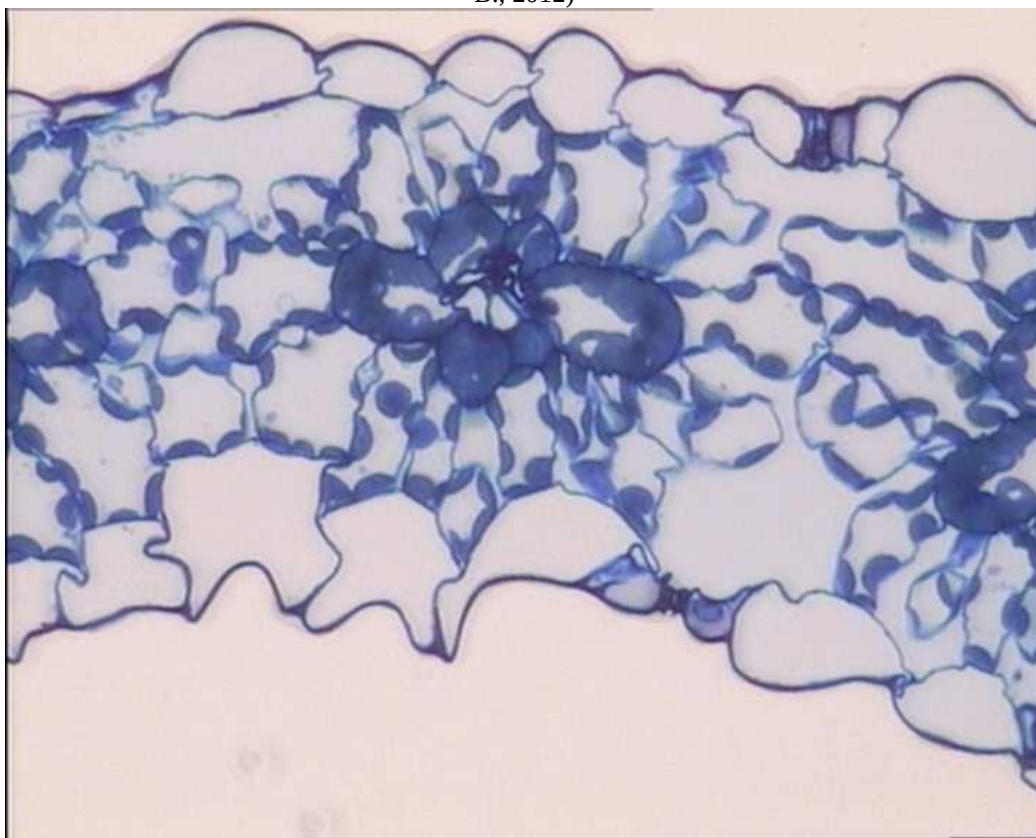
50. ábra: A kontroll 11 napos kukorica második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



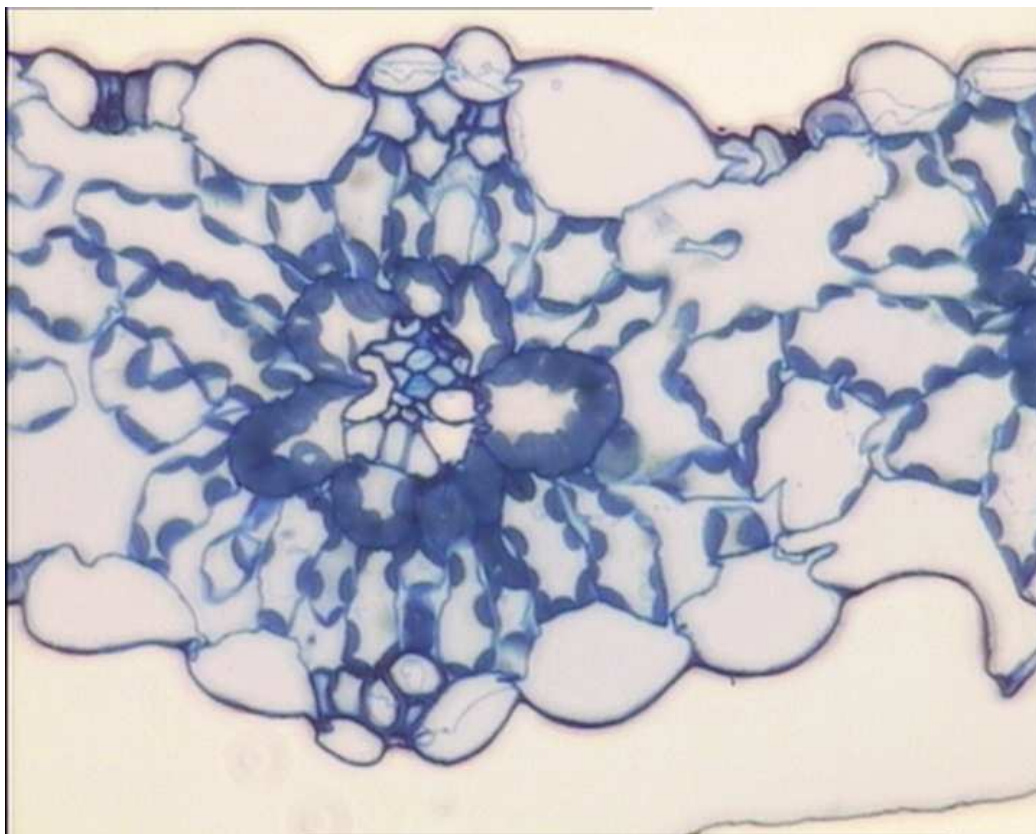
51. ábra: A szennyvíziszap-komposzttal kezelt 11 napos kukorica második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



52. ábra: A füstgázzal kezelt 11 napos kukorica második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



53. ábra: A köszörűiszappal kezelt 11 napos kukorica második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



54. ábra: Az extrudált mákgubóval kezelt 11 napos kukorica második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó:Tóth B., 2012)

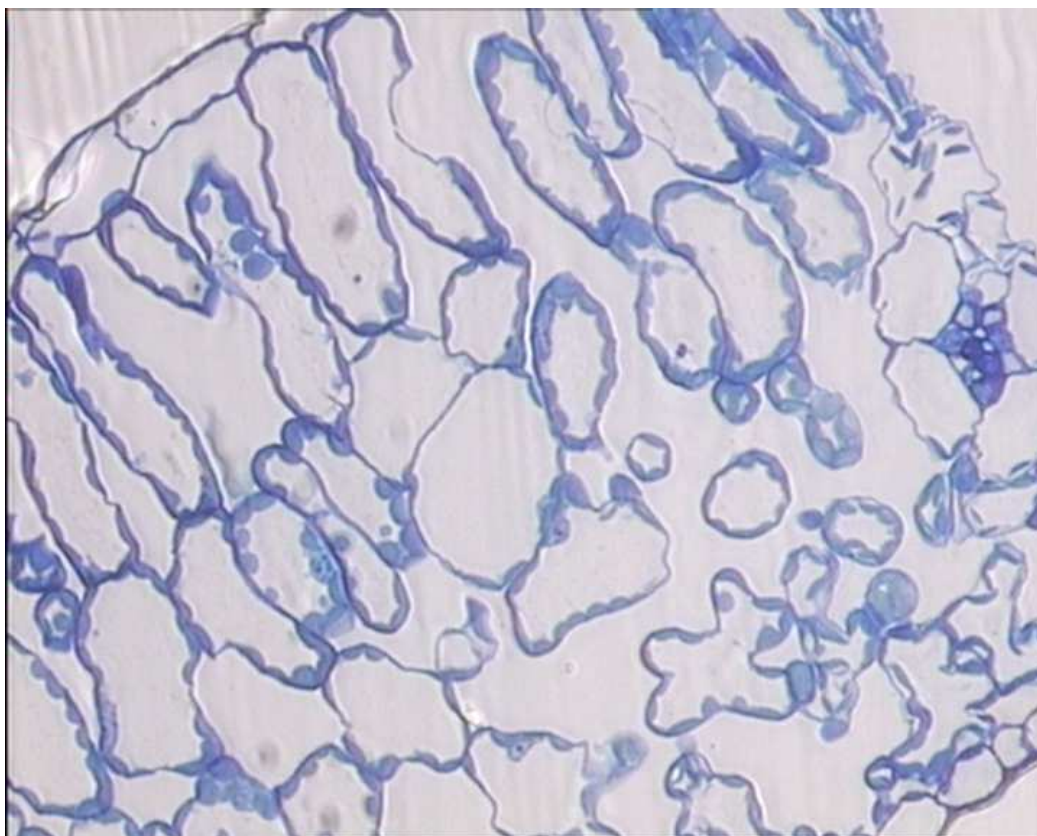
A kontroll napraforgó kloroplasztiszai egyenletes elrendeződést mutatnak (55. ábra). A méretük átlagosnak tekinthető, de 1-2 sejtben megnagyobbodott kloroplasztisz látható. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám 12.

Komposztal kezelt napraforgónál (56. ábra) a kloroplasztiszok mérete csökkent a kontrollhoz képest. Az átlagos kloroplasztisz szám 10, mely tükrözi a csökkent fotoszintetikus és relatív klorofill tartalmat.

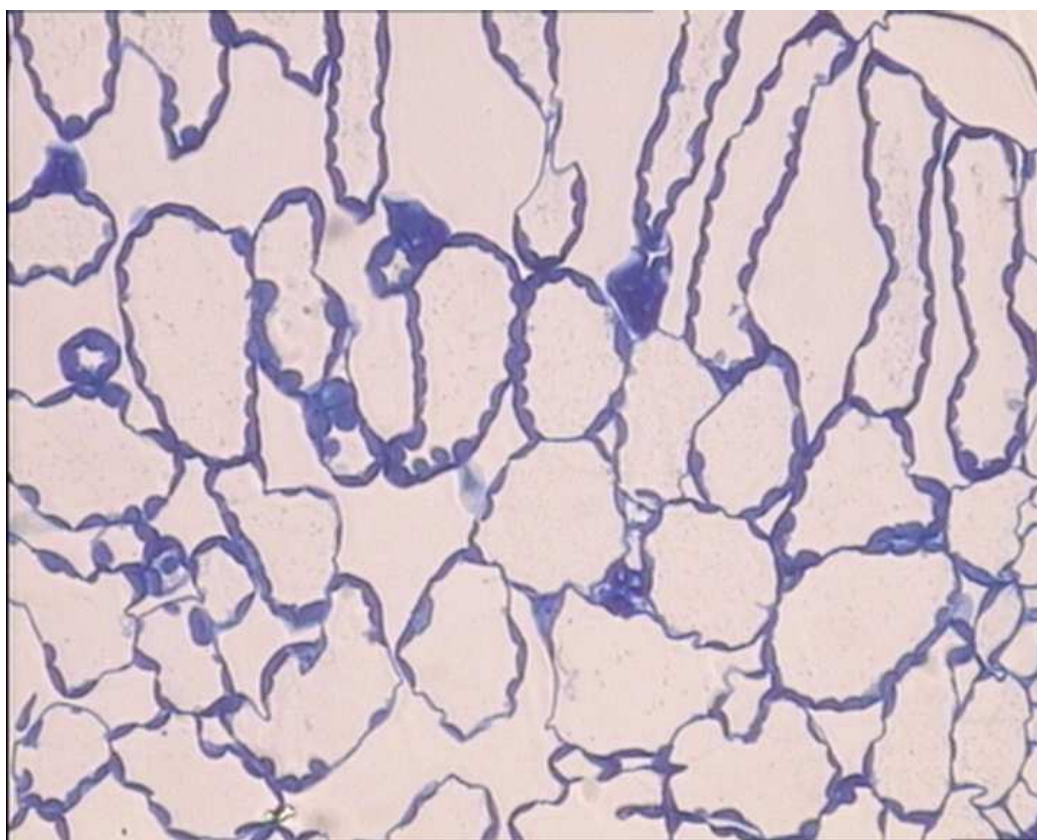
Füstgázpor kezelés hatására a sejtek károsodtak (57. ábra), deformáltak. A kloroplasztiszok mérete csökkent a kontrollhoz, és a többi kezeléshez képest is, de az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám nem változott a kontrollhoz képest.

A köszörűiszappal kezelt kukorica kloroplasztiszai egyenletes eloszlást mutatnak (58. ábra). A kloroplasztisz szám a kontrollhoz képest nőtt – 13 - Ez a növekedés a kukoricánál korábban leírtakkal magyarázható.

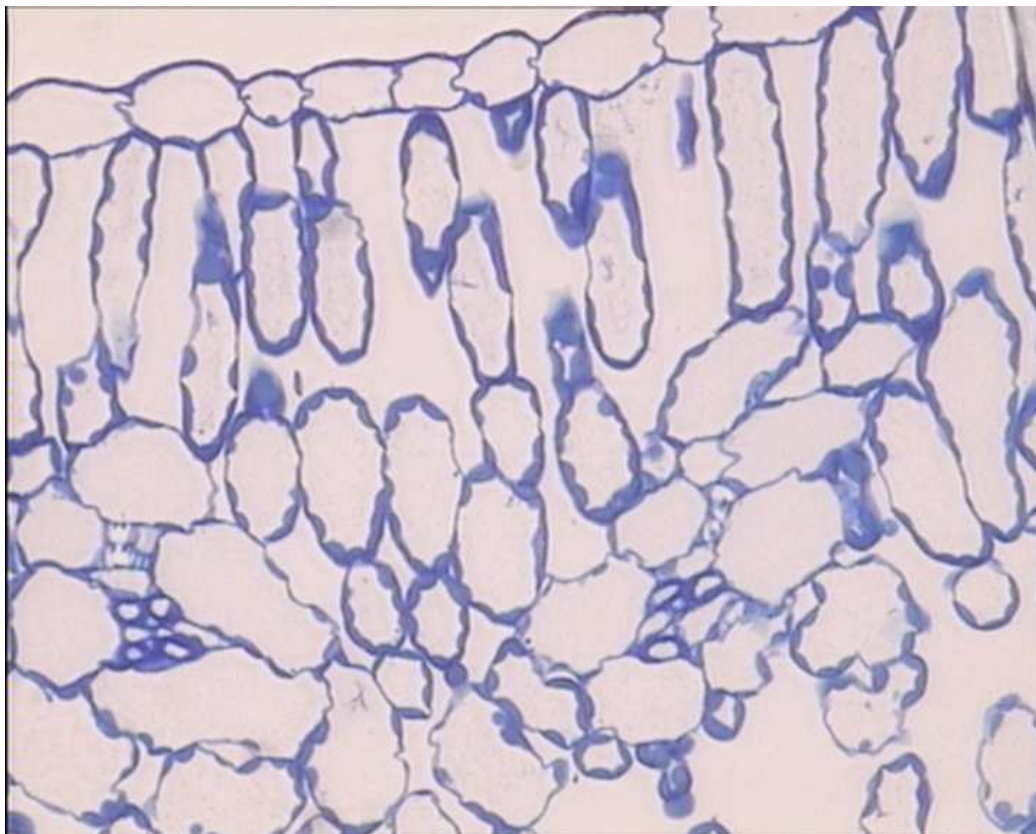
Az extrudált mákgubó kezelésnél a kukorica kloroplasztiszai mérete kisebb, mint a kontroll napraforgó kloroplasztiszaié (59. ábra). A kisebb kloroplasztis kevesebb színanyagot tartalmaz, és a megnövekedett kloroplasztisz szám (13) sem tudta kompenzálni a különbséget.



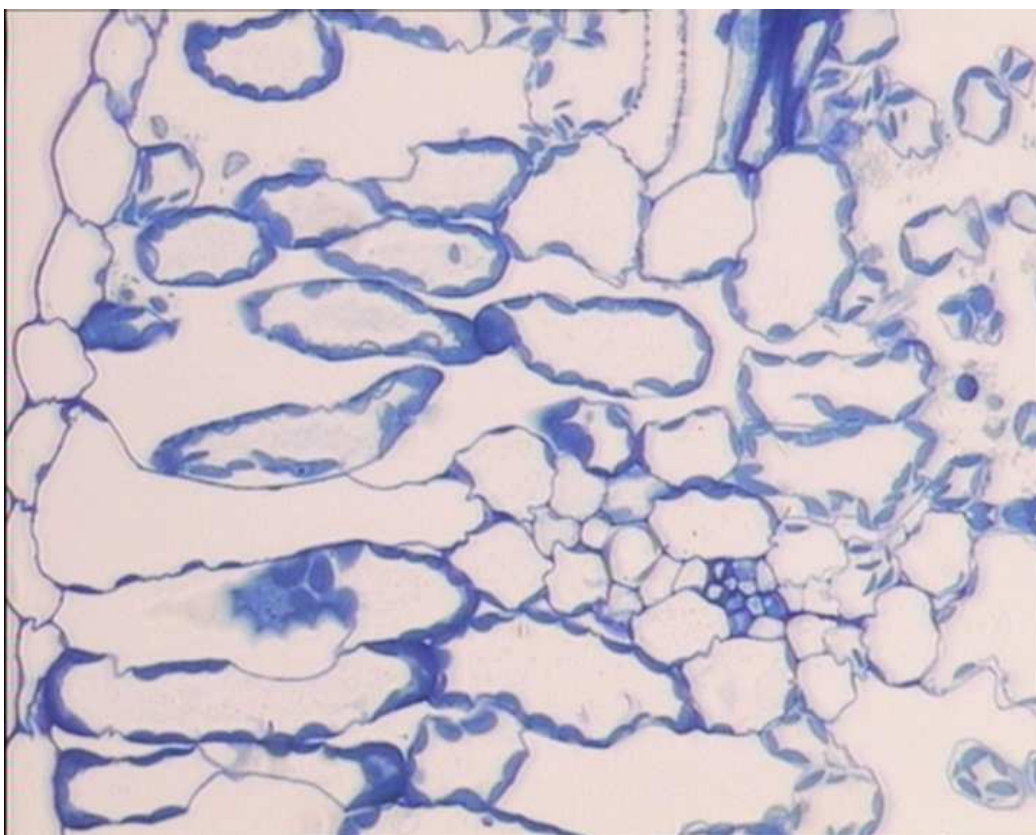
55. ábra: A kontroll 15 napos napraforgó második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



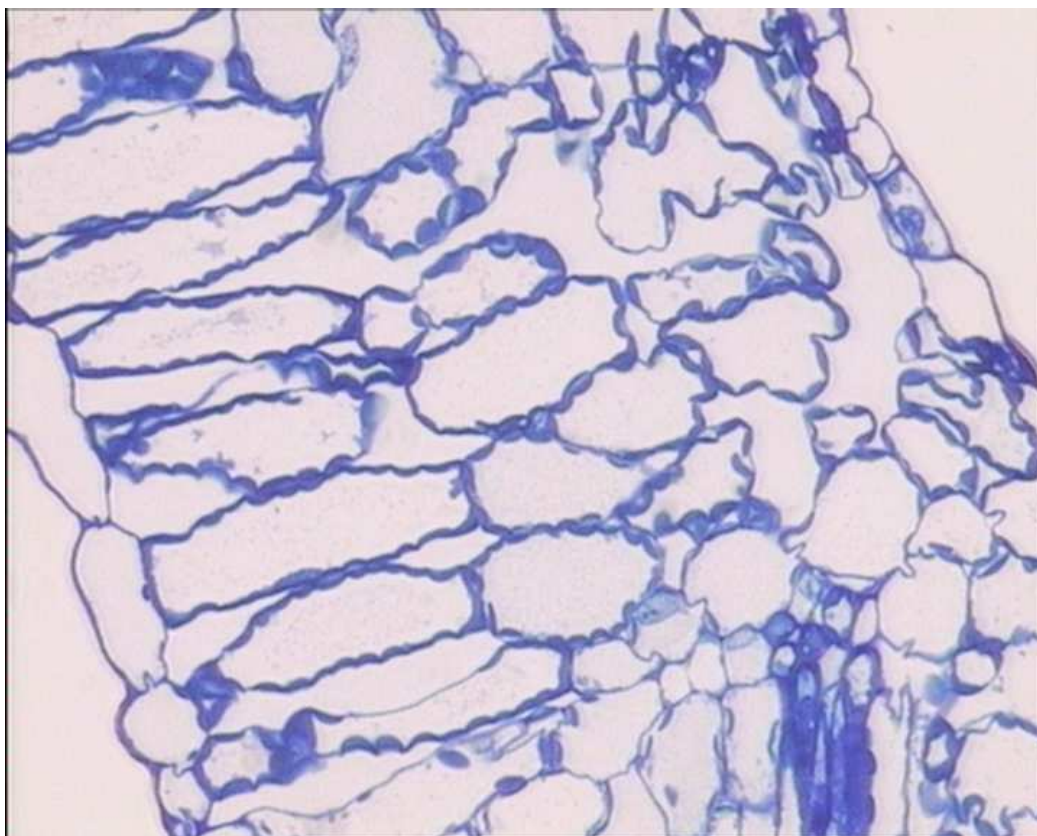
56. ábra: A szennyvíziszap-komposztal kezelt 15 napos napraforgó második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó:Tóth B., 2012)



57. ábra: A füstgázporral kezelt 15 napos napraforgó második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



58. ábra: A köszörűiszappal kezelt 15 napos napraforgó második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó: Tóth B., 2012)



59. ábra: Az extrudált mákgubóval kezelt 15 napos napraforgó második levelében lévő kloroplasztiszok (Fotó:Tóth B., 2012)

122. táblázat: A kukorica és a napraforgó egy sejtre eső kloroplasztiszainak a száma (db) n=60

Kezelések	Kukorica	Napraforgó
Kontroll	5,50± 0,02	12,00± 0,05
Komposzt	5,00± 0,00	10,00± 0,50
Füstgázpor	3,50± 0,02	12,00± 0,02
Köszörűiszap	6,00± 0,02	13,00± 0,50
Extrudált mákgubó	5,50± 0,02	13,00± 0,02

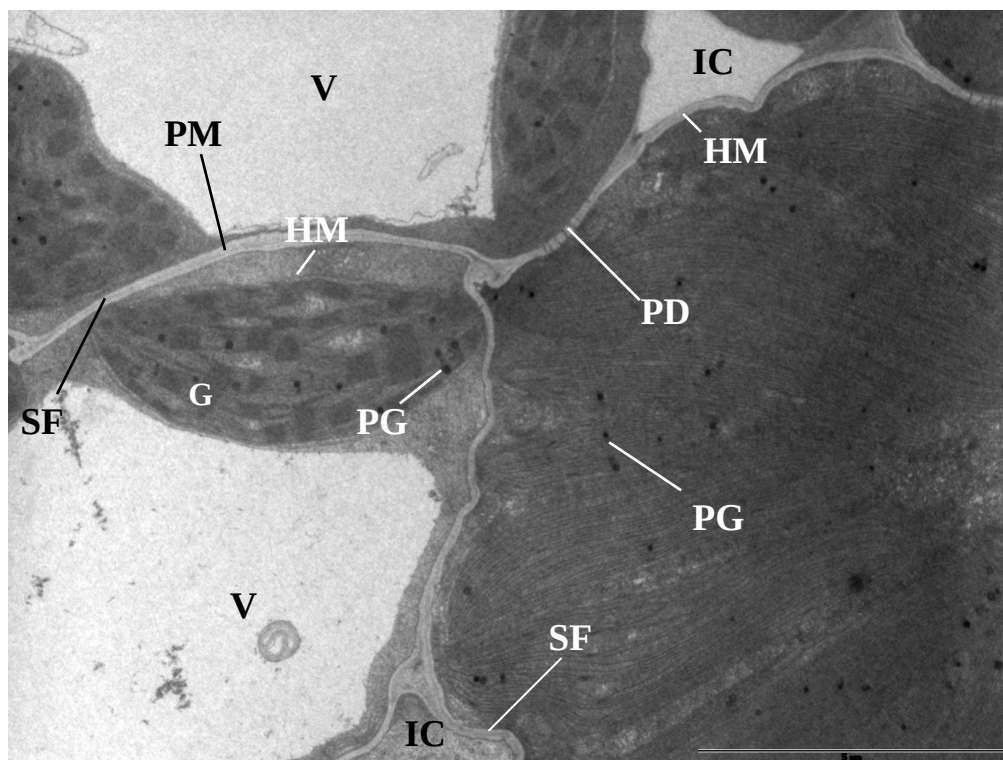
A mikroszkópos vizsgálathoz azokat a kezeléseket választottam ki, amelyeknél a fiziológiai vizsgálatok indokolták a részletesebb anatómiai vizsgálatokat. Mivel a két vizsgált növény eltérően reagált a kezelésekre, ezért olyan kezeléseket választottunk ki, melyek mind a két kísérleti növénynél hasonló eredményt adtak. A SPAD-érték alakulását és a száraz tömeget vettem figyelembe, mint közös fiziológiai mutatókat.

A különböző kezelések nemcsak a SPAD-értékre lehettek hatással, hanem a kloroplasztisz struktúrájára is. A környezeti stresszorok hatásai a növényi sejtek szerkezeti és funkcionális változásaiban nyilvánulnak meg (Čiamporová and Mistrik, 1993). A füstgázpor és a köszörűiszap nehézfém-tartalma sejt vagy szerv szinten is

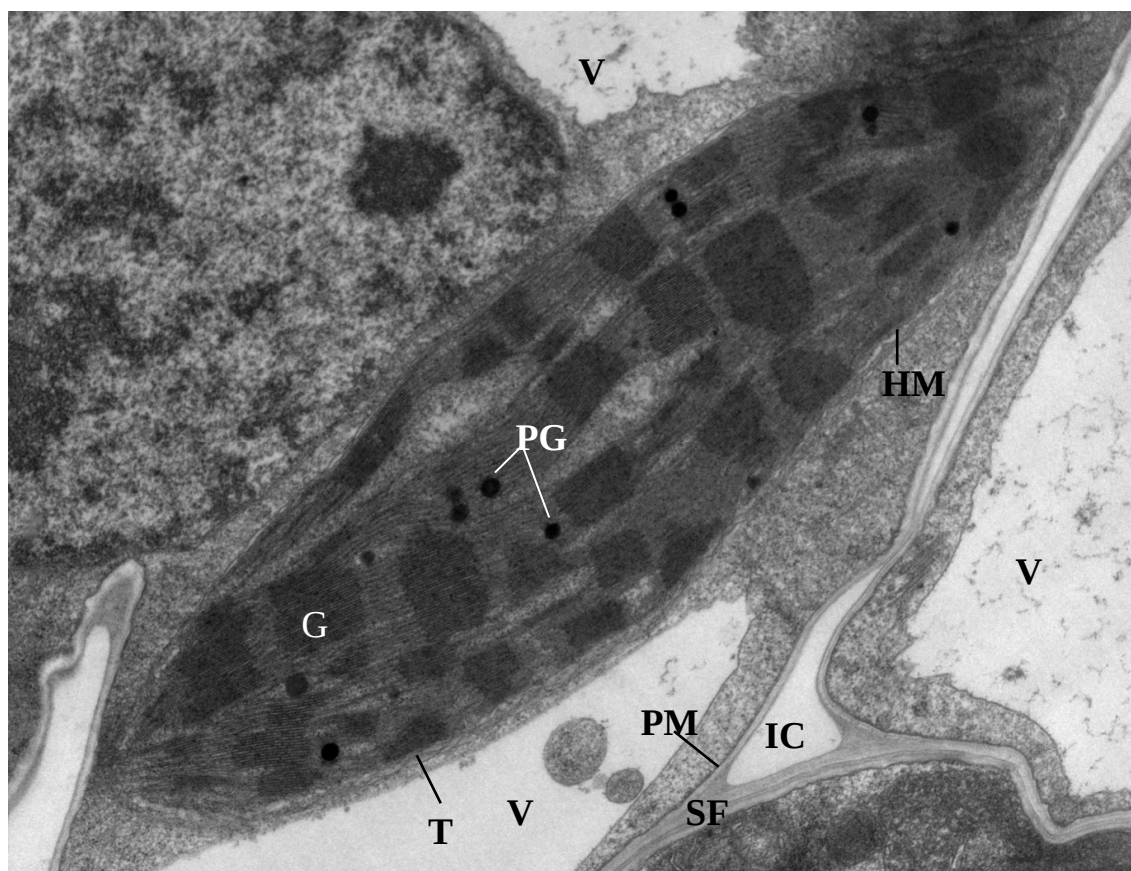
károsíthatja a növényt (Eleftheriou et al., 1993). A stressz körülményekhez alkalmazkodott kloroplasztisz a megnövekedett SPAD-érték magyarázata is lehet. Ugyanis a fotoszintetikus folyamatok erre specializálódott sejtorganeliumokban, a kloroplasztiszokban mennek végbe. A legtöbb magasabb rendű növény kloroplasztiszai lencse alakúak. A magasabb rendű növényeknél több száz kloroplasztisz is található egy mezofillum sejtben (Butterfass, 1979). A kloroplasztisz mérete és felépítése eltérő fajonként, melyekre a környezeti tényezők is hatással vannak (Heitz, 1936). Egyes kutatók szerint a kloroplasztisz nem mindig aktív fotoszintetikus, így a pisztáciában vagy a trópusi hüvelyesben az *Inga*-ban, a limeban, az avokádóban, a kiwiben, a görögdinnyében stb. (Possingham et al., 1980).

A kloroplasztiszokat kettős membrán határolja, melyen belül a teret a sztróma tölti ki. A sztrómába ágyazva helyezkedik el a kloroplasztisz belső membránrendszere, melyet tilakoidmembránok alkotnak. A tilakoidmembránok helyenként szorosan egymáshoz tapadva hozzák létre a gránumot. Egy-egy gránumhoz több sztrómatilakoid is csatlakozik spirociklikus elrendeződésben. A kloroplasztisz tilakoidjai összefüggő üregrendszert képeznek, melyet lumennek nevezünk. A külső és a belső borítómembrán 6 nm vastagságú, melyek között 10-20 nm széles rés található. A belső borítómembrán szabályozza a kloroplasztiszokba és a kloroplasztiszokból történő metabolitok transzportját, míg a külső borítómembrán erősen permeábilis igen sok kis molekulatömegű anyagra nézve. A kloroplasztisz sztróma tartalmazza a szén-dioxid redukció (Calvin-ciklus) enzimeit és egyéb enzimeket is. Itt található a kloroplasztisz DNS is. Ezeken kívül a sztrómában található a keményítőszemcsék és a plasztoglobulusok is. A kloroplasztiszokban nappal felhalmozódó fotoszintetikus keményítő éjjel transzlokálódik.

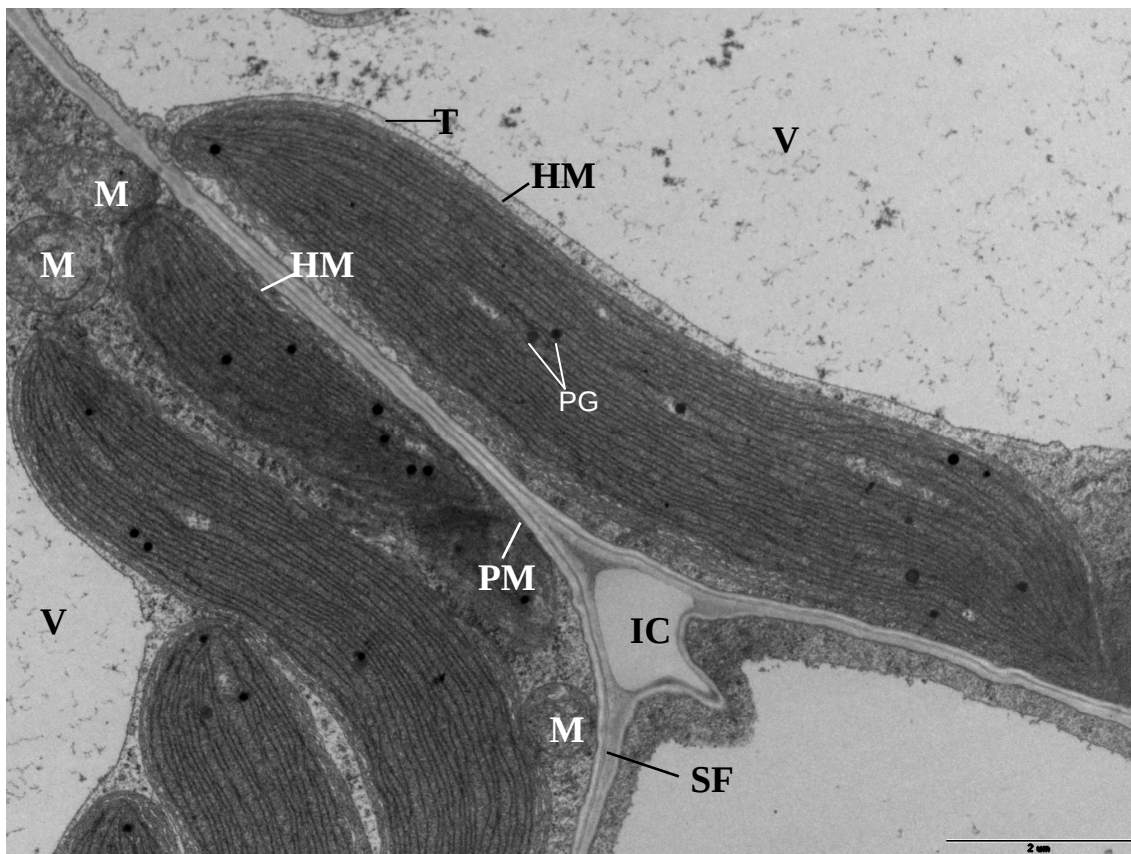
Morfológiai és biokémiai vizsgálatok kimutatták, hogy a gránumokban kapcsolt, valamint a nem kapcsolt sztrómatilakoidok struktúrája és összetétele különböző (Láng, 1998).



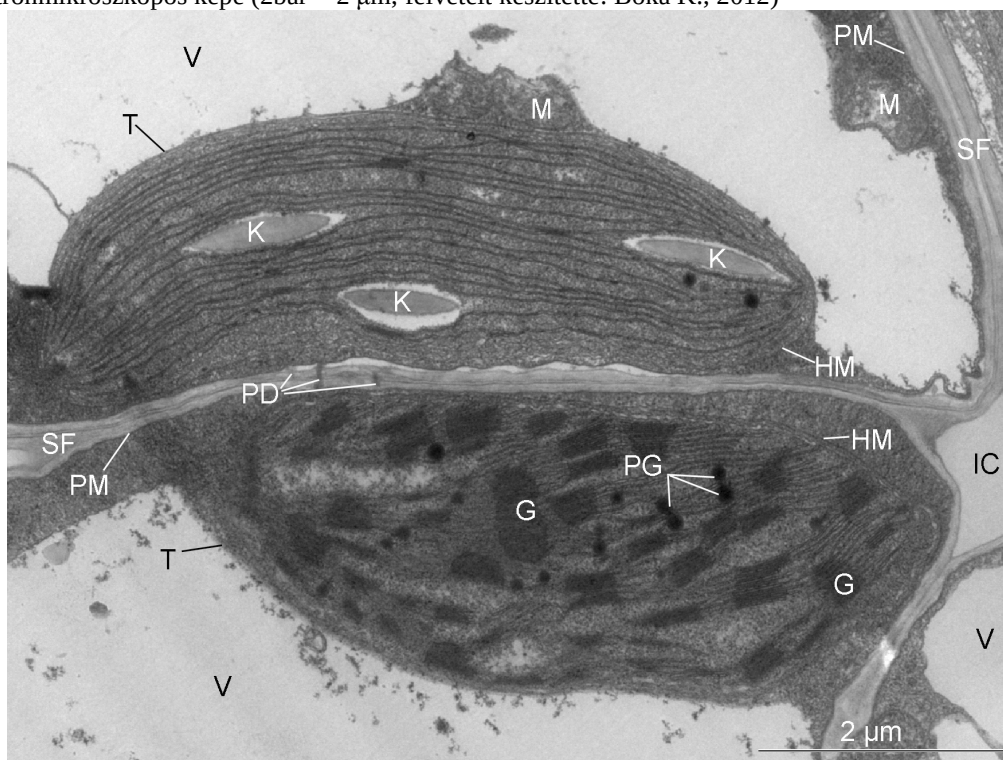
60. ábra: 11 napos kontroll kukorica mezofillum és nyalábhüvely sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (bar = 1 μ m); felvételt készítette: Bóka K., 2012) Alkalmazott jelölések: V: vakulum, T: tonoplaszt, M: mitokondrium, K: keményítő, G: gránium, PD: plazmodezma, SF: sejtfal, PM: plazmamembrán, HM: határoló membrán, PG: plasztoglobulus, IC: intercelluláris járat.



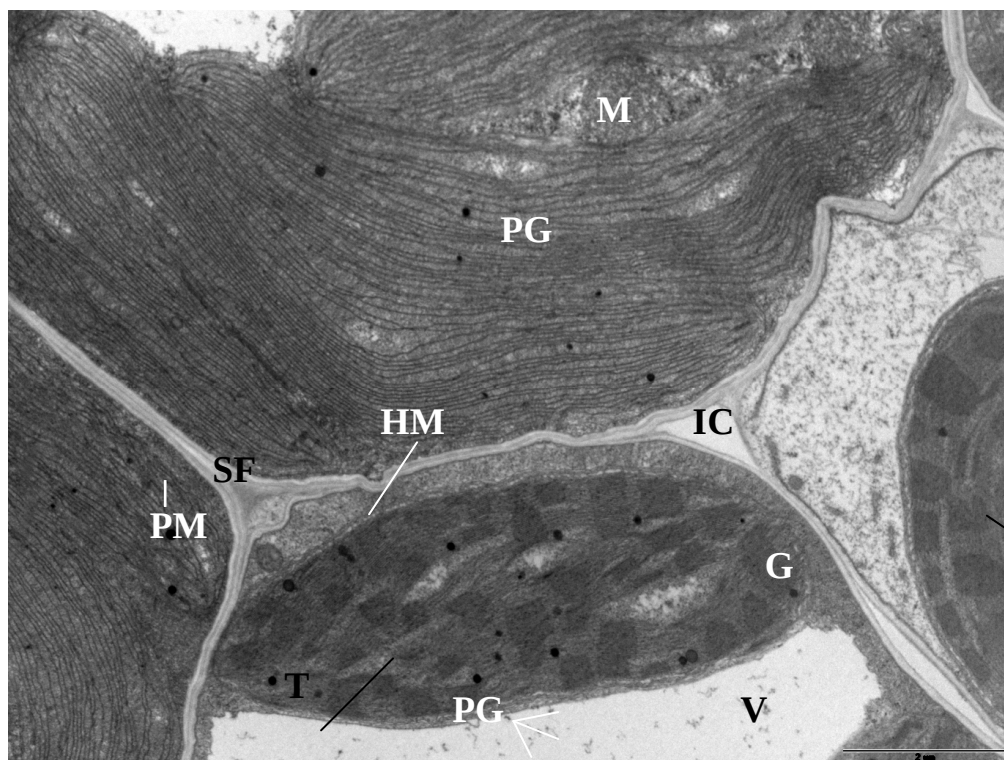
61. ábra: 11 napos kompozttal kezelt kukorica mezofillum sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (bar = 1 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



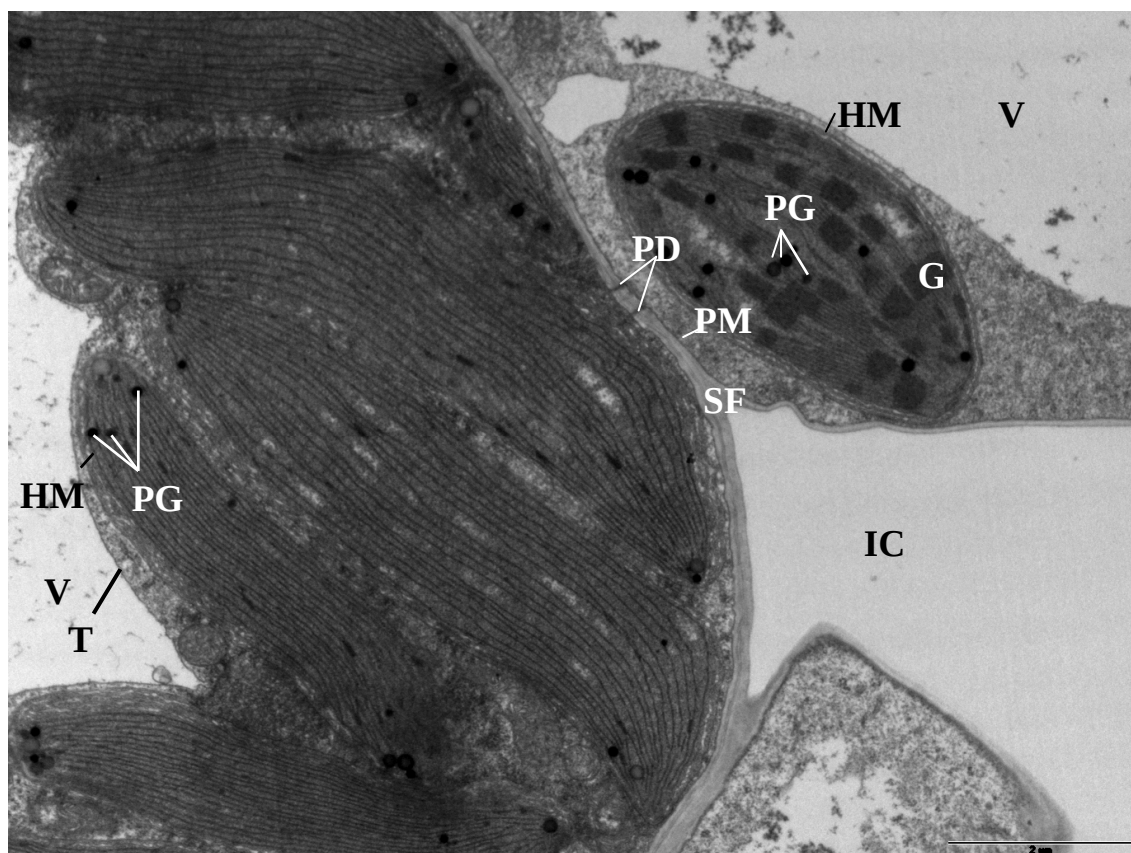
62. ábra: 11 napos komposzttal kezelt kukorica nyalábhüvely sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



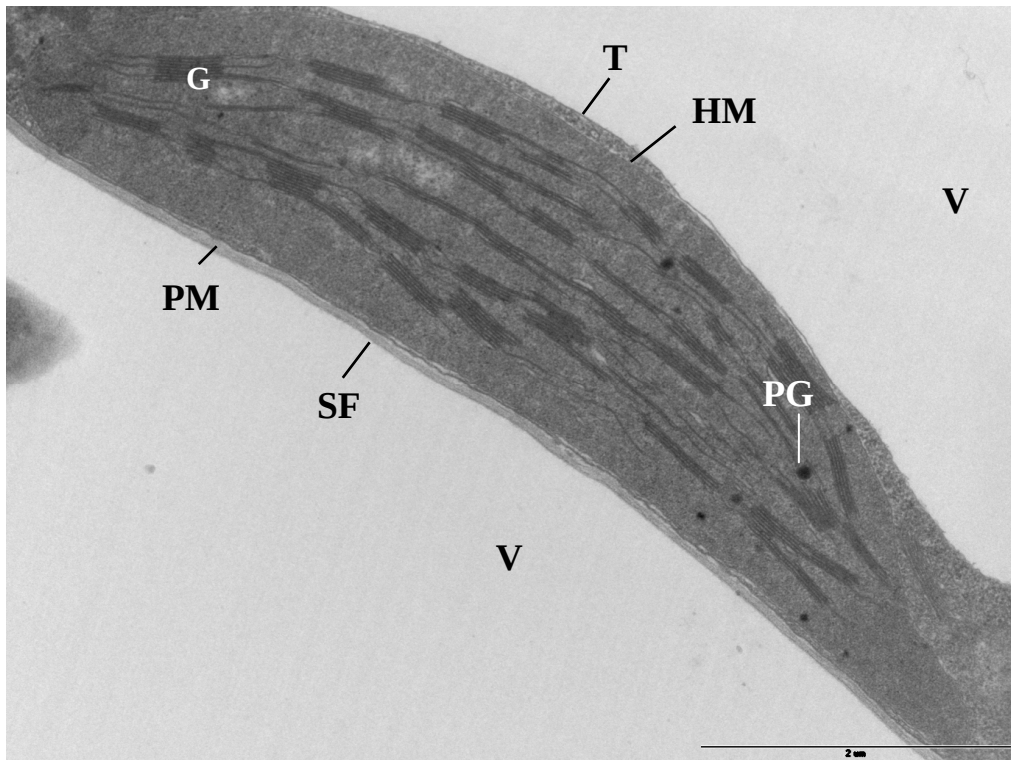
63. ábra: 11 napos füstgáz porral kezelt kukorica mezofillum és nyalábhüvely sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



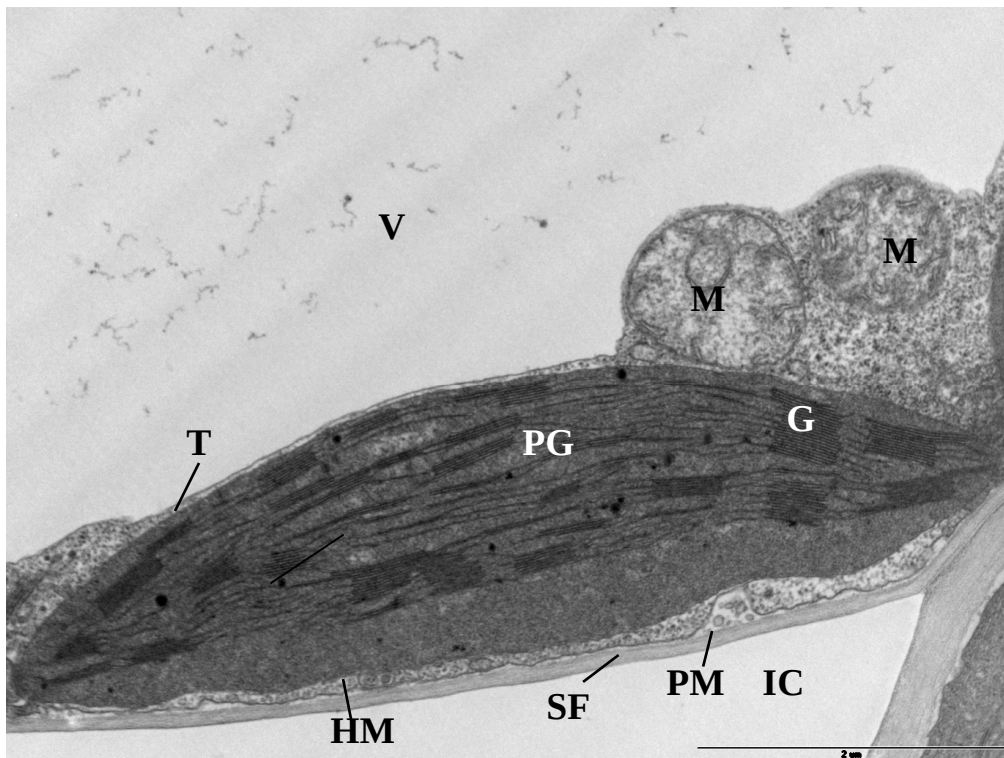
64. ábra: 11 napos kőszőrűiszap kezelt kukorica mezofillum és nyalábhüvely sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



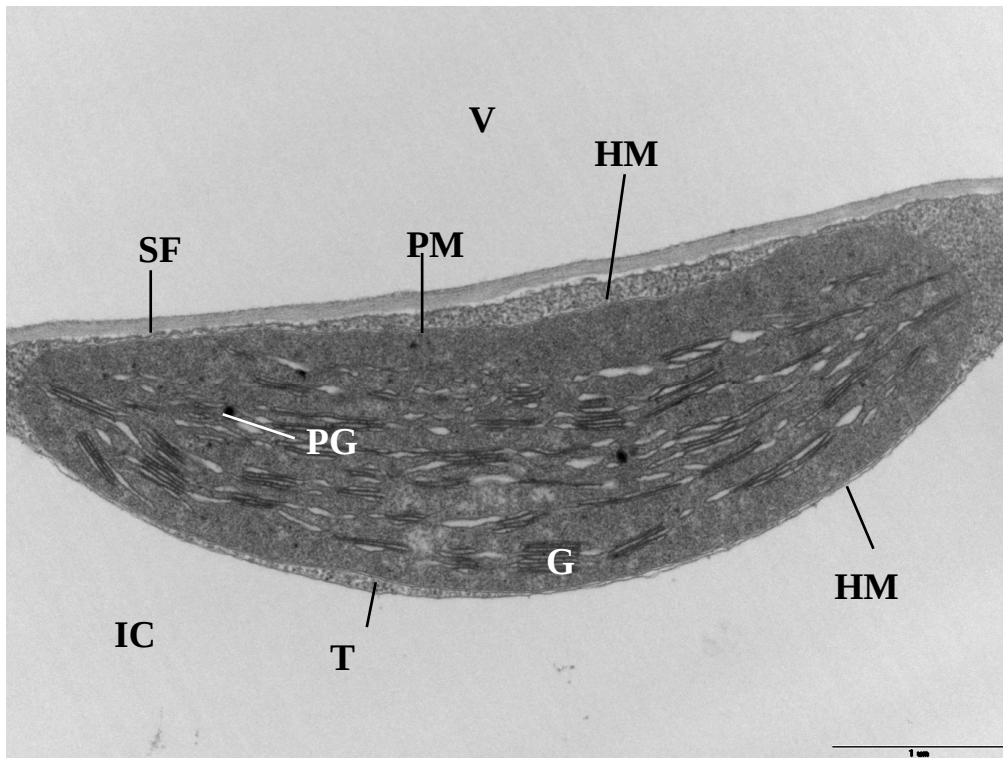
65. ábra: 11 napos extrudált mákgubóval kezelt kukorica mezofillum és nyalábhüvely sejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



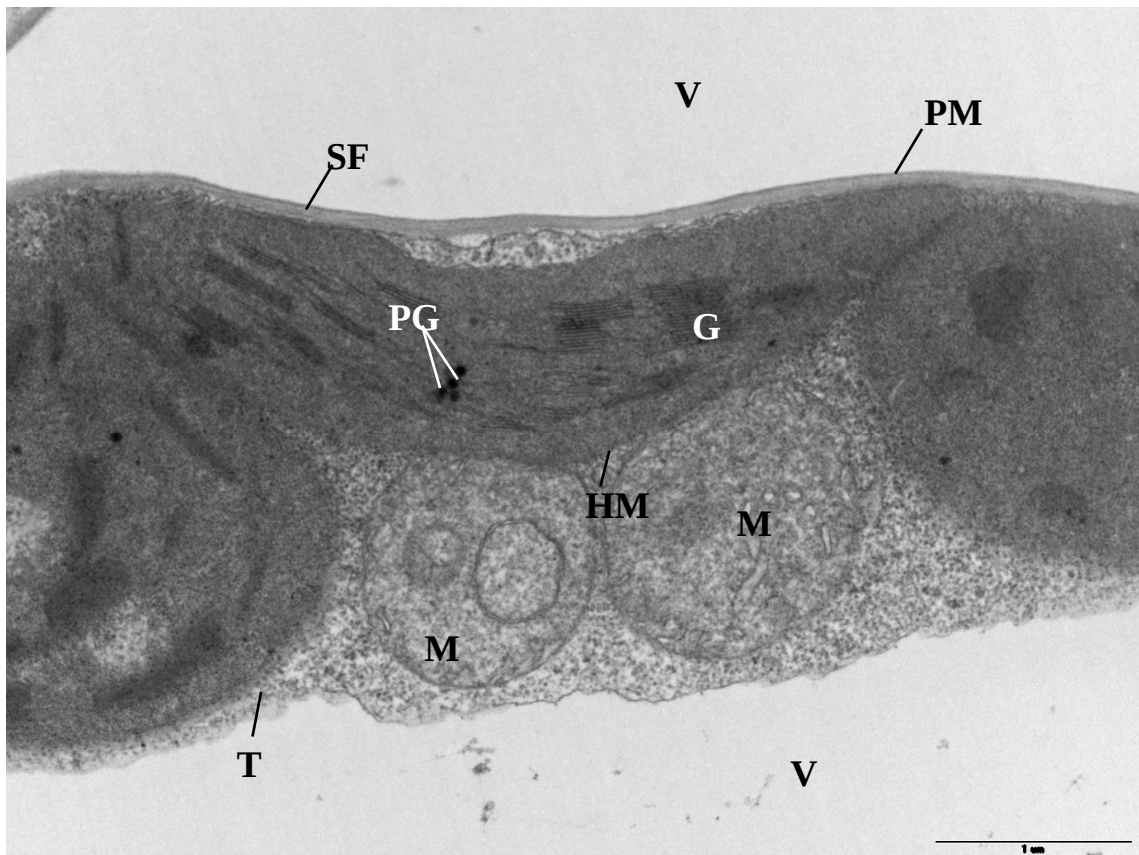
66. ábra: 15 napos kontroll napraforgó mezofillumsejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



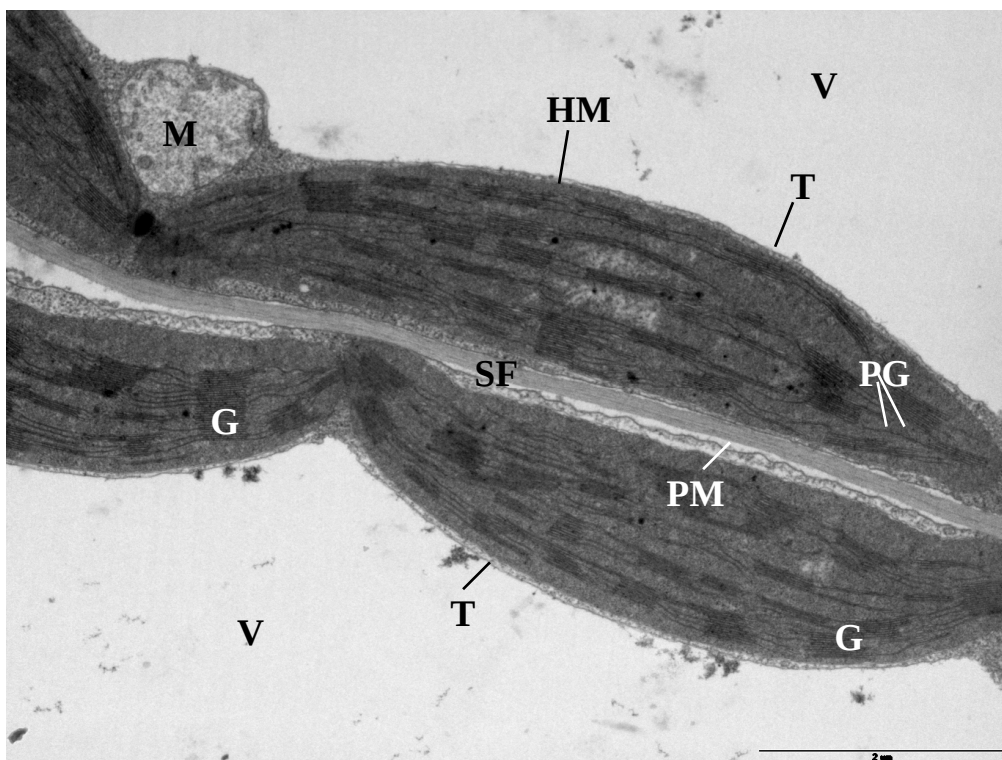
67. ábra: 15 napos komposzttal kezelt napraforgó mezofillumsejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2 bar = 2 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



68. ábra: 15 napos füstgáz porral kezelt napraforgó mezofillumsejt kloroplasztizának elektronmikroszkópos képe (bar = 1 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



69. ábra: 15 napos köszörűiszappal kezelt napraforgó mezofillumsejt kloroplasztizának elektronmikroszkópos képe (bar = 1 μ m; felvételt készítette: Bóka K., 2012)



70. ábra: 15 napos extrudált mákgubóval kezelt napraforgó mezofillumsejt kloroplasztiszának elektronmikroszkópos képe (2bar = 2μm; felvételt készítette: Bóka K., 2012)

A kontroll kukorica elektron-mikroszkópos képe megfelel egy optimális körülmények között nevelt növény képének. Elváltozások nem láthatók rajta. A tillakoid membránjai fejlettek, a sztróma homogén (60. ábra). Komposzt-kezelésnél, kontrollhoz hasonló nagy plasztisz méret figyelhető meg (61-62. ábra). A füstgáz poros kezelésnél a tillakoidban kis tágulatok vannak, valamint keményítő felhalmozás látható. Feltételezhetően azért, mert sérült a fotoszintetikus keményítő lebontásának enzimrendszere és a transzportja is, így a keményítő ideiglenesen felhalmozódott. Az endoplazmatikus retikulum több rétegűvé vált és kiszélesedett. Ennél a kezelésnél is tillakoid tágulatok láthatók, melyeket a 63. ábra is szemléltet. A köszörűiszap és az extrudált mákgubó kezelésekre szintén több endoplazmatikus retikulum figyelhető meg (64-65. ábra).

A kontroll napraforgó kloroplasztiszainak elektronmikroszkópos képe az optimális körülményeket szemlélteti (66. ábra).

Komposzt-kezelésnél a mitokondriumok nem elég jó állapotúak, a mitokondrium puffadt és gyűrű alakú. A peroxiszóma mérete nagyobb, mint a kontrollnál és lazább szerkezetű. A kloroplasztiszok szerkezete a kontrollhoz hasonló. Sok az endoplazmatikus retikulum (67. ábra).

Füstgázpor kezelésnél a plasztiszok nagy részében a tillakoidok tágulása figyelhető meg. A kloroplasztiszok lekerekedettek, mely stressz-állapotjelző lehet. A kloroplasztis gránumai nem egy síkban állnak. A plasztoglobulosok feketék és picik. A szerkezeti kép megfelel egy fiatal növényének, de a plasztiszok „szétziláltak” (68. ábra).

Köszörűiszap kezelésnél a plasztisz tillakoid rendszerének eltolódása figyelhető meg. A tillakoid nem „puffadt” fel, kevés gránumot tartalmaz. A sejtorganellumok, kloroplasztiszok eloszlása nem egyenletes. A mitokondriumban belső „mag” található (69. ábra).

Az extrudált mákgubó-kezelésnél a plasztiszok a kontroll növényéhez hasonlóak. Jelentős elváltozások nem láthatók (70. ábra).

A napraforgó kloroplasztiszának strukturális változására a köszörűiszap volt a legnagyobb hatással. Ennél a kezelésnél figyeltem meg leginkább a kloroplasztisz szerkezetének változását. Ezt követi a füstgázporos kezelés, ahol a legnagyobb tágulatok láthatók a tillakoidban. A komposztkezelésnél kisebb változások voltak megfigyelhetők, míg az extrudált mákgubó-kezelésnél a kontrollhoz hasonló képet kaptunk.

5. A DOLGOZAT RÖVID ÖSSZEGZÉSE

5. 1. A vizsgált melléktermékek hatása a mustár csírázására

A mustár az egyik legérzékenyebb növényünk, ezért toxicitási vizsgálatokban általánosan használt. Az 123. táblázatban foglaltam össze a füstgázpor, a szennyvíziszap-komposzt, az extrudált mákgubó, a szennyvíziszap, a köszörűiszap és a mésziszap hatását a mustár csírázására.

123. táblázat: A vizsgált anyagok (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) hatása a mustár csírázására, $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

		Kezelések		
Mérési napok	Kontroll	Füstgázpor	Komposzt	Extr. mákgubó
Csírázási %				
2.	25,67±8,74	1,67±1,53**	25,00±16,64	42,67±2,52*
3.	56,00±6,66	1,67±0,00**	57,67±8,74	64,34±0,58
4.	68,33±7,02	1,67±0,00*	68,67±6,43	72,01±3,21
5.	79,00±8,62	1,67±0,00	73,34±3,06	76,68±3,06

Kezelések			
Mérési napok	Szennyvíziszap	Köszörűiszap	Mésziszap
Csírázási %			
2.	63,67±1,53**	4,67±2,08*	3,67±1,15*
3.	84,34±2,52	9,67±1,00**	3,67±0,00**
4.	86,67±1,53	13,00±2,08	3,67±0,00*
5.	89,00±2,52	17,00±3,46	5,00±0,58

A csírázási százalék a szennyvíziszapnál volt a legmagasabb. A második mérési napon az extrudált mákgubónál és a szennyvíziszapnál mért csírázási százalék meghaladta a kontroll értéket. A vizsgálat során a csírázási százalékon kívül vizsgáltam a csírázási erélyt is, mint az egyik legfontosabb értékmérő tulajdonságot. Az extrudált mákgubó esetében 166 %-kal, a szennyvíziszapnál 258 %-kal volt nagyobb a csírázási erély. A fokozott csírázási erély azt jelenti, hogy a magvak túlnyomó része hamar és egy időben csírázik, ami a kelést is egyidejűvé teszi, aminek eredményeképpen a növényállomány is kiegyenlített lesz, ez pedig megkönnyíti bármely szántóföldi kultúra munkálatait. A füstgáz por és a mésziszap vizsgálatokor minimális csírázást tapasztaltam, ezen anyagok vizsgálatokor gátolt volt a csírázás. Ezt követően vizsgáltam az alkalmazott anyagok vizes szűrletének hatását a csírázási százalékra. Az eredményeket a 124.

táblázat mutatja be. A szűrletek vizsgálatakor a csírázási százalékok több esetben javultak. A füstgázpornál, a komposztnál, a köszörűiszapnál, a mésziszapnál nőtt a csírázási százalék, amikor a vizsgált anyagok szűrletén csíráztattam a magvakat. Míg a szennyvíziszapnál csökkent a csírázási százalék.

124. táblázat: Különböző kezelések hatása a mustár csírázására, a felsorolt anyagok szűrletének felhasználásával, $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

Kezelések				
Mérési napok	Kontroll	Füstgázipor	Komposzt	Extr. mákgubó
Csírázási %				
2.	19,00±16,64	4,00±5,20	20,67±11,02	8,00±9,54
3.	31,33±9,24	8,33±1,53***	38,67±3,61	13,67±3,06
4.	52,33±2,00	12,33±2,00	61,67±7,55	32,00±6,66
5.	62,66±4,16	20,00±0,58	68,34±4,93	43,67±2,31
6.	70,99±6,43	27,67±0,58	75,01±4,93	55,34±2,31

Kezelések			
Mérési napok	Szennyvíziszap	Köszörűiszap	Mésziszap
Csírázási %			
2.	11,67±5,51	13,33±7,02	32,67±2,52
3.	19,67±0,00**	23,00±2,08	50,00±3,06
4.	30,34±2,31	31,67±7,51	66,67±5,03
5.	37,34±0,00	38,67±1,00	74,34±4,04
6.	52,34±8,66	50,00±2,89	79,67±4,16

5. 2. A vizsgálat anyagok szűrletének vizsgálata

5. 2. 1. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények elemfelvételére és elemmegoszlására

Bármely elem fiziológiai hatása akkor közvetlen, amennyiben azt a növény felveszi, és ez bekerül az élő sejtbe. A felvett ionokat a növény a hajtás különböző részeibe szállítja a transzspirációs árammal. A toleráns növényekre jellemző, hogy a számukra veszélyt jelentő elemeket az anyagcseréjükben kirekesztik, azáltal, hogy kiválasztják azokat a vakuólumba. Az érzékeny növények viszont még a gyökereikből sem minden esetben tudják a toxikus elemeket elszállítani. A gyökérben felhalmozódva képesek a membránfunkciók megváltoztatására, de több esetben ozmotikus problémát is okozhatnak.

Vizsgálataimat kukorica és napraforgó növényekkel végeztem, mivel az egy- és kétszikűek tápanyagfelvételében, a felvétel mechanizmusában jelentős különbségek vannak.

A 125-126. táblázatokban a vizsgált elemek koncentrációi láthatók a kukorica hajtásában és gyökerében a vizsgált anyagok szűrletével való kezelés hatására.

125. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek szűrletének hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica hajtásában (mg kg^{-1})

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	23,07± 13,80	10.604,33± 569,19	71,86± 11,49	76.739,67± 4.488,16	2.302,66± 170,05	10.249,00± 1.441,71	2.524,33± 319,78
Füstgázpor	27,96± 15,42	9.088,67± 749,71	70,10± 12,32	64.964,33± 6.808,21	1.858,00± 235,84	7.527,00± 275,77	2.689,00± 235,07
Komposzt	20,83± 8,00	9.683,67± 354,48	73,80± 9,70	65.551,33± 1.451,67	2.265,00± 125,21	12.292,00± 1.402,90	3.509,00± 307,04
Extr. mákgubó	14,60± 4,00	7.930,33± 68,21	60,20± 14,68	77.889,66± 8.152,61	2.015,33± 271,92	11.331,33± 1.336,86	3.765,66± 784,10
Szennyvíziszap	13,29± 6,01	10.693,00± 617,04	63,60± 3,20	84.928,33± 4.030,81	2.444,00± 40,92	11.429,00± 353,20	4.089,33± 305,51
Köszörűiszap	17,46± 11,07	7.757,66± 413,67	63,60± 18,16	51.221,00± 514,74	1.976,00± 47,67	8.481,00± 573,00	3.641,33± 337,12
Mésziszap	10,57± 1,70	9.172,00± 125,33	57,43± 3,50	78.496,67± 1.745,61	2.115,33± 102,12	9.587,00± 323,13	3.012,00± 173,69

126. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek szűrletének hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica gyökerében (mg kg^{-1})

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	38,65± 10,96	11.967,33± 762,14	264,33± 80,00	63.865,33±2.344,80	5.224,66±310,41	10.313,33±2.345,33	7.604,66±429,33
Füstgázpor	255,33±158,41	12.991,67± 685,05	1.986,00± 9,89	46.702,67±1.149,23	4.147,66±368,07	4.202,00± 475,17	9.541,00±445,67
Komposzt	1.486,00±290,46	11.018,33± 548,33	1.051,33± 38,91	61.347,67± 647,33	5.544,66±341,33	12.678,33± 380,26	12.681,00±548,47
Extr. mákgubó	126,00± 4,24	7.075,33±3.417,36	247,00± 29,69	43.223,00±1.408,00	3.269,66±678,32	11.489,50± 460,17	11.951,00±501,89
Szennyvíziszap	242,66± 35,81	11.294,66± 460,96	357,33± 17,21	65.470,33±4.691,69	5.760,33±187,88	8.885,00± 798,74	12.062,66±144,09
Köszörűiszap	442,00±371,93	4.460,46± 279,33	1.313,50±310,42	19.626,67±1.743,67	1.598,66±105,37	9.379,00± 610,34	7.323,50±954,85
Mésziszap	717,00±135,33	11.880,33± 398,86	602,33± 80,62	61.838,33±1.901,64	4.991,33±195,17	9.349,00± 272,94	9.645,00±132,72

Az alumíniumot kivéve a többi vizsgált elem koncentrációja nagyobb volt a kontroll növények hajtásában, mint a füstgázpor-szűrlettel kezelnél. Az Al-koncentrációját 18 %-kal növelte a füstgázpor-szűrlet kezelés, a kontrollhoz viszonyítva. A kontroll kukorica gyökerében a K, Mg és P koncentrációja nagyobb, mint a kezelt kukorica gyökerében mért érték. A többi elem közül legnagyobb mértékben az Al és a Fe koncentrációja nőtt a kezelés hatására.

A hajtásban mért ion koncentrációkban nem volt lényeges eltérés a kontroll és a szennyvíziszap-komposzttal kezelt növények között. Bár a kálium, a foszfor és kén koncentrációja magasabb volt a kezelt növények hajtásaiban.

Sajátos különbség mutatkozik a kén koncentrációjában. A kezelés hatására a kén mennyisége jelentősen nőtt a gyökérben. A kén és vas koncentrációjának együttes növekedése alapján feltételezhető a ferredoxinhoz kötött reakciók intenzitás emelkedése.

Az extrudált mákgubó és annak szűrlete „természet közeli” melléktermék, magas szerves anyag tartalommal. Ennek tulajdonítható, hogy a tápelemek felvételében, szállításában és megoszlásában nem tapasztaltam rendkívüli különbségeket. A kén hajtásba irányuló szállítása a kontroll és a kezelt növényeknél is korlátozott volt, míg a káliumé kifejezetten intenzív. A különbség oka a két tápelem ionjának eltérő töltésére vezethető vissza, ugyanis a kálium-ion pozitív töltése miatt a membrán transzportja egyszerűbb mechanizmus szerint történik, mint a negatív töltésű szulfát ionoké.

A szennyvíziszap szűrletével kezelt növények hajtásaiban megnőtt a K, a P és a S koncentrációja, míg a gyökerekben az alumínium, a vas és a kén koncentrációja emelkedett számottevően. A hajtásba irányuló K-transzport intenzívebb volt a kezelt növényeknél. Ebben az esetben is szembetűnő a kezelt növények gyökereinek magas Al koncentrációja, ami a kontroll értéket meghaladó Fe-koncentrációval társul.

A ként kivéve a többi vizsgált elem koncentrációja nagyobb volt a kontroll növények hajtásában, mint a köszörűiszap-szűrlettel kezeltben. A kén koncentrációja 44 %-kal nőtt köszörűiszap-kezelés hatására a kukorica hajtásában.

A gyökérben az alumíniumot és a vasat kivéve csökkent az elemek koncentrációja. Ugyanakkor a kezelt növények gyökereiből a felvett ionok nagyobb arányban szállítódtak a hajtásba. Ez feltűnő a kálium esetében, amikor a kezelt növények gyökereiben mért K koncentráció közel háromszorosa volt a hajtásban, míg a kontroll növényeknél a hajtás kálium koncentrációja 20 %-kal haladta csak meg a gyökérét. A

vas és az alumínium párhuzamos koncentráció emelkedése a kezelt növények gyökereiben, ennél a kezelésnél is szembetűnő volt.

Az Al koncentrációja ugyan megemelkedett a mésziszap-szűrlet kezelés hatására, azonban ez a megemelkedett Al koncentráció sem tekinthető rendkívülinek. Magasabb volt a kén koncentrációja is a kezelt növények hajtásában. A gyökerekben sajátosan alakultak a vizsgált elemek koncentrációi. Szinte valamennyi elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására, viszont többszörösére emelkedett a vas és az alumínium koncentrációja. A két elem rendszeresen tapasztalt párhuzamos koncentráció emelkedése a gyökerekben nem tekinthető véletlennek, hiszen szinte kivétel nélkül minden kezelés hatására tapasztaltam. A tudomány jelenlegi ismeretei hiányosak a vas és az alumínium interakciójáról. Kizárható az a feltevés, hogy egymás oxidáltsági fokát meghatározzák, ugyanis az Al nem változó értékű. Feltételezhető, hogy az Al a membránszerkezetre, az enzimaktivitásra, esetleg a Fe-transzporterekre gyakorol hatást. A megfigyelésem azért is érdekes, mert a savas esőknek tulajdonított erdőpusztulások mögött több esetben a fák fokozott Al-felvételét tették felelőssé. Amennyiben ez fokozott vas felvétellel is járt, úgy a fák gyökereinek magas redukciós kapacitása esetén a vas kétértékű vassá redukálódott, ami viszont nagy mennyiségben toxikus, mert szabad gyökök képződését generálja. Az alumínium és a vas interakciójának, esetleges szinergizmusának későbbi tanulmányozásával közelebb juthatunk a talajok alacsony pH-ja miatt bekövetkező erdőpusztulások okának felderítéséhez.

A 127-128. táblázatokban a vizsgált elemek koncentrációi láthatók a napraforgó hajtásában és gyökerében a vizsgált anyagok szűrletével való kezelés hatására.

A kontroll napraforgó hajtásában – az alumíniumot és a kalciumot kivéve – a vizsgált elemek nagyobb koncentrációban voltak. A vas koncentrációja 22 %-kal csökkent füstgázpor-szűrlet kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva. A napraforgó gyökerében a füstgázpor-szűrlet hatására nőtt az Al, Fe és K-koncentrációja. A hajtás és a gyökér eltérő elemtartalma egyrészt a gyökerekben történő akkumulációra, másrészt a gyökérből a hajtásba irányuló transzport gátlására utal.

A kalciumot kivéve a komposzt-szűrlettel kezelt növények hajtásaiban magasabb elemtartalmakat mértem. A gyökérben a vas, az alumínium és a kén és magnézium koncentrációja jelentősen meghaladta a kontroll értékeket. A vas és az alumínium koncentrációjának párhuzamos emelkedése kérdéseket vet fel, amelyekre a válasz a vas membrán transzportjának, a vas és az alumínium kölcsönhatásának vizsgálatával lehet majd megadni. A kén koncentrációjának emelkedése a ferredoxinhoz kötött, míg a

magas magnézium koncentráció az ATP-hez kötött foszforilálási reakciók intenzitásának növekedését feltételezi. Az intenzív tápanyagfelvétel nagy energiaigényét a kináz típusú reakciók fedezik.

Az extrudált mákgubó kezelés a gyökerekben eredményezett számottevő eltéréseket. Az Al koncentrációja többszöröse volt a kezelt gyökerekben a kontrollhoz képest, miközben a vas koncentrációjában nem volt lényeges különbség. Ugyanakkor a vas hajtásba irányuló transzportja kifejezetten gátolt volt a szűrlettel kezelt növényeknél. A gyökerekben lévő vas mintegy 1/5-e szállítódott a hajtásba, míg a kontroll növényeknél ez az arány 1/4. A vas xylem transzportja számos tényező függvénye. A szállítás kétértékű vas formában, főként citromsavhoz kötötten történik. Ez a kukoricánál számos előfeltételhez kötött. A kukorica a vasat mugeinsav, vagy hidroxámsav típusú szerves anyagokhoz kötötten háromértékű kationként veszi fel. A membrán transzportot követően redukálnia kell a gyökérben, majd citromsavhoz kötötten szállítódik a hajtásba. A gyökér redukációs kapacitásának csökkenése, vagy a kellő mennyiségű citromsav hiánya a transzport folyamatot akadályozza.

A napraforgó hajtásában a vizsgált elemek - kivéve Al - koncentrációja csökkent szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására. A legnagyobb csökkenés a kalcium és a kálium koncentrációjában következett be. Ezzel ellentétben, a gyökérben az Al, Fe, Mg és S koncentrációja emelkedett a kezelés hatására. A gyökerek magas alumínium és vas koncentrációja ebben az esetben egy sajátos szinergizmust feltételez.

A közsörűiszap-szűrlet kezelés hatására az alumínium koncentrációja megközelítőleg duplájára nőtt a hajtásban. Növekedett még a Fe, Mg és P koncentrációja is, igaz, kisebb mértékben. A napraforgó gyökerében az Al és a Fe koncentrációja szintén a duplájára nőtt a kezelés hatására. Ez a növekedés a más kezeléseknél tapasztaltakhoz viszonyítva mérsékelt, de tendenciájában illeszkedik a korábbi megfigyelésemhez. Nőtt még a Ca, a Fe és a K koncentrációja is. A hajtás és a gyökér eltérő elemtartalma egyrészt a gyökerekben történő akkumulációra, másrészt a gyökérből a hajtásba irányuló transzport gátlására utal.

A napraforgó hajtásában az Al koncentrációja megközelítőleg 3-szor volt nagyobb, mézsiszap-szűrlet hatására, mint a kontroll hajtásban. Jelentős mértékben nőtt még a Ca és a S koncentrációja is a kezelés hatására. A gyökérben mért elemkoncentrációk általában meghaladják a kontroll értékeket. Ez ismételten a vas és az alumínium esetében jelentős. Feltűnő a Ca rendkívül intenzív hajtásba irányuló szállítása, ami egy hídképző tulajdonsággal rendelkező ion esetén figyelemreméltó, mint ahogyan az is,

hogy a sejt optimális belső Ca-ion koncentrációja 0,1 mM. A magnézium esetében is hasonló, intenzív transzportot feltételezek, azonban a magnézium fiziológiai funkciói lényegesen eltérnek a kalciumétól.

127. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek szűrletének hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó hajtásában (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	5,72± 0,34	28.133,33±2.183,33	177,33± 1,52	44.366,33±5.392,00	3.788,33±862,00	4.455,00±736,81	4.640,00± 458,38
Füstgázpor	12,87± 6,25	29.100,00± 981,33	91,63±14,29	43.015,00± 521,33	3.430,33±123,33	3.925,33±552,67	3.2687,00± 506,30
Komposzt	15,30± 4,10	26.401,33± 245,67	129,66±15,56	51.177,67±1.514,61	4.1194,00±241,33	5.152,66±269,41	5.811,66±242,86
Extr. mákgubó	8,17± 0,53	24.786,00± 305,47	90,73± 6,83	44.169,50±1.635,54	3.693,00±140,29	4.595,66±256,05	4.405,50± 546,59
Szennyvíziszap	7,44± 1,90	23.959,67± 359,33	111,00± 8,71	38.632,00± 152,67	3.356,00±155,33	3.999,50± 77,07	4.387,00± 483,66
Köszörűiszap	11,29± 2,14	27.613,00± 647,33	133,50±31,31	55.638,00± 541,67	3.990,33±135,33	4.596,33±324,15	4.523,66± 525,01
Mésziszap	16,53± 2,47	34.021,67± 777,00	164,00±26,28	40.078,67± 655,00	3.827,00±115,33	5.428,50±706,39	7.676,00± 28,28

128. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek szűrletének hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó gyökerében (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	22,75± 1,91	3.902,66± 241,33	454,33± 51,08	58.219,67± 455,25	2.953,00± 89,57	7.148,33±778,99	5.708,00± 4,24
Füstgázpor	106,00± 1,41	3.745,33± 48,23	4.681,00±263,04	84.413,33±4.541,67	1.327,66±213,33	4.108,50±342,94	4.709,33±210,07
Komposzt	857,50±58,68	3.082,00± 154,33	1.074,50± 51,61	42.299,67±2.412,67	6.373,33±347,33	6.104,66± 84,76	7.396,50±641,35
Extr. mákgubó	813,50±31,63	3.159,50± 185,96	463,50± 4,94	53.388,50± 71,41	3.158,50±306,17	7.779,50±654,07	6.383,00±597,88
Szennyvíziszap	326,50±20,51	3.389,33± 151,21	887,33± 16,86	43.415,00± 417,12	5.672,00±541,33	6.324,66±150,50	5.951,33±603,37
Köszörűiszap	53,63± 8,61	4.532,33± 214,67	1.151,33± 64,78	65.281,00± 621,51	1.572,00± 54,13	6.522,66±594,39	4.447,66±339,53
Mésziszap	478,50±28,99	3.918,33± 313,00	863,00± 25,45	54.876,67±2.395,00	3.610,00± 81,21	8.286,00±411,53	7.288,00±171,56

5. 2. 2. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények száraz tömegére

A számszerűsítéshez mértem a növények szárazanyag felhalmozását. Méréseim eredményét a 129. táblázatban mutatom be.

129. táblázat: A különféle kezelések hatása (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica száraz anyag felhalmozására (g növény⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

Kezelések	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,318± 0,11	0,101± 0,05
Füstgázpor	0,212± 0,08*	0,068± 0,03*
Komposzt	0,309± 0,13	0,086± 0,02
Extr. mákgubó	0,323± 0,07	0,081± 0,00
Szennyvíziszap	0,411± 0,10*	0,121± 0,04*
Köszörűiszap	0,216± 0,02	0,057± 0,03*
Mésziszap	0,362± 0,02	0,104± 0,01

Füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a hajtás és gyökér száraz tömege szignifikánsan csökkent. A csökkenés mögött a megnövekedett Al-felvételt feltételezem. A hajtás száraz tömege 34 %-kal, a gyökéré 33 %-kal csökkent a kontrollhoz viszonyítva.

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege nem csökkent szignifikánsan. A hajtás száraz tömege megközelítőleg 3 %-kal, míg a gyökér száraz tömege 17 %-kal csökkent. A gyökér száraz tömegének nagyobb mértékű csökkenésének szintén a gyökérben felhalmozódott nagyobb Al koncentráció lehet az oka.

Extrudált mákgubó-szűrlet hatására nőtt a hajtás és csökkent a gyökér száraz tömege. A gyökér száraz tömegében bekövetkezett csökkenés magyarázata megegyezik a korábban leírtakkal.

A szennyvíziszap-szűrlet kedvező hatással volt a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömeg gyarapodására. Az eredmények szignifikánsak. A hajtás száraz tömege nagyobb mértékben növekedett, mint a gyökéré. Ez magyarázható a hajtás megnövekedett K-tartalmával.

Köszörűiszap-szűrlet hatására csökkent a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege. Ez a csökkenés a gyökérnél kifejezettebb volt. A növekedésgátlás komplex okokra vezethető vissza. Feltételezem, hogy a kezelés hatására bekövetkezett mérsékelt

száraz anyag akkumuláció mögött az anyagcsere általános zavara, ezen belül a nehézfémek toxikus hatása lehet.

130. táblázat: A különféle kezelések hatása (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó száraz anyag felhalmozására (g növény⁻¹) n=9± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Kezelések	Hajtás	Gyökér
Kontroll	0,960± 0,16	0,210± 0,04
Füstgázpor	0,722± 0,05*	0,190± 0,03**
Komposzt	1,030± 0,16*	0,220± 0,04
Extr. mákgubó	0,840± 0,05	0,160± 0,01**
Szennyvíziszap	1,030± 0,36	0,210± 0,02
Köszörűiszap	0,601± 0,0***	0,124± 0,03***
Mésziszap	0,880± 0,02	0,180± 0,01**

A napraforgó hajtásának száraz tömege megközelítőleg 25 %-kal, a gyökér száraz tömege 10 %-kal szignifikánsan csökkent füstgázpor-szűrlet hatására (130. táblázat). A gyökerek száraz tömegének csökkenése bár szignifikáns, de a gyökerekben felhalmozódott jelentős ion-koncentráció nem eredményezte a gyökerek elhalását.

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege nőtt. A hajtásnál a növekedés szignifikáns. A napraforgó száraz anyag felhalmozására a komposzt-szűrlet kedvezőbben hatott, mint azt a kukorica esetében tapasztaltam. A különbség részben a két növény eltérő tápanyag-felvételi mechanizmusával magyarázható. A másik lehetséges ok a napraforgó intenzívebb növekedése a mintavétel időszakában. Ekkor ugyanis a komposzt szűrlet a magasabb tápanyag szolgáltatása miatt jobban ki tudta elégíteni a fokozottabb tápanyagigényt, ami előnyösen hatott a szárazanyag felhalmozásra is. Ezt támasztja alá a gyökér morfológiájának a megváltozása is.

Az extrudált mákgubó szűrlettel kiegészített tápoldaton nevelt napraforgó hajtások és gyökerek szárazanyagtömege csökkent.

Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a napraforgó hajtásának száraz tömege 7 %-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva, míg a gyökér száraz tömege megegyezik a kontrolléval.

Szembetűnő azonban, hogy a gyökerek száraztömegének azonossága úgy alakult ki, hogy a kezelt növények szinte minden vizsgált elemből kevesebbet tartalmaztak, mint a kontroll növény.

A napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan csökkent köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására. A gyökerek száraz tömegének csökkenése bár

szignifikáns, de a gyökerekben felhalmozott jelentős ion-koncentráció nem eredményezte a gyökerek, vagy gyökér részek elhalását.

Mésziszap-szűrlet hatására csökkent a napraforgó hajtásának és gyökerének száraz tömege. A gyökér tömegében bekövetkezett csökkenés kifejezettebb volt.

5. 2. 3. A vizsgált anyagok szűrletének hatása a tápoldaton nevelt növények SPAD-értékére

A kezelések hatással voltak a száraz anyag felhalmozásra, ami mögött a fotoszintetikus aktivitás illetve a klorofill tartalom változását feltételeztem. Méréseim szerint a kezelések befolyásolták a klorofill tartalmat (131. táblázat).

131. táblázat: A különféle kezelések hatása (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, méziszap) a kukorica relatív klorofill tartalmára (SPAD-érték) $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

2. levél			
Kezelések	6. napon	9. napon	11. napon
Kontroll	38,14 $\pm$ 4,95	48,20 $\pm$ 2,85	49,31 $\pm$ 5,12
Füstgázpor	36,53 $\pm$ 7,74	40,42 $\pm$ 5,35*	44,71 $\pm$ 4,72*
Komposzt	41,26 $\pm$ 5,82	43,07 $\pm$ 4,68*	47,37 $\pm$ 3,60
Extr. mákgubó	34,57 $\pm$ 5,83	41,51 $\pm$ 4,27*	41,07 $\pm$ 4,83*
Szennyvíziszap	34,07 $\pm$ 7,75	47,27 $\pm$ 4,08	47,92 $\pm$ 4,10
Köszörűiszap	34,39 $\pm$ 8,74***	36,81 $\pm$ 5,47	36,52 $\pm$ 2,73***
Mésziszap	38,10 $\pm$ 4,78	44,05 $\pm$ 2,08	47,40 $\pm$ 2,86***
3. levél			
Kezelések	6. napon	9. napon	11. napon
Kontroll	30,06 $\pm$ 6,06	43,43 $\pm$ 2,49	45,87 $\pm$ 1,98
Füstgázpor	32,41 $\pm$ 6,99	37,46 $\pm$ 5,54**	42,55 $\pm$ 3,15**
Komposzt	32,11 $\pm$ 6,86	38,85 $\pm$ 3,50**	44,83 $\pm$ 3,27
Extr. mákgubó	29,69 $\pm$ 7,04	41,34 $\pm$ 3,42	42,48 $\pm$ 4,49*
Szennyvíziszap	32,13 $\pm$ 5,19	41,77 $\pm$ 4,60	46,75 $\pm$ 4,30
Köszörűiszap	26,63 $\pm$ 6,93	36,27 $\pm$ 1,83***	35,10 $\pm$ 3,57***
Mésziszap	33,69 $\pm$ 3,64	42,88 $\pm$ 3,39	47,71 $\pm$ 1,62***

A füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a kukorica második levelében mért SPAD-érték az összes mérési napon csökkent. A 9. napon 17 %-kal, a 11. napon 10 %-os szignifikáns csökkenés figyelhető meg. A kukorica harmadik levelében a SPAD-érték a 6. napon emelkedett, míg a 9. és a 11. napon szignifikánsan csökkent. A SPAD-érték csökkenés a szintézis bonyolult biokémiai folyamatainak károsodására utal. A hajtás vas tartalmában

alig volt különbség a kontroll és a kezelt növények között, míg a Mg-tartalom jelentősen csökkent a kezelés eredményeként.

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték – a 6. napot kivéve – csökkent. Az eltérések a kontroll és a kezelt növények SPAD-értékében nem lényegesek, bár néhány esetben szignifikánsak. A SPAD-érték csökkenése harmonizál a szárazanyag felhalmozás eredményeivel is.

Extrudált mákgubó-szűrlet kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték minden mérési napon csökkent. A csökkenés néhány esetben gyenge szignifikanciát mutat. A SPAD-értékben mért csökkenés, illetve a szárazanyag tartalom csökkenése között szoros összefüggés van. A SPAD-érték csökkenése a hajtás Fe, valamint Mg-tartalmában bekövetkezett csökkenés eredménye lehet.

Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-értékre – két esetet kivéve – csökkent.

A köszörűiszap-szűrlet kezelés minden mérési időpontban mindkét levél SPAD-értékét csökkentette. A SPAD-érték csökkenés a szintézis bonyolult biokémiai folyamatainak károsodására utal. A kezelt növények hajtásainak vas és magnézium tartalmában bekövetkezett csökkenés is hatással lehet az alacsonyabb SPAD-értékekre. A mérési eredmények egy kivétellel szignifikánsak voltak.

A SPAD-érték valamennyi mérési napon alacsonyabb volt a mésziszappal kezelt növények 2. levelében. A 11. napon bekövetkezett csökkenés volt szignifikáns. Ezzel ellentétben a fiatalabb levél SPAD-értéke a 6. és a 11. napon nőtt a kontrollhoz képest. A SPAD-értékben csak az utolsó mérési napon mértem szignifikáns értékeket. A 2. levélnél csökkenést, míg a 3. levélnél emelkedést tapasztaltam. A változások azonban nem voltak olyan nagyok, hogy érdemben megváltoztatták volna kukorica szárazanyag felhalmozását.

A 132. táblázat a napraforgó SPAD-értékeit mutatja be.

A SPAD-érték csökkenése a pigment tartalom mérséklődésére vezethető vissza. Ennek oka a kezelt növények hajtásainak alacsonyabb magnézium és vas koncentrációja.

Füstgázpor-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték az összes mérési napon csökkent, a kontrollhoz viszonyítva. A 13. és a 15. napon szignifikáns volt a csökkenés.

Komposzt-szűrlet kezelés hatására a napraforgó SPAD-értéke minden mérési napon csökkent. Ezek a csökkenések nem voltak szignifikánsak.

132. táblázat: A 10, 13 és 15 napos napraforgó relatív klorofill tartalmának alakulása a különböző kezelések hatására (Spad-érték) $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

napraforgó első levelében mért relatív klorofill tartalom (Spad Units)			
Kezelések	10.napon	13.napon	15.napon
Kontroll	47,57 $\pm$ 1,93	50,63 $\pm$ 1,34	50,33 $\pm$ 0,40
Füstgáz	46,12 $\pm$ 0,86	46,48 $\pm$ 2,15***	44,47 $\pm$ 3,44***
Komposzt	46,78 $\pm$ 1,34	49,87 $\pm$ 0,64	50,02 $\pm$ 1,28
Ext.mákgubó	45,50 $\pm$ 2,92	48,04 $\pm$ 0,88**	47,68 $\pm$ 0,97**
Szennyvíziszap	46,71 $\pm$ 3,09	48,36 $\pm$ 0,95**	48,88 $\pm$ 0,11
Köszörűiszap	44,20 $\pm$ 1,11**	46,89 $\pm$ 0,78***	47,52 $\pm$ 0,45***
Mésziszap	44,45 $\pm$ 0,68**	45,54 $\pm$ 0,47***	46,35 $\pm$ 1,43***

Extrudált mákgubó-szűrlet kezelés hatására a SPAD-érték mérsékelt csökkenését eredményezte valamennyi mérési napon. A tapasztalt csökkenés és a kezelt növények szárazanyag felhalmozásának csökkenése között szoros összefüggést feltételezek. A SPAD-érték csökkenése a szárazanyag felhalmozás mérséklődésében mutatkozott meg. Szennyvíziszap-szűrlet kezelés hatására az összes mérési napon csökkent a SPAD-érték. A 13. napon a csökkenés szignifikáns volt. Ez ellentmondásban van a hajtás növekedett száraz tömegével. A SPAD-érték csökkenése a pigment szintézisének mérséklődésére vezethető vissza. Ennek oka feltételezésem szerint a kezelt növények hajtásainak alacsonyabb magnézium és vas koncentrációja lehet.

A SPAD-érték mind a három mérési napon szignifikánsan csökkent – megközelítőleg 3 Spad egységgel a kontrollhoz képest, köszörűiszap-szűrlet kezelés hatására. Ez a csökkenése a pigment tartalom mérséklődésére vezethető vissza. Kétségtelen, hogy a kezelés csökkentette a SPAD-értékeket, de még így is magasak. Önmagában a SPAD-érték csökkenéséből nem feltétlenül következne a szárazanyag felhalmozás általam mért mérséklődése.

A mésziszap-szűrlet hatására bekövetkezett SPAD-érték csökkenés a fotoszintetikus pigment tartalom mérséklődésére vezethető vissza. Ez összhangban van a hajtás csökkent szerves anyag felhalmozásával is. A hajtásban mért Fe és Mg koncentrációja nem csökkent a kontroll értékhez képest, de feltehetőleg mérséklődött a fotoszintetikus apparátus hatékonysága.

5. 3. A vizsgált anyagok hatása a kísérleti növények fiziológiai paramétereire

5. 3. 1. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények elemfelvételére és elemmegoszlására

A 133-134. táblázatokban a vizsgált elemek koncentrációi láthatók a kukorica hajtásában és gyökerében a vizsgált anyagokkal való kezelés hatására. Füstgázporkezelés hatására a vizsgált elemek koncentrációja csökkent a kukorica hajtásában – kivéve a vasat, ahol kis növekedés tapasztaltam. A legnagyobb csökkenés a foszfornál volt. A hajtás Al-koncentrációja megközelítőleg felére csökkent a füstgázporkezelésnél.

133. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica hajtásában (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	67,60± 2,54	8.006,50± 147,78	92,70± 3,12	80.074,00±5.593,21	2.003,50±132,23	13.987,00± 38,18	3.507,50± 77,07
Füstgázpor	30,50± 3,60	6.307,66± 280,01	95,73± 4,51	49.838,67±1.049,86	1.744,33± 61,13	3.590,60±243,60	2.478,30± 83,96
Komposzt	18,50± 8,34	6.479,00± 497,33	137,00± 9,89	67.856,00±1.431,09	1.755,00±356,38	11.769,50±881,60	3.218,50±615,00
Extr. mákgubó	10,05± 0,30	74.656,00± 329,36	76,15± 6,05	37.820,50±1.450,33	1.218,00±340,82	7.500,50±237,17	2.198,00±150,12
Szennyvíziszap	13,80± 0,95	9.884,00± 393,25	152,50± 0,71	101.446,00±4.621,65	2.606,00± 60,81	15.770,50±651,24	4.854,00± 77,78
Köszörűiszap	6,59± 0,73	11.245,65± 674,35	53,72± 1,98	22.205,08± 991,68	1.516,78±122,29	5.990,80±491,21	2.066,20± 48,27
Mésziszap	3,11± 0,41	5.339,76± 251,38	25,42± 1,63	10.527,71± 835,07	711,34± 18,02	2.812,90±253,59	975,20± 43,28

134. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica gyökerében (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	49,75± 3,04	7.773,50± 43,13	117,00± 7,07	51.065,50±1.898,58	4.714,50± 86,97	5.412,50± 85,18	10.469,50± 12,02
Füstgázpor	89,90± 7,23	83.937,00±6.485,33	1.017,00± 45,30	9.471,00± 143,67	1.108,00± 81,23	2.426,00± 46,20	5.324,00± 76,54
Komposzt	108,85±20,01	6.983,00± 237,72	240,00± 22,62	52.323,50±3.988,78	3.794,00±506,28	5.940,50± 53,88	10.512,50±182,99
Extr. mákgubó	450,50±31,42	8.142,50± 195,86	594,50± 18,18	48.986,00±5.279,25	4.404,00±226,27	6.453,00± 65,91	10.790,00± 69,74
Szennyvíziszap	92,25± 1,06	5.311,50± 252,59	284,00± 4,24	41.211,50±2.502,95	2.947,50±314,66	4.020,00± 88,12	8.891,50± 74,28
Köszörűiszap	39,25± 5,16	2.461,00± 41,01	58.508,50±678,11	57.169,50±3.851,61	865,50± 6,36	14.613,50±210,02	4.562,50± 53,03
Mésziszap	161,50± 0,71	2.444,00± 0,00	1.075,50± 53,03	65.881,00±2.818,52	962,30± 10,61	4.911,50± 75,66	5.254,00± 65,05

A Ca koncentráció emelkedése számos kérdést vet el. A citoszól normális Ca-koncentrációja 1 mM. Ezt, az optimálisnak tartott Ca-koncentrációt a sejtek a Ca aktív kiválasztásával tartják fent. Az tény, hogy az általunk kimutatott Ca koncentráció magába foglalja a sejtekben és az apoplazmában található Ca mennyiséget, de feltételezem, hogy a kezelés hatására a citoszól Ca tartalma is megemelkedett. Ezt a megemelkedett mennyiséget viszont a gyökér sejtjei már képtelenek voltak kiválasztani, feltehetően azért, mert nem állt rendelkezésre a gyökerekben a szükséges energia (ATP) mennyisége.

A táblázat adatai a transzportfolyamatokkal kapcsolatosan nyújtanak érdekes információkat. A kálium hajtásba irányuló transzportja a kontroll és a szennyvíziszapkomposztal növényeknél is rendkívül intenzív volt. Ezt tapasztaltam a foszfor esetében is. A vas és az alumínium „együttmozgása” itt is tapasztalható, bár az értékek nem olyan kifejezetten magasak, amilyeneket a korábbi méréseknél tapasztaltunk. A foszfor és kálium magasabb koncentrációja a hajtásban, az intenzív szénhidrát anyagcserére enged következtetni.

A kukorica hajtásában az összes vizsgált elem koncentrációja csökkent extrudált mákgubó kezelés hatására. Ez a csökkenés annak ellenére következett be, hogy a kezelt növények gyökereinek elemkoncentrációja kifejezetten magas volt. Ez a megfigyelés ismételten a transzportfolyamatok jelentőségére hívja fel a figyelmet. A kontroll növényeknél intenzívebb a hajtásba irányuló ion transzport, ami kifejezetten jelentős a kálium esetében.

A gyökerekben az Al és Fe koncentráció emelkedése szembetűnő, és további kérdéseket vet fel. Mindkét ion pozitív töltésű, ezért az várható, hogy versenyeznek az apoplazmatikus tér és a plazmalemma negatív töltéshelyeiért. Versengés helyett, azonban sajátos „együtt mozgást” tapasztaltam. Tény, hogy méréseimben nem tudtam megkülönböztetni a külső térben kötött ionokat mennyiségét a sejtbe bejutó ionoktól, mindazonáltal feltételezhető, hogy az Al többsége extracelluláris, míg a Fe főként a sejten belül halmozódott fel. Ez a feltételezés is további vizsgálatokat igényel, ugyanis magyarázatot kell találni arra a kérdésre, hogy miként történhet intenzív Fe membrántranszport, a membrán szerkezetét lényegesen módosító, magas koncentrációjú Al-ionok jelenlétében.

A vizsgált elemek közül egyedül csak az Al koncentrációja csökkent szennyvíziszap kezelés hatására. Ami azért érdekes, mert a szennyvíziszapban jelentős mennyiségű Al található, de ezt a növény nem akkumulálta. Ennek függvényében a gyökér kontrollt

meghaladó Al-koncentrációja se mondható soknak. Legnagyobb mértékben a vas koncentrációja nőtt a kukorica hajtásában. A kukorica gyökerében a legtöbb elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására, miközben a hajtásban mért koncentrációk kontroll felettié váltak. Ez a kezelt növények intenzívebb hajtásba irányuló tápanyag szállítására hívja fel a figyelmet.

Köszörűiszap kezelés hatására a vizsgált elemek koncentrációja csökkent a kukorica hajtásában – kivéve a vasat, a magnéziumot és a kén, ahol kisebb növekedést tapasztaltam. A hajtás Al-koncentrációja megközelítőleg 8,5-szeresére csökkent a köszörűiszap kezelésénél.

A gyökérben mért vas koncentráció 432-szer volt nagyobb, mint a kontroll kukorica gyökerében. Ez a köszörűiszap rendkívül magas vastartalmával magyarázható – $683.000 \text{ mg kg}^{-1}$.

Mésziszap kezelés hatására – a kén kivéve – csökkent a vizsgált elemek koncentrációja a kukorica hajtásában. A legkifejezettebb csökkenést az Al-koncentrációjában tapasztaltam. Ezzel ellentétben a gyökér Al-tartalma megközelítőleg 4-szer volt nagyobb, mint a kontrollé. Az alumíniumhoz hasonlóan a Fe-koncentrációja is emelkedett. Feltehetően a két ion magas koncentrációja eredményezte más ionok csökkent mennyiségét a gyökérben.

A 135-136. táblázatokban a vizsgált elemek koncentrációi láthatók a napraforgó hajtásában és gyökerében a vizsgált anyagokkal való kezelés hatására.

A legtöbb elem koncentrációja csökkent füstgázpor kezelés hatására a napraforgó hajtásában. Az Al és a S koncentrációja emelkedett. A napraforgó gyökerében mért Ca koncentrációja megközelítőleg 44-szer nagyobb volt, mint a kontrollban. A többi vizsgált elem koncentrációja csökkent a kezelés hatására. A Ca magas koncentrációja számos kérdést vet fel. A lokalitás kérdését tartom a leglényegesebbnek. Nem valószínű, hogy az endogén Ca koncentráció a mért szintű lehet, miközben a vizsgálati növény nem pusztult el. Valószínű, hogy a Ca az intercelluláris és az intermicelláris terek negatív töltéshelyein kötődik. A plazmalemma szerkezetének zsugorításával, a permeabilitás csökkenésével a többi ion felvétele is akadályozott. Feltételezem, hogy az extrém magas Ca koncentrációra vezethető vissza a többi vizsgált ion alacsonyabb koncentrációja a kezelt növényekben.

A vizsgált elemek koncentrációinak alakulásában a legnagyobb eltérés a K és Ca felvételében, transzportjában és megoszlásában van, extrudált mákgubó kezelésénél. A kontroll növények hajtásba irányuló Ca szállítása rendkívül intenzív, aminek

eredményeként a hajtás Ca koncentrációja többszöröse a gyökérben mért koncentrációnak. A kezelt növényeknél a gyökér magas Ca tartalmának csak töredéke szállítódott a hajtásba, miközben a hajtás Ca koncentrációja kontroll alatti volt, de ez a különbség még mindig igen magas Ca szintet jelentett. Ezzel szemben a kezelt napraforgó gyökerének K koncentrációja jelentősen kisebb volt, mint a kontrollnál mért érték, miközben a kontroll és kezelt hajtások K koncentrációi gyakorlatilag megegyeztek. A K és Ca ion-antagonizmusa ismert jelenség, melynek sajátos megnyilvánulását tapasztaltam. A kontroll gyökerek magas K koncentrációja alacsony Ca tartalommal, míg a kezelt növényeknél a magas Ca alacsonyabb K koncentrációval párosult. A gyökerekben tapasztalt ionantagonizmus érdekes módon a hajtásokban már nem jelentkezett, ott feltűnő különbségek nem voltak a két elem koncentrációjában.

A szennyvíziszap kezelés a növény minden részében csökkentette a vizsgált elemek koncentrációját. A gyökerek ionfelvétele a Ca kivételével számottevően csökkent és a hajtásba irányuló transzport is csak a foszfor és a magnézium esetében volt intenzív. A kukoricával ellentétben az Al koncentrációja a napraforgó hajtásában és gyökerében is csökkent szennyvíziszap kezelés hatására. A szennyvíziszap alkalmazásánál vitatott téma annak nehézfém-tartalma. Az alumínium nem nehézfém, de fiziológiai hatása azonos a nehézfémekével. Bár a szennyvíziszap nagy mennyiségben tartalmaz alumíniumot, a napraforgó nem vette fel és nem is akkumulálta.

Köszőrűiszap kezelés hatására az összes elem koncentrációja csökkent a napraforgó hajtásában. A gyökérben a Ca, Fe, P és S koncentrációja emelkedett a kontroll értékhez képest. Akárcsak a kukoricánál, úgy a napraforgónál is rendkívül magas vaskoncentrációt mértem a gyökérben ($58.508 \text{ mg kg}^{-1}$). A kukoricánál említett fokozott vaskiválás a napraforgónál is látható volt. Feltehetően a vas az apoplazmatikus térben intenzíven és erősen kötődött. Az apoplazmatikus térben kötött nagy mennyiségű vas mindkét, egyébként eltérő vasszorbálási mechanizmussal rendelkező, növényenél megfigyelhető, így a vas erős kötődése nem az eltérő tápanyagfelvételi mechanizmusra, hanem inkább egy sajátos, de a két növényenél megegyező védekezési mechanizmusra lenne visszavezethető. Ebben az esetben tisztázandó kérdés, hogy miként halmozódhat fel az apoplazmában annyi negatív töltéshely, amely képes a rendkívül nagy mennyiségű vasat megkötni. A távolabbi munkára vonatkozó kérdés úgy is megfogalmazható, hogy létezik-e egy olyan vas toxicitást kivédő induktív mechanizmus, ahol az induktor a magas vas koncentráció, vagy, másképpen;

igazolható-e, hogy extrém magas Fe koncentrációnál fokozódik pl. a pektin bioszintézise?

A kétszikű és egyszikű növények tápanyagfelvétele között különbség van. Ennek ellenére a kukoricánál az Al és Fe közötti kölcsönhatásokra vonatkozó megállapítások a napraforgóra is érvényesek. Feltételezem, hogy ez a jelenség áll a gyökerek kontroll alatti K, Mg és P koncentrációi mögött. A hajtásba irányuló tápanyag transzport több elemnél is akadályozott volt.

135. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó hajtásában (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	12,70±1,55	33.816,50±2.843,77	137,00± 4,00	55.531,50±685,18	4.203,00±35,35	4.455,00±736,81	4.640,00± 458,38
Füstgázpor	23,85± 2,33	25.690,33± 910,75	97,70±10,32	55.066,50±1.709,07	4.198,50±197,28	4.006,00±50,63	4.772,50± 729,02
Komposzt	14,55± 0,21	27.672,00± 60,81	135,00± 4,58	55.066,50±1.709,07	4.198,50±197,28	15.522,50±481,53	5.441,00±3.169,71
Extr. mákgubó	17,15± 0,35	28.942,00± 210,71	139,50± 0,71	57.452,50± 3,53	4.020,50±139,30	15.844,50±672,45	5.392,00± 83,43
Szennyvíziszap	13,80± 0,95	98.840,00± 393,25	152,50± 0,71	101.446,00±4.621,65	3.693,00±140,92	11.429,00±353,20	4.089,33± 305,51
Köszörűiszap	11,29± 2,14	27.613,00± 647,33	133,50±31,31	55.638,00± 541,67	3990,33±135,33	4.596,33±324,15	4.523,66± 525,01
Mésziszap	16,53± 2,47	34.021,67± 777,00	164,00± 26,28	40.078,67± 655,00	3.827,00±115,33	5.428,50±706,39	7.676,00± 28,28

136. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációja (Al, Ca, Fe, K, Mg, K, S) különböző melléktermékek hatására (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó gyökerében (mg kg⁻¹)

Kezelések	Al	Ca	Fe	K	Mg	P	S
Kontroll	60,15± 0,21	2.420,50± 142,12	174,00± 2,82	66.463,50± 344,36	1.103,50± 4,95	7.733,00± 14,14	4.530,00± 62,23
Füstgázpor	56,90± 0,45	107.354,00±7.420,47	331,00± 15,20	9.871,00± 741,67	627,00± 24,13	1.428,00± 45,23	2.880,00± 45,87
Komposzt	49,64± 1,26	54.482,53±4.771,56	226,00±28,46	28.312,15± 679,72	701,89± 15,91	3.443,00±249,68	3.019,60±197,42
Extr. mákgubó	29,50± 7,84	64.627,04±4.346,51	187,20± 4,83	27.195,93±1.578,56	403,91± 21,41	3.146,40±419,56	1.608,50± 95,58
Szennyvíziszap	92,25± 1,06	5.311,50± 252,59	284,00± 4,24	41.211,50±2.502,98	2.947,50±314,66	4.020,00± 88,12	8.891,50± 74,28
Köszörűiszap	53,63± 8,61	4.532,33± 214,67	1.151,33±64,78	65.281,00± 621,41	1.572,00± 54,13	6.522,66±594,39	4.447,66±339,53
Mésziszap	478,50±28,99	3.918,33± 313,00	863,00±25,45	54.876,67±2.395,00	3.610,00± 81,21	8.286,00±411,53	7.288,00±171,56

5. 3. 2. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények száraz tömegére

Az 137. táblázatban a vizsgált melléktermékek kukorica száraz tömegére kifejtett hatását foglaltam össze.

137. táblázat: A különféle kezelések hatása (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a kukorica száraz anyag felhalmozására (g növény^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

Kezelések	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,199 \pm 0,02$	$0,064 \pm 0,01$
Füstgázpor	$0,128 \pm 0,02^{***}$	$0,023 \pm 0,00^{***}$
Komposzt	$0,254 \pm 0,03^{***}$	$0,064 \pm 0,01$
Mákgubó	$0,180 \pm 0,04$	$0,052 \pm 0,01$
Szennyvíziszap	$0,262 \pm 0,06^*$	$0,067 \pm 0,01$
Köszörűiszap	$0,282 \pm 0,03^{***}$	$0,066 \pm 0,01$
Mésziszap	$0,285 \pm 0,03^{***}$	$0,072 \pm 0,01$

A kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege szignifikánsan csökkent füstgázpor-kezelés hatására. Az oldalgyökök képződése erősen gátolt volt, ami egyrészt magyarázható a füstgázpor pH-emelő hatásával, másrészt a nem megfelelő tápelem-ellátással.

Komposzt kezelés hatásár a hajtás száraz tömege szignifikánsan nőtt, míg a gyökér száraz tömege a kontrollal megegyező volt.

Extrudált mákgubó kezelés hatására csökkent a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege. A csökkenés egy esetben se volt szignifikáns. A gyökér szárazanyag tartalmának csökkenése az Al magas koncentrációjával magyarázható. Egy másik magyarázat lehet, hogy a $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ arány kedvezőtlen a fiatal levelekben. Ha a vas a szövetekben oxidált állapotban van, oldhatatlan ferrifoszfát formájában kicsapódik és az anyagcserében nem vehet részt.

Szennyvíziszap kezelés hatására a kukorica hajtásának és gyökerének száraz tömege is nőtt. A hajtásnál szignifikáns volt a növekedés.

A köszörűiszap kezelés hatására nőtt a hajtás és a gyökér szárazanyag felhalmozása. A hajtásnál ez a növekedés szignifikáns volt. A mérési eredmények ellentmondásosak, ugyanis a szűrlet vizsgálatakor csökkenést tapasztaltam a vizsgált paraméterben. A köszörűiszap-szűrlet és a köszörűiszap eltérő hatása további vizsgálatokat igényel, de feltételezem, hogy a köszörűiszap oldékonysága a tápoldatban más lehet, mint a szűrlet készítéséhez használt desztillált vízben, illetve a köszörűiszap oldékonyságát módosíthatta a tápoldatban, a gyökök által kiválasztott szerves anyagok mennyisége.

A mésziszap kezelés hatására nőtt a hajtás és a gyökér szárazanyag felhalmozása. A hajtásnál ez a növekedés szignifikáns volt. A mérési eredmények megegyeznek a szűrlet vizsgálatakor tapasztaltakkal.

A füstgázpor hatására a napraforgó hajtásának és a gyökérének száraztömege is csökkent (138. táblázat). A csökkenés a hajtásnál kifejezettebb volt. A száraz tömegben bekövetkezett csökkenés egyik oka a tápoldat kezelés hatására megemelkedő pH-ja (Lee és Woolhouse, 1969a) ($11,40 \pm 0,56$), ami a füstgázpor pH emelő hatásával magyarázható. A másik ok pedig a gyökér magas Ca-koncentrációja (Lund, 1970).

138. táblázat: A különféle kezelések hatása (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) a napraforgó száraz tömegére (g növény^{-1}) $n=9 \pm \text{S.E.}$ Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Kezelések	Hajtás	Gyökér
Kontroll	$0,332 \pm 0,07$	$0,061 \pm 0,02$
Füstgázpor	$0,168 \pm 0,03^{***}$	$0,047 \pm 0,06$
Komposzt	$0,433 \pm 0,07^*$	$0,091 \pm 0,02^*$
Mákgubó	$0,373 \pm 0,07$	$0,074 \pm 0,02$
Szennyvíziszap	$0,431 \pm 0,07^*$	$0,089 \pm 0,01^{**}$
Köszörűiszap	$0,308 \pm 0,03$	$0,071 \pm 0,01$
Mésziszap	$0,447 \pm 0,08^*$	$0,116 \pm 0,03^{***}$

Komposzt-kezelés hatására a napraforgó hajtásának és gyökérének száraz tömege szignifikánsan nőtt. A hajtás száraz tömege 30%-kal, a gyökéré 49 %-kal, a kontrollhoz viszonyítva.

Extrudált mákgubó kezelés hatására nőtt a napraforgó hajtásának és gyökérének száraz tömege. A gyökér növekedése kifejezettebb volt.

A kukoricához hasonlóan a napraforgó hajtásának és gyökérének száraz tömege is nőtt szennyvíziszap kezelés hatására. A növekedések szignifikánsak.

Köszörűiszap hatására a napraforgó hajtásának száraz tömege csökkent, míg a gyökér tömege növekedett.

A napraforgó hajtásának és gyökérének száraz tömege szignifikánsan nőtt mésziszap hatására a kontrollhoz képest. A gyökér száraz tömege nagyobb mértékben nőtt, mint a hajtásé.

5. 3. 3. A vizsgált anyagok hatása a tápoldaton nevelt növények SPAD-értékére

A már korábban leírtak miatt a szerves anyag felhalmozás és a klorofill tartalom között kapcsolat van. Éppen ezért a kukorica második és harmadik levelében mértem a relatív klorofill tartalom változását a kezelés 6., 9. és a 11. napján (139. táblázat).

A kukorica második levelében mért SPAD-érték csökkent az összes mérési napon füstgázpor-kezelés hatására. A hatodik napon 2, a kilencedik napon 4, míg a tizenegyedik napon 8 Spad egységgel. A 9. és a 11. napon bekövetkezett csökkenés szignifikáns volt. A kukorica harmadik levelében mért SPAD-érték a 6. és a 9. napon csökkent, míg a 11. napon 1 Spad egységgel nőtt.

139. táblázat: A 6, 9 és 11 napos kukorica relatív klorofill tartalmának alakulása a különböző kezelések hatására (Spad-érték) $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

2. levél			
Kezelések	6. napon	9. napon	11. napon
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Füstgázpor	34,70 $\pm$ 3,82	33,34 $\pm$ 4,43*	30,36 $\pm$ 2,73***
Komposzt	39,42 $\pm$ 3,25	41,95 $\pm$ 3,83**	41,62 $\pm$ 2,70**
Extr. mákgubó	39,35 $\pm$ 3,56	42,30 $\pm$ 4,61**	39,49 $\pm$ 3,67
Szennyvíziszap	38,69 $\pm$ 2,11	43,67 $\pm$ 3,51***	43,79 $\pm$ 1,64***
Köszőrűiszap	43,10 $\pm$ 3,35***	48,68 $\pm$ 2,85***	46,35 $\pm$ 2,09***
Mésziszap	38,02 $\pm$ 1,39	42,81 $\pm$ 3,12***	43,92 $\pm$ 1,58***
3. levél			
Kezelések	6. napon	9. napon	11. napon
Kontroll	36,77 $\pm$ 3,35	37,27 $\pm$ 3,92	38,38 $\pm$ 2,31
Füstgázpor	34,70 $\pm$ 3,82	33,34 $\pm$ 4,43*	30,36 $\pm$ 2,73***
Komposzt	39,42 $\pm$ 3,25	41,95 $\pm$ 3,83**	41,62 $\pm$ 2,70**
Extr.mákgubó	39,35 $\pm$ 3,56	42,30 $\pm$ 4,61**	39,49 $\pm$ 3,67
Szennyvíziszap	38,69 $\pm$ 2,11	43,67 $\pm$ 3,51***	43,79 $\pm$ 1,64***
Köszőrűiszap	43,10 $\pm$ 3,35***	48,68 $\pm$ 2,85***	46,35 $\pm$ 2,09***
Mésziszap	38,02 $\pm$ 1,39	42,81 $\pm$ 3,12***	43,92 $\pm$ 1,58***

Komposzt-kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték mind a három mérési napon nőtt. Ezek a növekedések szinkronban vannak a hajtás száraz tömegében tapasztalt növekedéssel. A nagyobb klorofill tartalom a fotoszintézis fokozásán keresztül növelte a szárazanyag felhalmozását is. A kezelt és a kezeletlen (kontroll) növények közötti különbség a klorofill tartalomban vizuálisan is tapasztalható.

A SPAD-érték minden mérési napon emelkedett a második levélben, a kontrollhoz képest extrudált mákgubó kezelés hatására. A harmadik levelekben viszont csak az utolsó, 11 mérési napon volt szignifikáns növekedés. Mindkét korú levélnél a méréseket a levél teljes kifejlődését követően mértük. Feltételezem, hogy a fotoszintetikus pigmentek szintézise lassabb folyamat, mint a levél növekedése, ezért a teljes levélméret elérésekor még nem fejeződött be a végleges pigment tartalom kialakulása. A fotoszintetikus pigmentek szintézise anyag-, és energia igényes folyamat, ezért feltételezem, hogy a levéldifferenciálódás során a levél által megtermelt energia nagyobb része fordítódik a struktúra kialakítására és majd csak ezt követően fejeződik be a fotoszintetikus pigmentek szintézise.

Szennyvíziszap kezelés hatására a kukorica második és harmadik levelében mért SPAD-érték mind a három mérési napon nőtt a kontrollhoz képest. A növekedés a 9. és a 11. napon mért értékeknél szignifikáns.

A SPAD-érték minden mérési időpontban és helyen (idősebb és fiatalabb levél) szignifikánsan emelkedett a köszőrűiszappal kezelt növényeknél.

A SPAD-érték minden mérési időpontban és helyen emelkedett a mézsiszappal kezelt növényeknél. Az emelkedés a 9. napon és a 11. napon szignifikáns volt. A mérési eredmények alátámasztják a szárazanyag gyarapodással kapcsolatos megfigyelésemet is. A kedvező hatás mögött egy kedvezőbb tápanyag ellátási szintet valószínűsítek.

A napraforgó levelében mért relatív klorofill tartalmat a 140. táblázatban foglaltam össze.

140. táblázat: A 10, 13 és 15 napos napraforgók relatív klorofill tartalmának alakulása a különböző kezelések hatására (Spad-érték) $n=60 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

Kezelések	10. nap	13. nap	15. nap
Kontroll	36,32 $\pm$ 3,14	39,88 $\pm$ 2,53	43,95 $\pm$ 2,32
Füstgázpor	49,13 $\pm$ 3,86***	47,39 $\pm$ 4,04***	46,81 $\pm$ 3,19*
Komposzt	37,44 $\pm$ 2,07	39,17 $\pm$ 2,43	41,56 $\pm$ 1,29*
Mákgubó	37,71 $\pm$ 1,73	39,25 $\pm$ 2,65	41,57 $\pm$ 3,08*
Szennyvíziszap	36,82 $\pm$ 2,87	40,37 $\pm$ 3,15	41,50 $\pm$ 3,18*
Köszőrűiszap	44,82 $\pm$ 2,41***	46,86 $\pm$ 2,74***	49,36 $\pm$ 2,73***
Mézsizap	40,93 $\pm$ 3,49**	44,71 $\pm$ 1,87***	44,58 $\pm$ 2,23

Füstgázpor-kezelés hatására a napraforgó második levelében mért SPAD-érték szignifikánsan nőtt az összes mérési napon. A 10. napon megközelítőleg 13 Spad egységgel, a 13. napon 7,5 és a 15. napon megközelítőleg 3 Spad egységgel.

A napraforgó második levelében mért SPAD-értékben nem okozott lényeges változást a komposzt kezelés. A változások hibahatáron belüliek.

Az extrudált mákgubó kezelés nem okozott lényeges változást a SPAD-értékben, bár a 15. napon, a kezelt növényeknél mért csökkenés szignifikáns volt. A hajtás száraz tömegében bekövetkezett növekedés és a csökkent SPAD-érték a fotoszintetikus sejt organelumokban történt változásokra hívják fel a figyelmet. Ellentmondásos, hogy miközben a kezelt növények száraz tömege nőtt, addig a SPAD-értékben csökkenést tapasztaltam. Az ellentmondás mögött a kezelés komplex hatását feltételezem, nevezetesen a kezelés eltérő módon hathat a klorofill szintézisre és a szárazanyag felhalmozás egyéb biokémiai folyamataira.

A napraforgó második levelében a SPAD-érték gyenge növekedést mutat az első két mérési napon, majd mérsékelten csökken szennyvíziszap kezelés hatására. Az idő függvényében azonban a tendenciák megegyezők, folyamatos növekedés van a kontroll és a kezelt növényeknél is, azzal a különbséggel, hogy a 13. és 15. nap között a kontroll levelekben a SPAD-érték intenzívebben nőtt.

A SPAD-érték szignifikánsan nőtt a mérési napokon, komposztiszap kezelésénél. Ez az eredmény ellentmondásban van a hajtás száraz tömegében bekövetkezett csökkenéssel. Csökkent a hajtásban lévő elemek – pl. Fe és Mg - koncentrációja is a kezelés hatására. Ezen ellentmondás további vizsgálatok szükségességét teszi indokoltá. Feltehetően a fotoszintetikus rendszerben is történtek változások

A SPAD-értékben bekövetkezett növekedés újabb kérdéseket vet fel, mivel a hajtás ion-tartalma csökkent a mésziszap kezelés hatására a kontrollhoz képest. Ennek eredményeként csökkent a Fe és a Mg tartalom is. Az, hogy a klorofill szintézis lényeges tápelemeinek a koncentrációja csökkent a hajtásban, miközben nőtt a SPAD-érték azt a feltételezést valószínűsíti, hogy a még csökkent Fe és Mg tartalom is elegendő, és fiziológiailag aktív volt, és alapvetően a sejten belüli terekben lokalizálódott, így könnyen hozzáférhető volt a klorofill szintézishez vezető bioszintetikus út számára.

5. 3. 4. A vizsgált melléktermékek hatása a kísérleti növények klorofill-a,b és karotinoid tartalmára

Mivel a relatív klorofill mérés csak egy viszonylagos értéket mutat, ezért mértem a fotoszintetikus pigmentek (klorofill-a, klorofill-b, karotinoidok) mennyiségét is (141. táblázat).

A klorofill tartalom mérés eredményei hasonlóak a SPAD-érték mérési eredményeihez füstgázpor kezelésnél. A részletes mérés alapján megállapítható, hogy a kezelés elsősorban a klorofill-b koncentrációban okozott változást. A klorofill-a tartalom az idősebb - 2. levélben - csökkent, míg a következő kifejlett levélben nőtt a kezelés hatására. A klorofill-a/klorofill-b arányban bekövetkezett növekedés a fotoszintetikus apparátus nem megfelelő működésére hívja fel a figyelmet.

A komposzt kezelés hatására bekövetkezett Spad-érték emelkedését alátámasztják a fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációját mutató értékek.

141. táblázat: A kukorica második és harmadik levelében mért klorofill-a, b, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-a/klorofill-b arány változása különböző kezelés (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, méziszap) hatására n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05.

2. levél				
Kezelések	Klorofill-a	Klorofill-b	Klorofill-a/b	Karotinoid
Kontroll	12,44± 0,61	3,51± 0,41	3,54	8,53± 0,89
Füstgázpor	11,53± 0,60	2,92± 0,57	3,94	7,60± 0,02
Komposzt	13,18± 1,55	3,89± 0,75	3,38	8,54± 0,86
Extr. mákgubó	11,22± 0,52	2,97± 0,59	3,77	6,95± 0,76
Szennyvíziszap	13,63± 1,75	3,54± 0,74	3,85	8,16± 0,75
Köszörűiszap	16,75± 0,98**	5,57± 0,37*	3,00	10,86± 0,37
Méziszap	15,13± 0,57**	5,01± 0,38*	3,02	10,23± 0,45
3. levél				
Kezelések	Klorofill-a	Klorofill-b	Klorofill-a/b	Karotinoid
Kontroll	8,79± 0,38	3,48± 0,09	2,50	5,92± 0,69
Füstgázpor	9,95± 0,22*	2,67± 0,25	3,73	6,92± 0,31
Komposzt	13,45± 0,44**	3,54± 0,98	3,79	8,63± 0,02*
Extr. mákgubó	7,55± 0,43*	1,79± 0,59	4,21	5,24± 0,14
Szennyvíziszap	14,04± 0,55*	4,15± 0,69	3,38	9,12± 0,71*
Köszörűiszap	16,64± 0,61***	6,17± 0,63*	2,69	11,77± 0,65***
Méziszap	15,12± 0,71***	5,64± 0,72*	2,68	10,17± 0,67***

A fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyisége mindkét korú levélben csökkent extrudált mákgubó kezelésnél. A harmadik - fiatalabb - levélben ez a csökkenés

szignifikáns. Az idősebb levelek pigment tartalmának kontrollhoz viszonyított csökkenése ugyanakkor valószínű oka lehet a kezelt növények mérsékeltebb szerves anyag felhalmozásának.

A SPAD-értékhez hasonlóan a klorofill-*a*, klorofill-*b* és karotinoid tartalom is nőtt a kukorica idősebb és fiatalabb levelében szennyvíziszap kezelésnél. A harmadik levélben nagyobb növekedés figyelhető meg, mint a második levélben. A hajtás szárazanyag felhalmozásának kontrollt meghaladó mértéke, a kezelt növények relatív és abszolút klorofill tartalmának növekedése szoros pozitív oksági összefüggést takar.

A fotoszintetikus pigment vizsgálata megerősíti a SPAD-érték mérés eredményeit, ugyanis szignifikánsan nőttek a fotoszintetikus pigmentek koncentrációi köszörűiszap kezelés hatására.

A fotoszintetikus pigmentek koncentrációi minden esetben emelkedtek mésziszap kezelés hatására. Az emelkedések eltérő szinten ugyan, de szignifikánsak voltak. A több fotoszintetikus pigment a magasabb SPAD-értékben, és a fokozott szerves anyag akkumulációban is megmutatkozott.

142. táblázat: A napraforgó második és harmadik levelében mért klorofill-*a*, *b*, karotinoid-tartalom (mg g⁻¹) és klorofill-*a*/klorofill-*b* arány változása különböző kezelés (füstgázpor, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) hatására $n=3 \pm$ S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p < 0,05$.

2. levél				
Kezelések	Klorofill-a	Klorofill-b	Klorofill-a/b	Karotinoid
Kontroll	11,77 $\pm$ 0,98	3,57 $\pm$ 0,09	3,29	7,13 $\pm$ 0,22
Füstgázpor	11,25 $\pm$ 0,46	3,51 $\pm$ 0,37	3,20	7,47 $\pm$ 0,14
Komposzt	10,32 $\pm$ 0,18	3,01 $\pm$ 0,12*	3,42	6,61 $\pm$ 0,20
Extr. mákgubó	8,90 $\pm$ 0,78*	3,01 $\pm$ 0,76	2,95	5,36 $\pm$ 0,31*
Szennyvíziszap	9,66 $\pm$ 0,74	2,97 $\pm$ 0,34	3,25	6,00 $\pm$ 0,61
Köszörűiszap	12,46 $\pm$ 0,68	4,23 $\pm$ 0,08	2,94	9,24 $\pm$ 0,61*
Mésziszap	11,38 $\pm$ 0,17	3,52 $\pm$ 0,18	3,23	7,67 $\pm$ 0,26
3. levél				
Kezelések	Klorofill-a	Klorofill-b	Klorofill-a/b	Karotinoid
Kontroll	12,29 $\pm$ 0,41	3,69 $\pm$ 0,05	3,33	8,85 $\pm$ 0,05
Füstgázpor	12,19 $\pm$ 0,72	4,23 $\pm$ 0,35	2,88	8,99 $\pm$ 0,75
Komposzt	10,98 $\pm$ 0,26	3,20 $\pm$ 0,31	3,43	7,62 $\pm$ 0,25
Extr. mákgubó	11,89 $\pm$ 0,81	3,96 $\pm$ 0,35	3,00	8,24 $\pm$ 0,64
Szennyvíziszap	11,27 $\pm$ 0,13*	3,56 $\pm$ 0,08	3,16	7,98 $\pm$ 0,14***
Köszörűiszap	10,57 $\pm$ 0,32*	3,03 $\pm$ 0,19**	3,48	7,68 $\pm$ 0,19**
Mésziszap	11,62 $\pm$ 0,51	3,46 $\pm$ 0,17	3,35	8,41 $\pm$ 0,86

A klorofill tartalomban nem okozott lényeges változást a füstgázpor-kezelés, ami meglepő a SPAD-érték mérések alapján (142. táblázat). További vizsgálatok lesznek

szükségesek a részletek megismerésére. A harmadik levélben bekövetkezett klorofill-*a*/klorofill-*b* arány csökkenése szintén a fotoszintetikus apparátus károsodására hívja fel a figyelmet.

Valamennyi mért pigment koncentrációja csökkent a szennyvíziszap-komposzt hatására. A klorofill-*a* csökkenése a 3., míg a klorofill-*b* csökkenése a 2. levélben volt szignifikáns. A szerves anyag gyarapodáshoz vezető biokémiai utak bonyolultságára és összefüggéseire hívja fel a figyelmet, hogy pigmentek abszolút mennyiségének csökkenése mellett is növekedett a kezelt növények szárazanyag felhalmozása, mely a fotoszintetikus apparátus hatékonyabb működését valószínűsíti.

A SPAD-értékhez hasonlóan csökkent a fotoszintetikus pigmentek mennyisége is extrudált mákgubó kezelés hatására. További vizsgálatok lesznek szükségesek a részletek megismerésére. A második és harmadik levélben bekövetkezett klorofill-*a*/klorofill-*b* arány csökkenése szintén a fotoszintetikus apparátusban bekövetkezett változásra hívja fel a figyelmet.

A fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyisége mindkét korú levélben csökkent a szennyvíziszap kezelés hatására. A csökkenés elsősorban metodológiai okkal magyarázható, ugyanis az fotoszintetikus pigmentek abszolút koncentrációinak mérésére a kísérlet befejezésekor, azaz a 15. napon, az utolsó SPAD-érték mérését követően került sor, ekkor azonban a SPAD-érték is csökkenést tapasztaltunk.

A fotoszintetikus pigmentek mennyisége összhangban van a mért SPAD-értékekkel, köszörűiszap kezelésnél. Mind a három mért paraméter nőtt a kontroll értékhez képest a második levélben. Ezzel ellentétben a harmadik levélben mért értékek csökkentek a kontrollhoz viszonyítva. A klorofill-*a/b* arányban bekövetkezett változás szintén a fotoszintetikus apparátusban bekövetkezett változást feltételezi.

A fotoszintetikus pigmentek koncentrációjában és a klorofill *a/b* arányban nem volt lényeges különbség a kontroll és a mésziszappal kezelt növények között. A gyakorlatilag változatlan klorofill tartalom mellett mért intenzívebb szerves anyag felhalmozás mögött a fotoszintetikus apparátus nagyobb hatékonyságát feltételezem. Másrészt a fotoszintetikus pigmentek koncentrációjának mérsékelt - többnyire hibahatáron belüli - csökkenése ellentmondásban van a SPAD-értékben mért különbségekkel. Az eltérés okaként az eltérő mérés technikát feltételezem.

5. 3. 5. A vizsgált anyagok hatása a kísérleti növények levélterületére

Vizsgáltam a különböző kezelések levélfelületre gyakorolt hatását is. Az eredményeket a 143. és 144. táblázatok szemléltetik.

143. táblázat: A kukorica második és harmadik levelénél a levélfelület alakulása különböző kezelések (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, méziszap) hatására (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Kezelések	2. levél	3. levél
Kontroll	44,51± 2,92	25,24± 0,67
Füstgázpor	16,22± 2,71***	35,72± 2,77*
Komposzt	21,50± 7,24**	39,77± 9,24
Mákgubó	21,18± 0,30***	47,68± 7,19*
Szennyvíziszap	20,66± 3,05***	42,09± 9,45
Köszörűiszap	21,39± 2,34***	41,94± 3,59**
Méziszap	22,72± 0,85***	43,28± 1,32***

A kukorica második levelének levélterülete szignifikánsan csökkent füstgázpor-kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva. A harmadik levél területe pedig szignifikánsan nőtt. Az eredmény ellentmondásos. A kontroll és a kezelt levelek száraz tömege között jelentős különbség volt, miközben a 3. levél száraz tömege is alatta volt a kontrollénak. Feltételezzük, hogy az ellentmondásos eredmény mögött a vizsgált levelek eltérő vastagsága, a belső szövetek destrukciója áll.

A korábban differenciálódott 2. levél területe csökkent, míg a fiatalabb, 3. levél területe nőtt komposzt kezelés hatására. Mindeközben a kezelt hajtások száraz tömege szignifikánsan emelkedett. Feltételezem, hogy az ellentmondásos eredmény mögött a vizsgált levelek eltérő vastagsága áll. Másik lehetséges ok a szuboptimális tápanyag-ellátás, melynek következtében mérséklődik a sejtek a megnyúlása, miközben a térfogatuk nem változik, esetleg nő.

A kukorica második levelének levélterülete szignifikánsan csökkent extrudált mákgubó kezelés hatására, a kontrollhoz viszonyítva. A harmadik levél területe pedig szignifikánsan nőtt. Az eredmény ellentmondásos. Feltételezzük, hogy az ellentmondásos eredmény mögött a vizsgált levelek eltérő vastagsága áll.

A szennyvíziszap kezelés a harmadik levél területére volt kedvezőbb hatással. A második levél területe szignifikánsan csökkent. Ezzel ellentétben a fiatalabb levél 67 %-kal nőtt. Ez összhangban van a hajtás szerves anyag felhalmozásával. Feltehetőleg a harmadik levél megjelenése után érezhető a szennyvíziszap kedvező hatása, ebben az

időben kezdenek el mobilizálódni a tápelemek. *Thomas et al.* (2006) szennyvíziszappal végzett kísérletükben szintén a levélterület növekedését figyelték meg.

Az eredmények ellentmondásosak köszörűiszap és mésziszap kezelésnél is. A második levélnél szignifikáns csökkenést, míg a harmadiknál szignifikáns növekedést tapasztaltam.

A füstgázpor kezelés kifejezetten gátolta a napraforgó levélnövekedését (144. táblázat). Mindkét korú levél esetében a gátló hatás szignifikáns. A levélterület mérés eredménye szinkronizál a szárazanyag felhalmozás vonatkozó méréseivel, és a klorofill tartalmakkal is. A gátló hatás azonban többszöröse, mint az a megelőző mérési eredmények alapján vártnak. Feltételezem, hogy a jelentős differenciák magyarázatára a levél vastagság is számításban jöhet, viszont az eltérések egyedüli okaként nem fogadható el, ezért az okok tisztázandók.

144. táblázat: A napraforgó második és harmadik levelénél a levélfelület alakulása különböző kezelések (füstgáz, komposzt, extrudált mákgubó, szennyvíziszap, köszörűiszap, mésziszap) hatására (mm²) n=3± S.E. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Kezelések	2. levél	3. levél
Kontroll	134,33± 32,64	170,93± 12,74
Füstgázpor	46,45± 3,73*	21,75± 2,94***
Komposzt	105,97± 18,78	157,26± 6,10*
Mákgubó	118,11± 6,69	158,15± 7,89
Szennyvíziszap	116,07± 18,25	170,84± 17,03
Köszörűiszap	82,08± 7,76	93,07± 15,89**
Mésziszap	102,86± 19,02	127,30± 15,92*

Komposzt-kezelés hatására a napraforgó második levelének felülete 22 %-kal, csökkent, míg a harmadik levélé 8 %-kal, a kontrollhoz képest. A komposzt-kezelés az idősebb és a fiatalabb levélre is azonos módon hatott. A csökkenés ugyanakkor a szerves anyag felhalmozás növekedésével volt egyidejű. Ebből azt a következtetést vonom le, hogy a levelek területének csökkenése a mezofillum sejtek térfogatának gyarapodása mellett játszódhatott le.

Az extrudált mákgubó-kezelés hatására csökkent a vizsgált levelek területe. Feltételezem, hogy a csökkenésre az eltérő levélvastagság magyarázat lehet, viszont az eltérések egyedüli okaként nem fogadható el, ezért az okok tisztázandók.

Szennyvíziszap kezelés hatására a napraforgó idősebb és fiatalabb levélterülete is csökkent. A csökkenés az idősebb második levélnél szignifikáns, míg a fiatalabb 3. levélnél mért érték a kontrollal megegyező.

A köszörűiszap kezelés szignifikánsan csökkentette a levélterületet. A fiatalabb levél (3. levél) területe nagyobb mértékben csökkent, mint az idősebb levél (2. levél).

A mésziszap kezelés csökkentette a levélterületet, miközben a hajtás tömege nőtt a kezelések hatására. Nem mértem a hajtások térfogatát, ezért feltételezem, hogy a csökkent levélterület melletti nagyobb száraztömeg mögött a fejlettebb asszimiláló alapszövet feltételezhető.

5. 4. A komposzt, az extrudált mákgubó, a füstgázpor és a köszörűiszap - kezelések hatása a kukorica és napraforgó ultrastrukturális változásaira

A különböző kezelések hatással voltak számos olyan paraméterre, amelyek szorosan összefüggtek a fotoszintézis intenzitásával, hatékonyságával is. A fotoszintézis sejtorganelluma a kloroplasztisz, ezért vizsgáltam az egy sejtre eső kloroplasztisz szám alakulását a kezelések hatására.

A kontroll kukorica fénymikroszkópos képén a kloroplasztiszok egyenletes elrendeződést mutatnak. A méretük átlagosnak tekinthető. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám $5,5 \pm 0,02$.

Komposztal kezelt kukoricánál a kloroplasztiszok mérete a kevesebb kloroplasztisszal rendelkező sejtekben nőtt. Az átlagos kloroplasztisz szám 5, ez a gyenge csökkenés a kloroplasztiszok nem egyenletes eloszlásával magyarázható.

Füstgázpor kezelés hatására a sejtek károsodtak, deformáltak. A kloroplasztiszok száma és mérete csökkent a kontrollhoz, és a többi kezeléshez képest is. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám 3,5. A csökkent kloroplasztisz szám lehet a magyarázata a csökkent relatív klorofill és fotoszintetikus pigment tartalomnak.

A köszörűiszappal kezelt kukorica kloroplasztiszai egyenletes eloszlást mutatnak. A kloroplasztisz szám a kontrollhoz képest nőtt (6). Ezzel magyarázható a kukorica levelében mért nagyobb relatív klorofill és fotoszintetikus pigment tartalom. A kloroplasztisz számban bekövetkezett növekedés mögött feltételezem, hogy a köszörűiszap magas vastartalma állhat.

Az extrudált mákgubó kezelésnél a kukorica kloroplasztiszai szabályos elrendeződést mutatnak, a méretük és számuk nem változott a kontrollhoz képest.

A kontroll napraforgó kloroplasztiszai egyenletes elrendeződést mutatnak. A méretük átlagosnak tekinthető, de 1-2 sejtben megnagyobbodott kloroplasztisz látható. Az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám 12.

Komposztal kezelt napraforgónál a kloroplasztiszok mérete csökkent a kontrollhoz képest. Az átlagos kloroplasztisz szám 10, mely tükrözi a csökkent fotoszintetikus és relatív klorofill tartalmat.

Füstgázpor kezelés hatására a sejtek károsodtak, deformáltak. A kloroplasztiszok mérete csökkent a kontrollhoz, és a többi kezeléshez képest is, de az egy sejtre eső átlagos kloroplasztisz szám nem változott a kontrollhoz képest.

A köszörűiszappal kezelt kukorica kloroplasztiszai egyenletes eloszlást mutatnak (9. kép). A kloroplasztisz szám a kontrollhoz képest nőtt – 13 - Ez a növekedés a kukoricánál korábban leírtakkal magyarázható.

Az extrudált mákgubó kezelésnél a kukorica kloroplasztiszai mérete kisebb, mint a kontroll napraforgó kloroplasztiszaié (10. kép). A kisebb kloroplasztis kevesebb színanyagot tartalmaz, és a megnövekedett kloroplasztisz szám (13) sem tudta kompenzálni a különbséget.

A mikroszkópos vizsgálathoz azokat a kezeléseket választottam ki, melyek valamilyen szempontból érdekes eredményt hoztak. Mivel a két vizsgált növény eltérően reagált a kezelésekre, ezért olyan kezeléseket kellett kiválasztani, melyek mind a két kísérleti növénynél hasonló eredményt adtak. A SPAD-érték alakulását és a száraz tömeget vettem figyelembe.

A kontroll kukorica elektron-mikroszkópos képe megfelel egy optimális körülmények között nevelt növény képének. Elváltozások nem láthatók rajta. A tillakoid membránjai fejlettek, a sztróma homogén. Komposzt-kezelésnél, kontrollhoz hasonló nagy plasztisz méret figyelhető meg. A füstgáz poros kezelésnél a tillakoidban kis tárgulatok vannak, valamint keményítő felhalmozás látható. Feltételezhetően azért, mert sérült a fotoszintetikus keményítő lebontásának enzimrendszere és a transzportja is, így a keményítő ideiglenesen felhalmozódott. Az endoplazmatikus retikulum több rétegűvé vált és kiszélesedett. A köszörűiszap és az extrudált mákgubó kezelések hatására szintén több endoplazmatikus retikulum figyelhető meg.

A kontroll napraforgó kloroplasztiszainak elektronmikroszkópos képe az optimális körülményeket szemlélteti.

Komposzt-kezelésnél a mitokondriumok nem elég jó állapotúak, a mitokondrium puffadt és gyűrű alakú. A peroxiszóma mérete nagyobb, mint a kontrollnál és lazább szerkezetű. A kloroplasztiszok szerkezete a kontrollhoz hasonló. Sok az endoplazmatikus retikulum.

Füstgázpor kezelésnél a plasztiszok nagy részében a tillakoidok tágulása figyelhető meg. A kloroplasztiszok lekerekedettek, mely stressz-állapotjelző lehet. A kloroplasztis gránumai nem egy síkban állnak. A plasztoglobulosok feketék és picik. A szerkezeti kép megfelel egy fiatal növényének, de a plasztiszok „szétziláltak”.

Köszörűiszap kezelésnél a plasztisz tillakoid rendszerének eltolódása figyelhető meg. A tillakoid nem „puffadt” fel, kevés gránumot tartalmaz. A sejtorganellumok, kloroplasztiszok eloszlása nem egyenletes. A mitokondriumban belső mag található.

Az extrudált mákgubó-kezelésnél a plasztiszok a kontroll növényéhez hasonlóak. Jelentős elváltozások nem láthatók.

A napraforgó kloroplasztiszának strukturális változására a köszörűiszap volt a legnagyobb hatással. Ennél a kezelésnél romlott a legjobban a kloroplasztisz állapota. Ezt követi a füstgázporos kezelés, ahol a legnagyobb tágulatok láthatók a tillakoidban. A komposztkezelésnél kisebb változások voltak megfigyelhetők, míg az extrudált mákgubó-kezelésnél a kontrollhoz hasonló képet kaptunk.

6. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A vizsgált ipari melléktermékek nagy mennyiségben keletkeznek, felhasználásuk nem minden esetben megoldott.

A vizsgálataim során megállapítottam, hogy az általam vizsgált melléktermékek magas, a növények számára is hasznosítható tápanyagot tartalmaznak.

Kutatásaimból az alábbi következtetéseket vonom le:

- a melléktermékek továbbhasznosításának környezeti és gazdasági jelentősége lehet, illetve van,
- a vizsgált melléktermékek mindegyike szignifikáns változást eredményezett az általam vizsgált fiziológiai paraméterekben,
- a vizsgált melléktermékek közül a szennyvíziszap-komposzt, az extrudált mákgumó és a mésziszap hatása kifejezetten kedvező volt,
- a köszörűiszap és a füstgázpor kedvezőtlenül hatott a vizsgálati növények főbb fiziológiai paramétereire, de ez az alkalmazási koncentráció következménye volt
- a vizsgált melléktermékek oldataiban lévő tápanyagok oldékonysága csekély, így megfelelő alkalmazás esetén a kezelés hatása több évre kiható, tartós lehet
- a kezelt növények gyökereiben a vas- és az alumínium koncentrációja párhuzamosan emelkedik,
- a növényi tápanyagok pótlásán túl a melléktermékek alkalmasak lehetnek a krónikus vashiány mérséklésére is, pl. a köszörűiszap megfelelő formájának alkalmazásával,
- a vizsgált melléktermékek hatással vannak a fotoszintetikus apparátus egészére, de a kloroplasztiszok ultrastruktúrájára is
- a vizsgált melléktermékeknek nemcsak pozitív, hanem negatív hatása is van.

Javaslataim:

- indokolt a melléktermékek szántóföldi alkalmazásának vizsgálata, az alkalmazási koncentrációk pontos meghatározása,
- javaslom a melléktermékek alkalmazásával kapcsolatosan a megfelelő tájékoztatás és referencia helyek kialakítását,
- a felhasználás esetén javaslom a komplex monitoring kidolgozását,
- szükségesnek tartom a további vizsgálatokat, különösen az ultrastruktúrális változások terén,
- javaslom az Al és a Fe interakciójának és a kapcsolt membránszerkezeti, enzimatis változásoknak a vizsgálatát.

7. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Napjainkban globális ökológiai probléma a fokozódó CO₂ kibocsátás. A mezőgazdaság a felhasznált kemikáliák, így a nagy mennyiségű műtrágyák és egyéb vegyszerek miatt a legnagyobb CO₂ kibocsátó. Minden olyan lehetőség, amellyel a magas fosszilis energia igényű kemikáliákat kiválthatjuk megkülönböztetett jelentőséggel bír, nem csupán ökológiai, de jövedelmezőségi szempontból is. **Elvégeztem a kísérletbe vont melléktermékek átfogó növényfiziológiai vizsgálatát, a fenti elvet és az ebből adódó célkitűzéseket követve.**

2. A növényi produkció, így a szántóföldekről betakarítható termés mennyisége két alapvető fiziológiai folyamat eredője, nevezetesen a fotoszintézis és a légzés. Minél nagyobb a két folyamat különbsége a fotoszintézis javára, annál nagyobb a várható mennyisége is. Ezért megkülönböztetett jelentősége van minden olyan antropogén, vagy egyéb környezeti hatásnak, amely a fotoszintézis intenzitását befolyásolja. **Kimutattam, hogy a melléktermékek hatásai mögött egyebek mellett a fotoszintetikus apparátus változásai lehetnek nem kizárva más agyagcsere folyamatokkal történő interakciót.**

3. A fotoszintézis aktivitása számos endogén és exogén tényező függvénye. A fotoszintézis bonyolult biokémiai folyamata a kloroplasztiszban játszódik le. Nem mellékes ezért, hogy a levél, illetve a mezofillum sejtek mennyi kloroplasztiszt tartalmaznak. **Megállapítottam, hogy a füstgázpor, a szennyvíziszap-komposzt, a köszörűiszap és az extrudált mákgubó kezelések megváltoztatják a kloroplasztiszok számát a mezofillum sejtjeiben.**

4. A kloroplasztisz finomabb ultrastruktúrájához kötettek a fotoszintézis fényreakciói, azaz, azok a fotokémiai folyamatok, amelyek mai ismeretünk szerint a földi élet alapját biztosítják. Ez az érzékeny membránrendszer biztosítja a CO₂ megkötéséhez szükséges ATP-ét és redukáló erőt. A membránrendszer megváltozása hatással van a fotokémiai reakciókra, ezáltal a CO₂ megkötésre is. A folyamat ökológiai jelentőségét többek között az is jelenti, hogy a zöld növények CO₂ fixálásának emelkedésével csökkenthető a légköri CO₂ mennyisége, ami napjainkra globális célkitűzéssé vált. **Kimutattam,**

hogy a kezelések a kloroplasztiszok ultrastruktúrájában, membránrendszerében a füstgázpor kezelésre a tilakoid membránokban tárgulatok keletkeztek, ami hatással van a fényreakciók hatékonyságára.

5. A vas az utóbbi időszak egyik legintenzívebben kutatott tápeleme. A Világ számos térségében a termést leginkább limitáló tényező. Sajátossága, hogy a két értékű formája nagy mennyiségben mérgező, míg a háromértékű formát a növény nem, vagy alig tudja felvenni. Az alumíniumot általában toxikus fémként kezelik, miközben a tea normális növekedéséhez extrém magas alumínium koncentráció szükséges. Mindkét elemre jellemző, hogy többértékű pozitív kation, így a fehérjék és a membránok negatív töltéshelyei között kötésekkel létesítenek, amellyel a szerkezetet erősen zsugorítják. A fehérjék, illetve a membránok szerkezetére gyakorolt azonos hatás miatt a két ion közötti kompetíció lenne indokolt. Ezzel szemben **rámutattam a kezelések hatására párhuzamosan növekvő Al és Fe koncentrációra, amely új megvilágításba helyezheti a membrán vas transzportereinek működését, és újabb kutatásokra ösztönöz e két elem kapcsán.**

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A fenntartható fejlődés nemzeti és globális szinten is számos problémát vet fel. Globális szinten szembesülnünk kell a gyorsan növekvő népesség és a korlátozottan rendelkezésre álló mezőgazdasági területek felhasználásának ellentmondásával. Az élelmezési problémák megoldását az újabb területek termelésbe állításával illetve a termelés intenzívebbé tételével lehet megoldani. Mindeközben egyre több kemikáliát juttatunk a földjeinkre, biztosítandó a magas termések eléréséhez szükséges tápanyagokat, illetve növényvédő szereket, amelyekkel védjük termelvényeinket. Nemzeti szinten az élelmezési probléma a termelés szintjén nem jelentkezik, köszönhetően Magyarország kedvező mezőgazdasági feltételeinek.

Általánosan érvényes ugyanakkor, hogy a mezőgazdasági termelés intenzívebbé válásával, a termeléshez felhasznált anyagok növekvő mennyisége miatt, növekszik a CO₂ kibocsátás, hiszen a felhasznált műtrágyák és egyéb kemikáliák előállítása csak energia igényes gyártási folyamatokban lehetséges. A fokozódó energia igény miatt a költségek is folyamatosan emelkednek, amely a dolgozat témájától eltérő problémákat vet fel és nem tárgya a dolgozatnak.

A fentiekkel párhuzamosan - pillanatnyilag főként globális szinten - fokozódik az ipari termelés is. Az ipari termelés során rendkívül nagy mennyiségű melléktermék keletkezik, amelyek elhelyezése számos helyen környezeti ártalmakkal párosul. A melléktermékek is energiaigényes folyamatokban keletkeznek. Többségük nagy mennyiségben tartalmaz a növények számára is fontos tápelemeket.

A melléktermékek mezőgazdasági felhasználása lehetőséget kínál a költségesen előállított műtrágyák mennyiségének csökkenésére. Közvetett hatásként mérséklődhet a CO₂ kibocsátás is.

Használatuk kritériuma, hogy ne szennyezzék a környezetet, ne legyenek toxikusak a növényekre, és alkalmazásukkal, a költségesen előállítható kemikáliák legyenek kiválthatók.

Dolgozatomban hat ipari melléktermék vizsgálatát tűztem célul, annak tisztázására, hogy a vizsgált melléktermékek potenciálisan alkalmazhatók-e növények táplálására. A célomnak megfelelően laboratóriumban vizsgáltam a kiválasztott melléktermékek hatását a növények fiziológiai paramétereire. Mértem a vizsgálati növények szárazanyag felhalmozását, a SPAD-értéket, a fotoszintetikus pigmentek abszolút mennyiségét, a

gyökerek és a hajtások tápelem koncentrációit. Vizsgálataimat a gyakorlati felhasználást megalapozandó céllal végeztem a kiválasztott melléktermékek esetében.

A kísérletekhez kukoricát és napraforgót használtam. Azért választottam ezt a két növényt, mert fiziológiai és anatómiai szempontból lényegesen eltérő tulajdonságúak. A tápanyag-felvételi mechanizmusuk, különösen a vas és a cink esetében eltérő, másrészt a két legjelentősebb gazdasági növényünk.

A vizsgált melléktermékek a szennyvíziszap, mésziszap, a köszörűiszap, a füstgázpor, az extrudált mákgumó és a szennyvíziszap-komposzt voltak.

Valamennyi melléktermék nagy mennyiségben keletkezik, így potenciálisan alkalmasak nagyobb területek tápanyagellátásának megoldására. A melléktermékek tápelem tartalmának vizsgálata igazolta, hogy mindegyik jelentős mennyiségben tartalmaz létfontosságú tápelemeket. A melléktermékekben lévő elemek meghatározásánál és a további vizsgálatoknál azokra az elemekre koncentráltam, amelyek valamennyi melléktermékben előfordulnak. Ezek közül választottam ki az összehasonlítás alapját képező hét elemet. Ezek: az Al, Ca, Fe, K, Mg, P és S voltak.

A kísérleteket a nyers melléktermékkel illetve annak desztillált vizes szűrletével végeztem. Ez utóbbival az volt a célom, hogy a vízzel könnyen kioldódó anyagok hatását vizsgáljam.

Kísérleteim során arra a következtetésre jutottam, hogy a vizsgált melléktermékek mindegyike használható a növények tápanyagellátásában, viszont a szántóföldi alkalmazásnál a pontos alkalmazási koncentrációk meghatározása nélkülözhetetlen. A mésziszap - amely eredetét tekintve nem egyezik meg a cukorgyári mésziszappal - alkalmas lehet a talajok pH-jának karbantartására, míg a magas szerves anyag tartalommal is rendelkező mákgubó extrudátum és szennyvíziszap a tápanyag utánpótláson túl a talajok általános kondíciójának javítására is alkalmas lehet.

A kísérletek során a vas és az alumínium sajátos kapcsolatára mutattam rá, amelynek a vizsgálata további kutatásokat igényel.

Összességében megállapítom, hogy az általam vizsgált melléktermékek alkalmasak lehetnek a költséges műtrágyák - esetenként - teljes, vagy részleges kiváltására, viszont éppen azért, mert a vizsgált melléktermékek összetétele, pl. a szennyvíziszap, változhat, ezért az esetleges környezeti ártalmak elkerülésére a felhasználásra szánt melléktermékek folyamatos monitorozása szükséges.

9. SUMMARY

Sustainable development raises several problems on the national and global level. We are to face the discrepancy between the fast-growing population and limited expanses of available agricultural lands on a global scale. The shortage of food supply can be tackled with the involvement of new lands into agricultural production and the intensification of production processes. On the other hand, chemicals are applied to lands in increasing volume in order to provide for the nutrients ensuring higher yield and protect crops. On national level, we have no problems with producing sufficient quantities of food owing to the favourable agricultural endowments in Hungary.

In general it is obvious that the intensification of agricultural production triggers continuous increase in CO₂ emission due to the larger volumes of materials used in production, because artificial fertilizers and other chemicals can be produced only in process of high energy input. Because of the rising energy demand, the costs of production are also mounting, which results in environmental problems not discussed in this study.

Concurrently with the above trends, mainly on global level, industrial production is also on the rise. In the course of industrial production, extremely large quantities of by-products are generated, and their disposal is accompanied by environmental harms at several locations. These by-products are similarly produced in processes of high energy demand. Most of them contain essential nutritional elements for the plants.

The use of these by-products in agriculture offers us the possibility to moderate the quantities of expensive mineral fertilizers used in agriculture. As a side effect, CO₂ emission could be decreased, as well.

The criteria of their application include that they should not exercise any toxic effect on plants or pollute the environment, but can be used in replacement of the expensively manufactured chemicals.

The aim of my work was to examine six industrial by-products in order to determine whether the examined by-products can be potentially used for the nutrition of plants. In line with this objective, I examined the effects of the selected by-products on the physiological parameters of plants under laboratory circumstances. The dry matter accumulation, relative chlorophyll contents of the plants, as well as the absolute quantities of photosynthetic pigments, the concentrations of various elements in the

shoots and roots were measured. All these examinations were conducted to serve as the basis of the practical use of the by-products concerned.

Maize and sunflower were used in the experiments. The reason why these two plants were selected was the physiological and morfological differences between them. Their nutrition uptake mechanism are different, especially in the case of iron and zinc, on other hand, the maize and the sunflower are the most important crop plants.

The by-products to be involved into the experiments were sewage sludge, lime sludge, grinding sludge, flue-gas powder (originating from gas- or coal-burning power stations), extruded poppy-heads remaining from morphine production and sewage sludge compost.

All of the byproducts involved into the experiments are generated in huge volumes; therefore, they can be suitable for solving nutrient deficiency problems in large agricultural fields. It has been confirmed by the experiments focusing on the nutritional elements of the by-products that all the by-products contain several essential elements in large quantities. My examinations concentrated on the elements that occur in all the by-products. From among them, I have selected the seven elements serving as the basis of comparison: Al, Ca, Fe, K, Mg, P and S.

Crude byproducts and the diluted fractions made with distilled water were subjected to the examinations. These dilutions also allowed the examination of the effects of the easily soluble elements.

In the light of the experiments, I have come to the conclusion that all of the examined by-products can be used in the nutrition supply of plants, but it is essential to determine the concentrations of application accurately for field use. This statement is particularly true for grinding sludge and flue-gas powder. Lime sludge – which in terms of origin is not identical to the lime sludge coming from sugar factory – may be suitable for maintaining the soil pH, while the by-products featuring large organic matter contents are good for the improvement of general conditions of soils.

In the course of the experiments, I pointed out a special relationship between iron and aluminium, which needs further examinations.

In summary of the results, I found that the by-products that were subjected in my experiments may be used in full or partial replacement of the costly chemicals as the case may be, though as the composition of the by-products, e.g. sewage sludge, may change, it is necessary to continuously monitor the by-products designed for the above use.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton is szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, Dr. Lévai László, egyetemi docensnek, hogy tanácsaival és észrevételeivel segítette doktori munkámat. Köszönet illeti Dr. Veres Szilvia egyetemi adjunktust, aki hasznos tanácsaival és észrevételeivel segítette munkámat.

Külön köszönettel tartozom Prof. Dr. Kovács Béla Róbert professzornak, és az Agrár Műszerközpont munkatársainak az elemtartalom mérésekhez nyújtott segítségükért.

Köszönöm továbbá Dr. Bóka Károly egyetemi docensnek és Jónás Csilla laboránsnak, az elektronmikroszkópos felvételek elkészítésében nyújtott segítségét.

Köszönetemet fejezem ki dolgozatom bírálóinak, Prof. Dr. Borbély Györgynek az MTA doktorának és Dr. Bíró Tibor egyetemi docensnek, hogy javaslataikkal, észrevételükkel segítették dolgozatom elkészítését.

Köszönet illeti Kurucz Béla urat a „Kristály-99” Környezetgazdálkodási, Szolgáltató Kft. cégvezetőjét, amiért több céggel a kapcsolat felvételét tette lehetővé. Továbbá Kurucz Zsoltot a „Kristály-99” Környezetgazdálkodási, Szolgáltató Kft. értékesítési vezetőjét, a vizsgálati anyagok egy részének rendelkezésre bocsátásáért.

Köszönettel tartozom továbbá Krausz Zoltánnak, az Alkaloida Vegyészeti Gyár Zrt. környezetvédelmi osztályvezetőjének és Almási Katalinnak a Borsodi Érc, Ásvány-és Hulladék Hasznosító Mű Zrt. környezetvédelmi és TQM igazgatójának.

Nem utolsó sorban köszönöm a DE AGTC MÉK Mezőgazdasági Növényteni és Növényélettani Tanszék dolgozóinak, Dr. Makleit Péter ügyvivő szakértőnek, Csákyiné Faragó Erzsébet laboránsnak és Oláhné Tóth Ibolya tanszéki mérnöknek vizsgálataim elvégzéséhez nyújtott segítségét.

Köszönöm továbbá mindenkinek, aki a legkisebb mértékben is hozzájárult a kísérletek, a cikkek és a dolgozat összeállításának sikeres megvalósításához.

10. IRODALOMJEGYZÉK

1. Abadia J.: 1992. Leaf response to Fe deficiency: A review. J. Plant Nutr. 15, 1699-1713.
2. Alcordo I. S. – Rechcigl J. E.: 1993. Phosphogypsum in agriculture: A review. Adv. Agron. 49, 55-119.
3. Alva A. K. - Edwards D. G. - Asher C. J. - Suthipradit D.: 1987. Effects of acid soil infertility factors on growth and nodulation of soybean. Agron J. 79: 302-306.
4. Alvarez E. A. – Mochon M. C. – Sanchez J. C.J. – Rodriguez M. T.: 2001. Heavy metal extractable from in sludge from waste-water treatment plants. Chemosphere 47, 765-775.
5. Amir S. – Hafidi M. – Merlina G. – Revel J. C.: 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. Chemosphere 59, 801-810.
6. Aref S.- Wander M. M.: 1997. Long-term trends of corn yield and soil organic matter in different crop sequences and soil fertility treatments on the morrow plots. Adv. Agron. 62, 153-197.
7. Armstrong M. J. - Kirkby E. A.: 1979. The influence of humidity on the mineral composition of tomato plants with special reference to calcium distribution. Plant Soil 52, 427-435.
8. Arnon D. I.: 1971. The light reactions of photosynthesis. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 68, 2883-2892.
9. Arora S. K.- Luchra Y. P.: 1970. Metabolism of sulphur containing amino acids in *Phaseolus aureus* Linn. Z. Pflanzenernähr. 126, 151-158.
10. Asen S. - Stuart N. W. - Cox E. L.: 1963. Sepal color of *Hydrangea macrophylla* as influenced by the source of nitrogen available to plants. Proc. Am. Soc. Hortic. Sci. 82: 504-507.
11. Baldwin K. R. – Shelton J. E.: 1999. Availability of heavy metals composted-amended soil. Bioresour. Technol. 69, 1-14.
12. Balogh J.: 1965. Szennyvízhasznosítás a mezőgazdasági üzemekben. OVF Közl. Budapest
13. Barry D. A. J.- Miller M. H.: 1989. Phosphorus nutritional requirement of maize seedlings for maximum yield. Agron. J. 81, 95-99.
14. Bastian R. K.: 1997. The biosolids treatment, beneficial use, and disposal in the USA. Eur. Water Pollut. Control 7(2) 62-79.

15. *Baver L. D.*: 1928. The relation of exchangeable cations to the physical properties of soils. *J. Am. Soc. Agron.* 20, 921-941.
16. *Bell R. W.- Edwards D. G.- Asher C. J.*: 1990. Growth and nodulation of tropical food legumes in dilute solution culture. *Plant Soil* 122, 249-258.
17. *Benmoussa H. – Tyagi R. D. – Campbell P. G. C.*: 1997. Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching using an internal loop reactor. *Water Res.* 31 (10) 2638-2654.
18. *Bennet R. J. - Breen C. M. - Bandu V. H.*: 1990. A role for Ca^{2+} in the cellular differentiation of root cap cells: a re-examination of root growth control mechanisms. *Environ. Exp. Bot.* 30, 515-523.
19. *Bennet R. J. - Breen C. M. - Fey M. V.*: 1987. The effects of aluminum on root cap function and root development in *Zea mays* L. *Environ. Exp. Bot.* 27: 91-97.
20. *Bezdicsek D. F. – Beaver T. – Granatstein D.*: 2003. Subsoil ridge tillage and lime effects on soil microbial activity, soil pH, erosion, and wheat and pea yield in the Pacific Northwest, USA. *Soil Tillage Research* 74, 55-63.
21. *Bidwell A. M.-Dowdy R. H.*: 1987. Cadmium and zinc availability to corn following termination of sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* 16, 438-442.
22. *Bienfait H. F.*: 1988. Proteins under the control of the gene for Fe deficiency in tomato. *Plant Physiol.* 88, 785-787.
23. *Birkás M.*: 2009. A klasszikus talajművelési elvárások és a klímakár csökkentés kényszere. *Növénytermelés*, 58 (2) 123-134 pp.
24. *Bíró B.- Beczner J.- Németh T.- Azcon R.- Barea J. M.*: 2008. Szennyvíziszapokkal bevitt. Élelmiszerbiztonságot veszélyeztető és hasznos szimbióta mikrobák talaj- és dózisfüggő kolonizációjára. *Talajvédelem különszám* (Simon L. szerk.) 195-200.
25. *Boardman R. - McGuire D. O.*: 1990. The role of zinc forestry. I. Zinc in forest environments, ecosystems and tree nutrition. *Forest Ecol. Mgmt.* 37, 167-205.
26. *Bould C.-Parfitt R. I.*: 1973. Leaf analysis as a guide to the nutrition of fruit crops. X. Magnesium and phosphorus sand culture experiments with apple. *J. Sci. Food Agric.* 24, 175-185.
27. *Bowen H. J. M.*: 1979. *Environmental chemistry of the elements*. London, Academic Press.
28. *Brady N. C.- Weil R. R.*: 1996. *The nature and properties of soils*. 11th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, N. J.

29. Briat J. F. – Lobréaux S.: 1998. Iron storage and ferritins in plants. In: Sigel A. – Sigel H. (eds.) Metal ion sin biological systems 35, 563-579.
30. Brown C. J.: 1978. Mechanism of iron uptake by plants. *Plant, Cell and Environment* 1 (4) 249-257.
31. Brown L. R. (szerk): 2006. Rescuing a planet under stress and a civilization in trouble (NY: W.W. Norton and Co., 2006) Plan B. 2.0.
32. Brownell P. F. - Crossland C. J.: 1972. The requirement for sodium as a micronutrient by species having the C₄ dicarboxylic pathway. *Plant Physiology* 49, 794-797.
33. Brownell P. F.: 1979. Sodium as an essential micronutrient for higher plants and its possible role in metabolism. *Ad. Bot. Res.* 7, 117-224.
34. Bullack L. R.- Brosius M.- Evanylo G. K.-Ristaino J. B.: 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* 19, 147-160.
35. Bullen J. J. – Griffith E. (eds.): 1999. Iron and infections: Molecular, physiological and clinical aspects. John Wiley & Sons, Chichester.
36. Burke J. J.- Holloway P.- Dalling M. J.: 1986. The effect of sulfur deficiency on the organization and photosynthetic capability of wheat leaves. *J. Plant Physiology* 125, 371-375.
37. Burmeister D. M. - Dilley D. R.: 1993. Characterization of Mg²⁺-induced bitter pit-like symptoms on apples: A model system to study bitter pit initiation and development. *J. Agric. Food Chem.* 41, 1203-1207.
38. Butterfass T.: 1979. Patterns of chloroplast reproduction. Springer-verlag, New York.
39. Cajuste L. J.- Cruz- Diaz J.- Garcia-Osorio C.: 2000. Extraction of heavy metals from contaminated soils: 1. Sequentail extraction in surface soils and their relationships to DTPA extracable metals and metal plant uptake. *J. Environ. Sci. Health* 35, 1141-1152.
40. Cakmak I. - Marschner H.: 1986. Mechanism of phosphorus-induced zinc deficiency in cotton. I. Zinc deficiency-enhanced uptake rate of phosphorus. *Physiol. Plant* 68, 483-490.
41. Cakmak I. - Marschner H.: 1987. Mechanism of phosphorus-induced zinc deficiency in cotton. III. Changes in physiological availability of zinc in plants. *Physiol. Plant* 70, 13-20.

42. *Cakmak I. - Gülüt K. Y. - Marschner H. - Graham R. D.*: 1994. Effect of zinc and iron deficiency on phytosiderophore release in wheat genotypes differing in zinc efficiency. *J. Plant Nutr.* 17, 1-17
43. *CEC : Council of the European Communities.*: 1999. The landfill directive (1999/31/EC). *Off. J. Eur. Communities L* 182/1-19.
44. *Čiamporová M. – Mistrik I.*: 1993. The structural response of root cells to stressful conditions. *Envir. Exp. Bot.* 33, 11-26.
45. *Cherif H. –Ayari F. –Ouzari H. – Marzorati M. – Brusetti L. – Jedidi N. – Hassen A. – Daffonchio D.*: 2009. Effects of municipal solid waste compost, farmyard manure and chemical fertilizers on wheat growth, soil composition and soil bacterial characteristics under Tunisian arid climate. *European Journal of Soil Biology* 45, 138-145.
46. *Chipasa K. B.*: 2003. Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Manage.* 23, 135-143.
47. *Chu L. M. – Wong M. H.*: 1987. Heavy metal contents of vegetable crops treated with refuse compost and sewage sludge. *Plant Soil* 103, 191-197.
48. *Clark R. B. – Zeto S. K. – Ritchey K. D. –Wendell R. R. – Baligar V. C.*: 1995. Coal combustion by-product use on acid soil: effects on maize growth and soil pH and electrical conductivity. In: Karlen, D.L., Wright, R.J. and Kemper, W.D. (eds), *Agricultural Utilization of Urban and Industrial By-Products*, pp. 131-155. American Society of Agronomy, Madison, WI.
49. *Clark R. B. – Zeto S. K. –Ritchey K. D. – Baligar V. C.*: 1997. Maize growth and mineral acquisition o nacid soil amended with flue gas desulfurization by-products and magnesium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28 (15-16), 1441-1459.
50. *Clarkson D. T.*: 1967. Interactions between aluminium and phosphorus on root surfaces and cell wall material. *Plant Soil* 27, 347-356.
51. *Clarkson D. T. – Hanson J. B.*: 1980. The mineral nutrition of higher plants. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 31, 239-298.
52. *Clarkson D. T. – Saker L. R.*: 1989. Sulphate influx in wheat and barley roots becomes more sensitive to specific protein-binding reagents when plants are sulphate-deficient. *Planta* 178, 249-257.
53. *Coleman J. E.*: 1992. Zinc proteins: enzymes, storage proteins, transcription factors, and replication proteins. *Annu. Rev. Biochem.* 61, 897-946.

54. Cowan I. R. - Raven J. A. - Hartung W. - Farquhar G. D.: 1982. A possible role for abscisic acid in coupling stomatal conductance and photosynthetic carbon metabolism in leaves. *Aust. J. Plant Physiol.* 9, 489-498.
55. Crecchio C. - Gelsomino A. - Ambrosoli R.- Minati J. S. - Ruggiero P.: 2004. Functional and molecular responses of soil microbial communities under differing soil management practices. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 1873–1883.
56. Cripps R.W.- Winfree S. K.- Reagan J. L.: 1992. Effects of sewage sludge application method on corn production. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1705-1715.
57. Cunningham J. D.- Keeney D. R.- Ryan J.A.: 1975. Yield and mineral composition of corn and rye grown on sewage-amended soil. *J. Environ. Qual.* 4, 448-454.
58. Cvijanović G. – Milošević N. – Živanović Lj.: 2008. Importance of diazotrophs in conventional production of maize and soybean. In 43rd Croatian and 3rd International Symposium on Agricultur, Pospisil M. (ed.) 96-99.
59. Csarnai G.: 2005. Használja ki, használja fel! A szennyvíziszap hasznosíthatóságáról. *Agrofórum Extra* 10 (3). 66
60. Csinos A. S. - Bell D. K.: 1989. Pathology and nutrition in the peanut pod rot complex. Pages 124-136 In: 'Soilborne Plant Pathogens: Management of Diseases with Macro – and Microelements. A. W. Engelhard, ed. American Phytopathological Society, St. Paul. Minnesota.
61. Dai J. – Xu M.- Chen J. – Yang X. – Ke Z.: 2007. PCDD/Fs, PAHs and heavy metal in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China.
62. Datnoff L.E.: 1994. Influence of mineral nutrient of rice on disease development. - In: Teng, P.S., Heong K.L., Moody, K., (ed): *Rice Pest Science and Management*. Pp. 89-100. IRRI, Manila.
63. Datt B. M. – Suzuki S. – Akimoto K.: 2010. Interaction of organic semiconductor with low work function metals Ca and K. *Physica B* 405, 3520-3524.
64. Deloch H. W.: 1960. Über die analytische Bestimmung des Schwefels in biochemischen Substanzen und die Schwefelaufnahme durch landwirtschaftliche Kulturpflanzen in Abhängigkeit von der Düngung. PhD Thesis, Universität Geissen.
65. di Toppi L. S. – Gabbrielli R.: 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany* 41, 105-130.

66. Dietz K. J.: 1989. Recovery of spinach leaves from sulfate and phosphate deficiency. *J. Plant Physiol.* 134, 551-557.
67. Diez J. A.- Roman R. - Caballero R.- Caballero A.: 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65, 189-199.
68. Dogar M. A. - van Hai T.: 1980. Effect of P, N and HCO_3^- levels in the nutrient solution on rate of Zn absorption by rice roots and Zn content in plants. *Z. Pflanzenphysiol.* 98, 203-212.
69. Dorenstouter H. - Pieters G. A. - Findenegg G. R.: 1985. Distribution of magnesium between chlorophyll and other phytosynthetic functions in magnesium deficient 'sun' and 'shade' leaves of poplar. *J. Plant Nutr.* 8, 1088-1101.
70. Duchworth R. B. – Hawthorn J.: 1960. Uptake and distribution of strontium in vegetables and cereals. *J. Sci. Food Agric.* 11, 218-225.
71. Ederbauer A.: 1980. Auswirkung von abgestuftem Schwefelmangel auf Wachstum, Substanzbildung und Mineralstoffgehalt von Tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) in Nährlösungskulturen. *Die Bodenkultur* 31, 229-241.
72. Eghball B.- Power J. F.: 1999. Composted and noncomposted manure application to conventional and no-tillage systems: corn yield and nitrogen uptake. *Agron. J.* 91, 819-825.
73. Egmond F. van - Breteler H.: 1972. Nitrate reductase activity and oxalate content of sugar beet leaves. *Neth. J. Agric. Sci.* 20, 193-198.
74. Eleftheriou E. P.- Moustakas M. – Fragiskos N.: 1993. Aluminate-induced changes in morphology and ultrastructure of *Thinopyrum* roots. *J. Exp. Bot.* 44, 427-436.
75. Environmental Protection Agency (U.S.): 1989. Health and environmental effects document for 4-aminopyridine.
76. Epstein E.: 1973. Flow in the phloem and the immobility of calcium and boron: A new hypothesis in support of an old one. *Experientia* 29, 133-136.
77. Epstein E. – Bloom A. J.: 2004. Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives. Second Edition, Sinauer Associates, Inc. Sunderland. pp. 59-60.
78. Evans H. J., Wildes R. A.: 1971. Potassium and its role in enzyme activation. *Proc. 8th Colloq. Int. Potash Inst. Bern.* pp. 13-39
79. Evans D. E. – Briars S. A. – Williams L. E.: 1991. Active calcium transport by plant cell membranes. *J. Exp. Bot.* 42, 285-303.

80. Ewart J. A. D.: 1978. Glutamin and dough tenacity. J. Sci. Food Agric. 29, 551-556.
81. Fageria N. K. - Barbosa Filho M. P.: 1994. Deficiências nutricionais na cultura de arroz. Doc. 42. EMBRAPA-CNPAF.
82. Fageria N. K. – Barbosa Filho M. P.: 1994. Nutritional deficiency in rice crop: Identification and correction. Document No. 42. Goiania, Brazil: EMBRAPA-CNPAF.
83. Fageria N. K. - Baligar V. C. - Jones C. A.: 1997. Growth and mineral nutrition of field crops. 2nd ed. Marcel Dekker, New York.
84. Faust M. - Klein J. D.: 1974. Levels and sites of metabolically active calcium in apple fruit. J. Am.Soc. Hortic. Sci. 99, 93-94.
85. Fernando M. - Kulpa J. - Siddiqi M. Y. - Glass A. D. M.: 1990. Potassium-dependent changes in the expression of membrane-associated proteins in barley roots. Plant Physiol. 92, 1128-1132.
86. Fischer E. S. – Bussler W.: 1988. Effects of magnesium deficiency on carbohydrates in *Phaseolus vulgaris*. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 295-598.
87. Flowers T. J. - Läuchli A.: 1983. Sodium versus potassium: Substitution and compartmentation. In 'Encyclopedia of Plant Physiology, New Series'(A. Läuchli and Bielecki R. L., eds) vol. 15B, 651-681. Springer-Verlag, Berlin.
88. Forno D. A. - Yoshida S. - Asher C. J.: 1975. Zinc deficiency in rice. I. Soil factors associated with the deficiency. Plant Soil 42, 537-550.
89. Foy C. D.:1974. Effects of aluminum on plant growth. Pages 601-642 in: The plant root and its environment. E. W. Carson, ed. University of Virginia Press, Charlottesville.
90. Foy C. D.: 1988. Plant adaptation to the acid, aluminium-toxic soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 19, 959-987.
91. Foy C. D. - Brown J. C.: 1963. Toxic factors in acid soils: I. Characterization of aluminum toxicity in cotton. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27, 403-407.
92. Fredeen A. L.- Rao I. M.- Terry N.: 1989. Influence of phosphorus nutrition on growth and carbon partitioning in *Glycine max*. Plant Physiology 89, 225-230.
93. Freney J. R.- Spencer K.- Jones M. B.: 1978. The diagnosis of sulphur deficiency in wheat. Aust. J. Agric. Res. 29, 727-738.

94. *Fuentes J. P. – Bezdicek D. F. – Flury M. – Albrecht S. L. – Smith J. L.*: 2006. Microbial activity affected by lime in a long term no-till soil. *Soil and Tillage Research* 88, 123-131.
95. *Fulmer H. L.*: 1918. Influence of carbonates of magnesium and calcium on bacteria of certain Wisconsin soils. *J. Agric. Res.* 12, 463-504.
96. *Furlani A. M. C. - Clark R. B. - Sullivan C. Y. - Maranville J. W.*: 1986. Sorghum genotype differences to leaf 'red-speckling' induced by phosphorus. *J. Plant Nutr.* 9, 1435-1451.
97. *García-Gil J. C. – Paza C. – Soler-Rovira P. – Polo A.*: 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1907-1913.
98. *Gerke J.*: 1992. Phosphate, aluminium and iron in the soil solution of three different soils in relation to varying concentrations of citric acid. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155, 339-343.
99. *Gigliotti G. – Businelli D. – Giusquiani P. L.*: 1996. Trace metals uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agric Ecosyst Environ.* 58, 199-206.
100. *Graham R. D. – Welch R. M. – Grunes D. L., Cary E. E. – Norvell W. A.*: 1987. Effect of zinc deficiency on the accumulation of boron and other mineral nutrients in barley. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 652-657.
101. *Green M. S. – Etherington J. R.*: 1977. Oxidation of ferrous iron by rice (*Oryza sativa* L.) roots: A mechanism for waterlogging tolerance? *J. Exp. Bot.* 28, 678-690.
102. *Gris E.*: 1844. Nouvelles experiences sur l'action des composés ferrugineux solubles, appliqués à la végétation et spécialement au traitement de la chlorose et à la débilité des plantes. *Compt. Rend. (Paris)* 19, 1118-1119.
103. *Grof C. P. L. - Johnston M. - Brownell P. F.*: 1989. Effect of sodium nutrition on the ultrastructure of chloroplasts of C₄ plants. *Plant Physiol.* 89, 539-543.
104. *Hall J. L.*: 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53, 1-11.
105. *Halliwell B. – Gutteridge J. M. C.*: 1984. Oxygen toxicity, oxygen radicals, transition metals and disease. *Biochem. J.* 219, 1-14.

106. *Hansel C. M. - Fendorf S.*: 2001. Characterization of Fe plaque and associated metals on the root of minewaste impacted aquatic plants. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3863-3868.
107. *Hanson J. B.*: 1984. The function of calcium in plant nutrition. In *Advances in Plant Nutrition* (P. B. Tinker and A. Läuchli, eds.) 149-208. Praeger, New York.
108. *Hara T.- Gu M. H.- Koyama H.*: 1999. Ameliorative effect of silicon on aluminum injury in the rice plant. *Soil Sci. Plant Nutr.* 45, 929-936.
109. *Hecht-Buchholz C.*: 1967. Über die Dunkelfärbung des Blattgrüns bei Phosphormangel. *Z. Pflanzenernähr.* 118, 12-22.
110. *Heenan D. P. - Campbell L. C. - Carter O. G.*: 1981. Inheritance of tolerance to high manganese supply in soybean. *Crop Science* 21, 625-627.
111. *Heitz E.*: 1936. Untersuchungen über den Bau der Plastiden. I. Die gerichteten Chlorophyllscheiben der Chloroplasten. *Planta* 26, 134-163.
112. *Hernandez T.- Moreno J. I.- Costa F.*: 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37, 201-210.
113. *Houman F. - Godbold D. L. - Majcherczyk A. - Shasheng W. - Hüttermann A.*: 1991. Polyamines in leaves and roots of *Populus maximoviczii* grown in differing levels of potassium and phosphorus. *Can. J. For. Res.* 21, 1748-1751.
114. *Hsiao T. C. - Läuchli A.* 1986. Role of potassium in plant – water relations. In 'Advances in Plant Nutrition' (B. Tinker and A. Läuchli eds.), Vol. 2. pp. 281-312. Praeger Scientific, New York.
115. *Huang J.W. - Shaff J.E. - Grunes D.L. - Kochian L. V.*: 1992. Aluminium effects on calcium fluxes at the root apex of aluminium-tolerant and aluminium sensitive wheat cultivars. *Plant Physiol.* 98, 230-237.
116. *Huber D. M.*: 1980. The role of mineral nutrition in defence. Pages 381-406. In: *Plant Disease: An Advanced Treatise*. Vol. 5, How Plants Defend Themselves. Horsfall J. G., Cowling E. B. (eds.) Academic Press, New York.
117. *Huber D. M.*: 1989. The role of nutrition in the take-all disease of wheat and other small grains. Pages 46-74. In: *Soilborne Plant Pathogens: Management of Diseases with Macro- and Microelements*. Engelhard A. W. (ed.) American Phytopathological Society, St. Paul, Minn.

118. *Huber D. M. - Arny D. C.*: 1985. Interactions of potassium with plant diseases. Pages 467-488. In: Potassium in Agriculture. Munson R. D. (ed.) American Society of Agronomy, Madison, Wisc.
119. *Illmer P. – Buttinger R.*: 2005. Interactions between iron availability, aluminium toxicity and fungal siderophores. *BioMetals* 19, 367-377.
120. *Imsande J.*: 1998. Iron, sulfur, and chlorophyll deficiencies: A need for an integrative approach in plant physiology. *Physiol. Plant.* 103, 139-144.
121. *James D. W. - Hurst C. J. - Tindall T. A.*: 1995. Alfalfa cultivar response to phosphorus and potassium deficiency: Elemental composition of the herbage. *J. Plant Nutr.* 18, 2447-2462.
122. *Jarvis S. C.*: 1982. Sodium absorption and distribution in forage grasses of different potassium status. *Ann. Bot. (London) (N.S.)* 49, 199-206.
123. *Johnson N. M. – Driscoll C. T. – Eaton J. S. – Likens G. E. – McDowell W. H.*: 1981. 'Acid rain', dissolved aluminium and chemical weathering at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Geochim Cosmochim Acta* 45, 1421-1437.
124. *Johnston M. - Grof C. P. L. - Brownell P. F.*: 1988. The effect of sodium nutrition on the pool sizes of intermediates of the C₄ photosynthetic pathway. *Aust. J. Plant Physiol.* 15, 749-760.
125. *Johnston M. - Grof C. P. L. - Brownell P. F.*: 1989. Chlorophyll a/b ratios and photosystem activity of mesophyll and bundle sheath fractions from sodium-deficient C₄ plants. *Australian J. Plant Physiol.* 16, 449-457.
126. *Jones R. L. - Gilroy S. - Hillmer S.*: 1993. The role of calcium in the hormonal regulation of enzymes synthesis and secretion in barley aleurone. *J. Exp. Bot.* 44, 207-212.
127. *Jones R. G. W. - Lunt O. R.* 1967. The function of calcium in plants. *Bot. Rev.* 33, 407-426.
128. *Jones K. C.- Symon C. J. - Johnson A. E.*: 1988. Atmospheric inputs of cadmium to an arable agricultural system, in: Air pollution and Ecosystem (Mathy, P. Ed.) D.Reidel Publishing, Dordrecht, 1988, 548.
129. *Jones J. B. - Engelhard A. W. - Woltz S. S.*: 1989. Management of Fusarium wilt of vegetable and oramentals by macro-and microelement nutrition. Pages 18-32 in 'Soilborne Plant Pathogens: Management of Diseases with Macro- and

- Microelements. A. W. Engelhard, ed. American Phytopathological Society, St. Paul, Minnesota.
130. Kamprath E. J.: 1970. Exchangable aluminum as a criterion for liming leached mineral soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 252-254.
 131. Karmoker J. L.- Clarkson D. L.- Saker L. R.- Rooney J. M.- Purvesc J. V.: 1991. Sulphate deprivation depresses the transport of nitrogen to the xylem and the hydraulic conductivity of barley (*Hordeum vulgare* L.) roots. Planta 185, 269-278.
 132. Kádár I.- Morvai B.: 2008. Városi szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény- kísérletben. II. Agrokémia és Talajtan 57, 97-112.
 133. Kemmit S. J. – Wright D. – Goulding K. W. T. – Jones D. L.: 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. Soil Biology and Biochemistry 38, 898-911.
 134. Kiemnec G. L.- Hemphill Jr. D.D.- Hickey M.- Jackson T. L.- Volk V.V.: 1990. Sweet corn yield and tissue metal concentration after seven years of sewage sludge applications. J. Product. Agric. 3, 232-237.
 135. Kinraide T. B.: 1998. Three mechanisms for the calcium alleviation of mineral toxicities. Plant Physiol. 118, 513-520.
 136. Kinraide T. B. - Ryan P. R.- Kochian L. V.: 1992. Interactive effects of Al^{3+} , H^{+} , and other cations on root elongation considered in terms of cell-surface electrical potential. Plant Physiol. 99, 1461-1468.
 137. Kinraide T. B.- Ryan P. R. - Kochian L. V.: 1994. Al^{3+} - Ca^{2+} interactions in aluminum rhizotoxicity. II. Evaluating the Ca^{2+} -displacement hypothesis. Planta 192:104–109.
 138. Kirkby E. A. – Pilbeam D. J.: 1984. Calcium as a plant nutrient. Plant Cell Environ. 7, 397-405.
 139. Király Z.: 1976. Plant diseases resistance as influenced by biochemical effects on nutrients in fertilizers. Pages 33-46 In: Fertilizer Use and Plant Health. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
 140. Koch K. - Mengel K.: 1974. The influence of the level of potassium supply to young tobacco plants (*Nicotiana tabacum* L.) on short-term uptake and utilization of nitrate nitrogen. J. Sci. Food Agric. 25, 465-471.

141. Kochian L. V.: 1991. Mechanism of micronutrient uptake and translocation in plants. In 'Micronutrients in Agriculture' (J.J. Mortvedt, ed.) 229-296. Soil Sci. Soc. Am. Book Series No. 4. Madison, WI.
142. Kochian L. V.: 1995. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 46, 237-260.
143. Kreimer G. - Melkonian M. - Holtum J. A. M. - Latzko E.: 1988. Stromal free calcium concentration and light-mediated activation of chloroplast fructose-1,6-bisphosphatase. *Plant Physiol.* 86, 423-428.
144. Kurvits A. - Kirkby E. A.: 1980. The uptake of nutrients by sunflower plants (*Helianthus annuus*) growing in a continuous flowing culture system, supplied with nitrate or ammonium as nitrogen source. *Z. Pflanzenernähr.* 143, 140-149.
145. Kühn L. C.: 1988. Iron and gene expression. Molecular mechanisms regulating cellular iron homeostasis. *Nutr. Rev.* 56, 11-19.
146. Langmeier M. – Ginsburg S. – Matile P.: 1993. Chlorophyll breakdown in senescent leaves: demonstration of Mg-chelatase activity. *Physiol. Plant* 89, 347-353.
147. Lambers H. – Chapin F. S. - Pons T. L.(eds.): 2008. Plant physiological ecology. Springer, USA.
148. Láng F.(ed.): 1998. Növényélettan. A növényi anyagcsere. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
149. Läuchi A. - Pflüger R.: 1978. Potassium transport through plant cell membranes and metabolic role of potassium in plants. *Proc. 11th Congr. Int. Potash Inst. Bern*, pp.11-163.
150. Lauer M. J. - Blevins D. G. - Sierzputowska-Gracz H.: 1989. ³¹P-nuclear magnetic resonance determination of phosphate compartmentation in leaves of reproductive soybeans (*Glycine max* L.) as affected by phosphate nutrition. *Plant Physiology* 89, 1331-1336.
151. Lazzari L. – Spérni L. – Bertin P. – Pavoni B.: 2000. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micro pollutant concentrations during sewage sludge composting processes. *Chemosphere* 41, 427-435.
152. Lee J. A. – Woolhouse H. W.: 1969. A comparative study of bicarbonate inhibitions of root growth in calcicole and calcifuge grasses. *New Phytol.* 68, 1-11.

153. *Legge R. L. - Thompson J. E. - Baker J. E. - Lieberman M.*: 1982. The effect of calcium on the fluidity of phase properties of microsomal membranes isolated from post-climacteric Golden Delicious apples. *Plant Cell Physiol.* 23, 161-169.
154. *Leigh R. A. - Wyn Jones R. G.*: 1984. A hypothesis relating critical potassium concentrations from growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytol.* 97, 1-13.
155. *Leigh R. A. - Chater M. - Storey R. - Johnston E. A.*: 1986. Accumulation and subcellular distribution of cations in relation to the growth of potassium-deficient barley. *Plant Environ.* 9, 595-604.
156. *Lévai L.*: 2004. The effect of smut gall tumour infection on iron and zinc uptake and distribution in maize seedlings. *Journal of Agricultural Sciences* 15, 27-32.
157. *Levy D. B. – Barbarick K. A. – Siemer E. G. – Sommers L. E.*: 1992. Distribution and partitioning of trace metal in contaminated soil near Leadville. *Colorado Environ Qual.* 21, 185-195.
158. *Lichtenthaler H. K.- Kuhn G. – Prenzel U. – Buschmann C. – Meier D.*: 1982. Adaptation of chlorophyll – ultrastructure and chlorophyll-protein levels to high light and low light growth conditions. *Zeitschrift für Naturforschung – Section C. Biosciences* 37C, 464-475.
159. *Lindsay W.L.*: 1979. Chemical equilibria in soils. Wiley-Interscience, New York.
160. *Lindsay W. L. – Schwab A. P.*: 1982. The chemistry of iron in soils and its availability to plants. *J. Plant Nutr.* 5, 821-840.
161. *Loch J.*: 1999. Agrokémia. DE ATC, Debrecen
162. *Logan T.J.- Lindsay B.J.- Goins L.E.- Ryan J.V.*: 1997. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: Sludge rate response. *J. Environ. Qual.* 26, 534-550.
163. *Loneragan J. F. - Grove T. S -, Robson A. D. - Snowball K.*: 1979. Phosphorus toxicity as a factor in zinc-phosphorus interactions in plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 966-972.
164. *Loneragan J. F. - Grunes D. L. - Welch R. M. - Aduayi E. A. - Tengah A. - Lazar V. A. - Cary E. E.*: 1982. Phosphorus accumulation and toxicity in leaves in relation to zinc supply, soil. *Sci. Soc. Am. J.* 46, 345-352.
165. *Lund Z. F.*: 1970. The effect of Ca and its relation to several cations in soybean root growth. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 456-459.
166. *Lynch J.- Läuchli A.- Epstein E.*: 1991. Vegetative growth of the common bean in response to phosphorus nutrition. *Crop Sci.* 31, 380-387.

167. Manios T. – Stentiford E. I. – Millner P. A.: 2003. The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferus water. *Ecological Engineering* 20, 65-74.
168. Marando G. – Jiménez P. – Hereter A. – Juliá M. – Ginovart M. – Bonmatí M.: 2011. Effects of tremally dried and composted sewage sludges on the fertility of residual soils from limestome quarries. *Applied Soil Ecology* 49, 234-241.
169. Marschner H. - Schropp A.: 1977. Vergleichende Untersuchungen über die Empfindlichkeit von 6 Unterlagensorten der Weinrebe gegenüber Phosphatinduziertem Zink-Mangel. *Vitis* 16, 79-88.
170. Marschner H.: 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. Academic Press, San Diego. California.
171. Martin R.B.: 1988. Bioinorganic chemistry of aluminium. In 'Metal Ions in Biological Systems Vol. 24: Aluminium and its Role in Biology' (H.Sigel, ed.). pp. 1-57. Marcel Dekker, New York.
172. Mascarenhas J. P. – Machlis L.: 1964. Chemotropic response of the pollen of manganese deficiency in soybeans. *Agron. J.* 77, 363-366.
173. Matsumoto H.- Hirasawa E.- Morimura S.- Takahashi E.: 1976. Localization of aluminum in tea leaves. *Plant Cell Physiol.* 17: 627-631.
174. McLean E. O. 1975. Calcium levels and availabilities in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 6, 219-232.
175. Meknassi Y. F. –Tyagi R. D. – Narasiah K. S.: 2000. Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching: effect of aeration. *Process Biochem* 36, 263-273.
176. Mengel K.: 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy*, 7, 221-233.
177. Michael G.: 1941. Über die Aufnahme und Verteilung des Magnesiums und dessen Rolle in der höheren grünen Pflanze. *Z. pflanzenernaehr. Dueng. Bodenkd.* 25, 65-120.
178. Millar C. E.: 1963. Calcium and magnesium. Pages 194-208 In' *Soil Fertility*'. John Wiley and Sons, New York.
179. Moran R. – Porath D.: 1980. Chlorophyll determination in intact tissues using N,N-dimethylformamide. *Plant Physiol.* 65, 478-479.
180. Mori S.: 1999. Iron acquisition by plants. *Curr. Opin. Plant Biol.* 2, 250-253.

181. Murray D. R.: 1995. Plant response to carbon dioxide. *American Journal of Botany* 82, 690-697.
182. Nagarajah S. – Posner A. M. – Quirk J. P.: 1970. Competitive adsorptions of phosphate with polygalacturonate and other organic anions on kaolinite and oxide surfaces. *Nature* 228, 83-84.
183. Nagy J.: 2006. Az évjárat hatásának értékelése a kukorica termésére. *Növénytermelés*. 55. (5-6) 299-307.
184. Nakano H. – Monita S.: 2007. Effects of twice harvesting on total dry matter yield of rice. *Field Crop Research* 101, 269-275.
185. Nayudu M. V. - Walker J. C.: 1961. In vivo nutrition of the tomato bacterial spot organism. *Phytopathology* 51, 32-34.
186. Nayyar V. K. - Takkar P. N.: 1980. Evaluation of various zinc sources for rice grown on alkali soil. *Z. Pflanzenernähr.* 143, 489-493.
187. Nikolic M. – Römheld V.: 2003. Nitrate does not result in iron inactivation in the apoplast of sunflower leaves. *Plant Physiology* 132, 1303-1314.
188. Nitsos R. E. - Evans H. J.: 1969. Effects of univalent cations on the activity of particulate starch synthetase. *Plant Physiol.* 44, 1260-1266.
189. Nyitrai P.- Bóka K. – Gáspár L. – Sárvári É. – Lenti Á.- Keresztes Á.: 2003. Characterization of the stimulating effect of low dose stressors in maize and bean seedlings. *Journal of Plant Physiology* 10, 1175-1183.
190. Ohnishi J. - Kanai R.: 1987. Na⁺- induced uptake of pyruvate into mesophyll chloroplasts of a C₄ plant, *Panicum miliaceum*. *Agron. J.* 72, 713-716.
191. Ohnishi J. - Flugge U. I. - Heldt H. W. - Kanai R.: 1990. Involvement of Na⁺ in active uptake of pyruvate in mesophyll chloroplast of some C₄ plants: Na⁺/pyruvate cotransport. *Plant Physiology* 94, 950-959.
192. Ohta D. – Yasuoka S. – Matoh T.- Takahashi E.: 1989. Sodium stimulates growth of *Amaranthus tricolor* L. plants through enhanced nitrate assimilation. *Plant Physiol.* 89, 1102-1105.
193. Outlaw W. H.: 1983. Current concepts on the role of potassium in stomatal movements. *Physiol. Plant.* 49, 302-311.
194. Parfitt R. L.: 1979. The availability of P from phosphate-goethite bridging complexes. Description and uptake by ryegrass. *Plant Soil* 53, 55-65.

195. Pathak A. – Dastidar M. G. – Sreekrishnan T. R.: 2008. Bioleaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge. *J. Environ Sci. Health, Part A* 43 (4), 402-411.
196. Pathak A. – Dastidar M. G. – Sreekrishnan T. R.: 2009. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. *Journal of Environmental Management* 90, 2343-2353.
197. Paulsrud B.- Nedland K. T.: 1997. Strategy for land application of sewage sludge in Norway. *Water Sci. Technol.* 36, 283-290.
198. Persson L. - Olsson S. 2000. Abiotic characteristics of soils suppressive to *Aphanomyces* root rot. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1141-1150.
199. Petróczki F. – Gergely I.: 2008. Különböző mezőgazdasági hasznosítású iszapok vizsgálata toxikus elemtartalmuk veszélyességének megállapítására. *Acta Agronomica Óváriensis* 50 (1) 37-41.
200. Pflüger R. - Wiedemann R.: 1977. Der Einfluss monovalenter Kationen auf die Nitratreduktion von *Spinacia oleracea* L. *Z. Pflanzenphysiol.* 85, 125-133.
201. Pichtel J. – Anderson M.: 1997. Trace metal bioavailability in municipal solid waste and sewage sludge composts. *Bioresour. Technol.* 60, 223-229.
202. Planquart P.- Bonin G. – Prone A. – Massiani C.: 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *Science of the Total Environment* 241, 161-179.
203. Possingham J. V.: 1980. Plastid replication and development in the life cycle of higher plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 31, 113-129.
204. Preusser E. - Khalil F. A. - Göring H.: 1981. Regulation of activity of the granulebound starch synthetase by monovalent cations. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 176, 744-752.
205. Ramachandran V.- D'Souza T. J.: 1998. Plant uptake of cadmium, zinc, and manganese in soils amended with sewage and city compost. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*
206. Rai M. K. (ed.): 2007. Handbook of microbial biofertilizers. Food Products Press, Binghamton, NY.
207. Rao I. M. - Terry N.: 1989. Leaf phosphate status, photosynthesis, and carbon partitioning in sugar beet. I. Changes in growth, gas exchange, and Calvin cycle enzymes. *Plant Physiol.* 90, 814-819.

208. *Rauret G.*: 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metal sin contaminated soil and sediment. *Talanta* 46, 449-455.
209. *Reggiani R. - Aurisano N. - Mattana M. - Bertani A.*: 1993. Influence of K^+ ions on polyamine level in wheat seedlings. *J. Plant Physiol.* 141, 136-140.
210. *Rengel Z. - Robinson D. L.*: 1989. Competitive Al^{3+} inhibition of net Mg^{2+} uptake by intact *Lolium multiflorum* roots: I. Kinetics. *Plant Physiol.* 91: 1407-1413.
211. *Rengel Z.*: 1996. Uptake of aluminium by plant cells. *New Phytol* 134, 389-406.
212. *Rengel Z.(ed.)*: 2001. Handbook of soil acidity. Marcel Dekker, New York.
213. *Robson A. D.- Pitman M.G.*: 1983. Interactions between nutrients in higher plants. In 'Encyclopedia of Plant Physiology, New Series' (A. Läuchli and R. L. Bieéeski, eds.), Vol. 15A., 147-180. Springer- Verlag, Berlin and New York
214. *Rosignol M. - Lamant D. - Salsac L. - Heller R.*: 1977. Calcium fixation by the roots of calcicole and calcifuge plants: The importance of membrane systems and their lipid composition. Pages 483-490 In ' Transmembrane Ionic Exchange in Plants. M. Thellier, A. Monnier, M. Demarty and J. Dainty eds. CNRS, Paris, and Editions Universitaires, Rouen, France
215. *Rossiter R. C.*: 1978. Phosphorus deficiency and flowering in subterranean clover (*Tr. Subterraneum* L.). *Ann. Bot. (London)* [N.S.] 42, 325-329.
216. *Rosswall T. - Schnurer J. - Soderlund S.*: 1986. Interactions of acidity, aluminum ions and microorganisms. Pages 395-400 in: *Microbial Communities in Soil*. V. Jensen, A. Kjoller and L.H. Sorensen, eds. Elsevier, New York.
217. *Römheld V. – Marchner H.*: 1981. Iron deficiency stress induced morphological and physiological changes in root tips of sunflower. *Physiol. Plant* 53, 354-360.
218. *Römheld V.*: 1987. Different strategies for iron acquisition in higher plants. *Plant Physiol.* 70, 231-234.
219. *Römheld V.- Marchner H.*: 1986. Evidence for a specific uptake system for iron phytosiderophores in roots of grasses. *Plant Physiol.* 80, 175-180.
220. *Ryan P.R. - DiTomaso J. M. - Kochian L. V.*: 1993. Aluminium toxicity in roots: An investigation of spatial sensitivity and the role of the root cap. *J. Exp. Bot.* 44: 437-446.
221. *Sanzonowicz C. - Smyth T. J. - Israel D. W.*: 1998. Hydrogen and aluminum inhibition of soybean root extension from limed soil into acid subsurface solutions. *J. Plant Nutr.* 21, 387-403.

222. Sárkány S. – Szalai I.: 1957. Növényteni praktikum I., Növénysservezettani gyakorlatok. Tankönyvkiadó, Budapest, 524-588.
223. Schiff J. A.: 1983. Reduction and other metabolic reactions of sulfate. In 'Encyclopedia of Plant Physiology, New Series' (A. Läuchli és R. L. Bielecki eds.) Springer-verlag, Berlin és New York, 15A, 401-421.
224. Schmalensee R. – Stoker T. M. – Judson R. A.: 2006. World carbon dioxide emissions: 1950-2050. The Review of Economics and Statistics 80 (1) 15-27.
225. Schmidt W.: 1999. Deifferent pathway are involved in phosphate and iron stress-induced alteration of root epidermal cell development. Plant Physiology 125 (4) 2078-2084.
226. Schmit J. N.: 1981. Le calcium dans le cellule génératrice en mitose. Etude dans le tube pollinique en germination de *Clivia nobilis* Lindl. (*Amaryllidacee*) C. R. Acad. Sci. Ser (III) 293, 755-760.
227. Schubert S. - Läuchli A.: 1990. Sodium exclusion mechanisms at the root surface of two maize cultivars. Plant Soil 123, 205-209.
228. Schubert E. - Mengel K. - Schubert S.: 1990. Soil pH and calcium effect on nitrogen fixation and growth of broad bean. Agron. J. 82: 969-972.
229. Schumaker K. S. - Sze H.: 1990. Solubilization and reconstitution of the oat root vacuolar H^+/Ca^{2+} exchanger. Plant Physiol. 92, 340-245.
230. Sekiya J. – Schmidt A. – Wilson L. G.- Filner P.: 1982. Emission of hydrogen sulfide by leaf-tissue in response to L-cysteine. Plant Physiol. 70, 430-436.
231. Shah Z. – Adams W. A. – Haven C. D. V.: 1990. Composition an dactivity of the microbial population in an acidic upland soil and effects of liming. Soil Biology and Biochemistry 22, 257-263.
232. Shahandeh H. – Sumner M. E.: 1993. Establishment of Vegetation on By-Product Gypsum Materials. J. Environ. Qual. , 22: 57–61.
233. Shainberg I. – Sumner M. E. –Miller W. P. –Farina M. P. W. – Pavan M. A. – Fey M. V.: 1989. Use of gypsum on soils: a review. Adv. Soil Sci., 9, 1-111.
234. Shear C. B.: 1975. Calcium related disorders of fruits and vegetables. HortScience 10, 361-365.
235. Silva I. R. - Smyth T. J. - Moxley D. F. - Carter T. E. - Allen N. S. - Rufty T.W.:2000. Aluminum accumulation at neclei of cells in the root tip. Fluorescence detection using lumogallion and confocal laser scanning microscopy. Plant Physiol. 123: 543-552.

236. Silva I. R. - Smyth T. J. - Israel D. W. - Rufty T. W.: 2001a. Altered aluminum inhibition of soybean root elongation in the presence of magnesium. *Plant Soil* 230: 223-230.
237. Silva I. R. - Smyth T. J. - Israel D. W. - Raper C. D. - Rufty T. W.: 2001b. Magnesium is more efficient than calcium in alleviating aluminum rhizotoxicity in soybean and its ameliorative effect is not explained by the Gouy-Chapman-Stern model. *Plant Cell Physiol.* 42: 538-545.
238. Simeoni L. A.- Barbarick K. A. – Sbey B. R.: 1984. Effect of small scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. *J. Environ. Qual.* 13, 264-268.
239. Simon L. - Vágvölgyi S. - Győri Z.: 1999. Kadmium akkumuláció vizsgálata napraforgó (*Helianthus annuus* L.) növényben. *Agrokémia és Talajtan*, 48 (1-2): 99-108
240. Simon L.- Szente K.: 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. *Agrokémia és Talajtan* 49, 231-246.
241. Simon L.- Prokisch J.- Győri Z.: 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan* 49, 247-255.
242. Singh B. – Dang Y. P. - Mehta S. C.: 1990. Influence of nitrogen on the behavior of nickel in wheat. *Plant Soil* 127, pp.213-218.
243. Singh K. P. – Mohan D. – Sinha S. – Dalwani R.: 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage sludge treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. *Chemosphere* 55 (2), 227-255.
244. Smith G. S. - Middleton K. R. - Edmonds A. S.: 1980. Sodium nutrition of pasture plants. II. Effects of sodium chloride on growth, chemical composition and reduction of nitrate nitrogen. *New Phytol.* 84, 613-622.
245. Sparks D. L. – Huang P. M.: 1985. Physical chemistry of soil potassium. In: Munson R.D.(ed.) Potassium in Agriculture. American Society of Agronomy, Madison, Wisc. 201-276.
246. Speir T. W.- Van Schaik A. P.- Percival H. J.- Close M. E.- Pang L.: 2003. Heavy metals in soil, plant and groundwater following high-rate sewage sludge application to land. *Water Air Soil Pollut.* 150, 319-358.

247. Stadtman E. R.: 1993. Oxidation of free amino acids and amino acid residues in proteins by radiolysis and by metal-catalysed reactions. *Annu. Rev. Biochem.* 62, 797-821.
248. Stanojković A. – Pivić R. – Maksimović S. – Stevanović D. – Delić D.- Stajković O.: 2010. The effect of metallurgical slag on microbiological activity in Pseudogley. 45th Croatian and 5th International Symposium on Agriculture, 925-629.
249. Stelzer R. - Lehmann H. - Kramer D. - Lüttge U.: 1990. X-ray microprobe analysis of vacuoles of spruce needle mesophyll, endodermis and transfusion parenchyma cells at different seasons of the year. *Bot. Acta* 103, 415-423.
250. Su D. C. –Wong J. W. C.: 2004. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. *Environ Int.* 29, 895-900.
251. Suelter C. H.: 1970. Enzymes activated by monovalent cations. *Science* 168, 789-795.
252. Sumner M. E. – Shahandeh H. – Bouton J. – Hammel J.: 1986. Amelioration of an acid soil profile through deep liming and surface application of gypsum. *Soil Sci. Am. J.* 50, 1254-1258.
253. Tachimoto M. - Fukutomi M. - Matsushiro H. - Kobayashi M. - Takahashi E.: 1992. Role of putrescine in *Lemna* plants under potassium deficiency. *Soil. Sci. plant Nutr.* 38, 307-313.
254. Tamás J.- Filep Gy.: 1995. Nehézfém forgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan* 44, 419-427.
255. Taylor G. J.: 1988. The physiology of aluminium phytotoxicity. In' *Metal Ions in Biological Systems*' (H. Sigel and A. Siegel, eds.) Vol. 24, 123-163. Marcel Dekker Inc. New York.
256. Thomas C. N.- Bauerle W. L.- Chastain J. P.- Owino T.O.- Moore K.P.- Klaine S. J.: 2006. Effects of scrubber by-product-stabilized dairy lagoon sludge on growth and physiological responses of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Chemosphere* 64, 152-160.
257. Touati D.: 2000. Iron and oxidative stress in bacteria. *Arch. Biochem. Biophys.* 373, 1-6.
258. Trehan S. P. - Sekhon G. S.: 1977. Effect of clay, organic matter and CaCO₃ content of zinc adsorption by soils. *Plant Soil* 46, 329-336.

259. Tyagi R. D. – Coullard D. – Fran F. T.: 1988. Heavy metal removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods. *Env. Pollut.* 50, 295-316.
- 260 .Uddling J. – Gelang-Alfredsson J. – Piikki K. – Pleijel H.: 2007. Evaluating the relationship between leaf chlorophyll concentration and SPAD-502 chlorophyll meter readings. *Photosynthetic research* 91 (1): 3746.
261. Uri Zs.- Simon L.- Keresztúri P.:2003. Accumulation of heavy metal sin rye (*Secale cereale* L.) from municipal sewage sludge. *Fascicle Mechanics, Tribology, Machine Manufacturing Technology*, Vol. XVII. Part1., ISSN 1224-3264, 529-532.
262. Vermes L.: 1998. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó, Budapest
263. Walker C. J. – Weinstein J. D.: 1991. Further characterization of the magnesium cheatase in isolated developing cucumber chloroplasts. *Plant Physiol.* 95, 1189-1196.
264. Wallington T. J. – Sullivan J. L. – Hurley M. D.: 2007. Emissions of CO₂, CO, NO_x, HC, PM, HFC-134a, N₂O and CH₄ from the global light duty vehicle fleet. *Meteorogische Zeitschrift* 17 (2) 109-116.
265. Wander M.M.- Walter G.L.- Nissen T.M.- Bollero G.A.- Andrews S.S.-Cavanaugh-Grant D.A.: 2002. Soil quality: science and process. *Agron. J.* 94, 23-32.
266. Wang X. – Chen L. – Xia S. –Zhao J.: 2008. changes of Cu, Zn, and Ni chemical specialtion in sewage sludge co-composted with sodium sulfide and lime. *Journal of Environmental Sciences* 20, 156-160.
267. Warman P. R. – Muizelaar T. – Termeer W. C.: 1995. *Bioavailability of As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se and Zn from biosolids amended compost. Compost Sci. Util.* 3, 40-50.
268. Warman P. R. – Termeer W. C.: 2005a. Evaluation os sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *Bioresource Technology* 96, 955-961.
269. Warman P. R. – Termeer W. C.: 2005b. Evaluation os sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils. *Bioresource Technology* 96, 1029-1038.

270. Webb M. J. - Loneragan J. F.: 1988. Zinc translocation to wheat roots and its implications for a phosphorus/zinc interaction in wheat plants. *J. Plant Nutr.* 13, 1499-1512.
271. Weber J. – Karczewska A. – Drozd J. – Licznar M. – Licznar S. – Jamroz E. – Kocowicz A.: 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1294-1302.
272. Wei Y. – Liu Y.: 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere* 59, 1257-1265.
273. Weinberg E. D. ed. 1977. *Micro-Organisms and Minerals*. Marcel Dekker, New York.
274. Welch R. M. - Webb M. J. - Loneragan J. F.: 1982. Zinc in membrane function and its role in phosphorus toxicity. In 'Proceedings of the Ninth Plant Nutrition Colloquium, Warwick, England' (A. Scaife, ed.), pp. 710-715. Commonwealth Agricultural Bureau, Farnham Royal, Bucks
275. Welp G. - Herms U. - Brümmer G.: 1983. Einfluss von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. *Z. Pflanzenernähr.* 146, 38-52.
276. Wen G. – Bates T. E. – Voroney R. P. – Yamamoto T. – Chikushi J. – Curtin D.: 2002. A yield control approach to assess phytoavailability of Zn and Cu in irradiated, composted sewage sludges and composted manure in field experiments: I. Zinc. *Plant Soil* 246, 231-240.
277. Williams R. J. P. – Fraústo da Silva J. J. R.: 1999. *Bringing chemistry to life*. Oxford University Press, Oxford.
278. Wirén N. von – Römheld V. – Morel J. L. – Guckert A. – Marchner H.: 1993. Influence of microorganisms on iron acquisition in maize. *Soil Biol. Biochem.* 25, 371-376.
279. Woltz S. S. - Jones J. P. 1979. Effects of magnesium on bacterial spot of pepper and tomato and on the *in vitro* inhibition of *Xanthomonas vesicatoria* by streptomycin. *Plant Dis. Rep.* 63, 182-184.
280. Wong J. W. C. – Selvam A.: 2006. Speciation of heavy metals during co-composting of sewage sludge with lime. *Chemosphere* 63, 980-986.
281. Wong M. H.: 1985. Phytotoxicity of refuses compost during the process of maturation. *Environ Pollut.* 40, 127-144.

282. Woodbury P. B.: 1992. Trace elements in municipal solid waste composts: a review of potential detrimental effects on plants, soil biota, and water quality. *Biomass Bioenergy* 3, 239-259.
283. Wu W. - Peters J. - Berkowitz G. A.: 1991. Surface charge-mediated effects of Mg^{2+} on K^{+} flux across the chloroplast envelope are associated with regulation of stromal pH and photosynthesis. *Plant Physiol.* 97, 580-587.
284. Wyn Jones R. G. - Brady C. J. - Speirs J.: 1979. Ionic and osmotic relations in plant cells. In: Recent Advances in the Biochemistry of Cereals (Laidman D.L., Wyn Jones R. G., eds.) Academic Press, London, 63-103.
285. Yamamoto Y. – Kobayashi Y. – Matsumoto H.: 2001. Lipid peroxidation is an early symptom triggered by aluminum, but not the primary cause of elongation inhibition in pea roots. *Plant Physiology* 125, 199-208.
286. Yamamoto Y. – Kobayashi Y. – Devi S. R. – Rikiishi S. – Matsumoto H.: 2002. Aluminum toxicity is associated with mitochondrial dysfunction and the production of reactive oxygen species in plant cells. *Plant Physiology* 128, 63-72.
287. Yokel R. A.: 2002. Aluminium chelation principles and recent advances. *Coordination Chemistry Reviews* 228, 97-113.
288. Xiang L. – Chan L. C. – Wong J. W. C.: 2000. Removal of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge by isolated indigenous iron-oxidizing bacteria. *Chemosphere* 41, 283-287
289. Zhang F. - Römhild V. -, Marschner H.: 1991a. Release of zinc mobilizing root exudes in different plant species as affected by zinc nutritional status. *J. Plant Nutr.* 14, 675-696.
290. Zhang F. - Römhild V. - Marschner H.: 1991b. Diurnal rhythm of release of phytosiderophores and uptake rate of zinc in iron-deficient wheat. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37, 671-678.
291. Zheljaskov V. D. - Warman P. R. 2004. Application of high Cu compost to dill and peppermint. *J. Agric. Food Chem.*, 52. 2615–2622

Törvények, rendeletek:

2000. évi XLIII. tv. a hulladékgazdálkodásról

16/2001. (VII. 18.) KöM Rendelet a hulladékok jegyzékéről

98/2001. (VI.15.) Korm. rendelet a veszélyes hulladékkal kapcsolatos tevékenységek végzésének feltételeiről

40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól

MI-08-1735-1990 Ágazati Műszaki Irányelv

MSZ 20135, 1999: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása

MSZ 21470-50, 1998: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása

MSZ 21976-17, 1993: Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Csíranövényteszt

11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN

Tudományos közlemény idegen nyelvű, lektorált, impakt faktoros folyóiratban:

Fodor F. – Kovács K. – Czech V. – Solti Á. – Tóth B. – Lévia L. – Bóka K. - Vértes A.: 2012. Effects of short term iron citrate treatments at different pH values on roots of iron-deficient cucumber: A Mössbauer analysis. *Journal of Plant Physiology* IN PRESS
IF: 2,791

Ványiné Széles A. – Tóth B.- Nagy J.: 2012. Effect of nitrogen doses on the chlorophyll concentration, yield and protein content of different genotype maize hybrids in Hungary. *African Journal of Agricultural Research* 7. 16: 2546-2552. ISSN 1991-637X.
IF: 0,263

Tóth B. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Gajdos É. - Marozsán M. - Lévai L.: 2012. Industrial side-products as possible soil-amendments. *Journal of Environmental Biology* 33. 2: 435-439. ISSN 0254-8704
IF: 0,48

Solti Á. – Sárvári É. – Tóth B. – Basa B. – Lévai L. – Fodor F.: 2011. Cd effects the translocation of some metals either Fe-like or Ca-like way in poplar. *Plant Physiology and Biochemistry* 49. 494-498. ISSN 0981-9428
IF: 2,485

Tudományos közlemény idegen nyelvű, lektorált folyóiratban:

Tóth B. – Lévai L. – Veres Sz.: 2011. Can industrial by-products be used as tools in sustainable agriculture? *Journal of Environmental Science and Engineering* 12, (5) 1596-1603. ISSN 1934-8932

Tudományos közlemény idegen nyelvű, hazai, lektorált, impakt faktoros folyóiratban:

Tóth B.- Lévai L.- Kovács B. – Borbélyné Varga M. – Veres Sz.: 2013. Compensation effect of bacterium containing biofertilizter on the growth of *Cucumis sativus* L. under Al-stress conditions. (ed. Elekes K.) *Acta Biologica Hungarica* 61. 1: x-xx. ISSN 0236-5393. (ELFOGADVA)
IF: 0,593

Tudományos közlemény idegen nyelvű, hazai, lektorált folyóiratban:

Tóth B. – Solti Á. – Fodor F. – Bóka K. – Veres Sz.: 2012. Green development: green water or waste water? *Növénytermelés* (szerk: Nagy J.) Suppl. 61. 467-407. ISSN 0546-8191.

Tóth B.: 2011. Possible alternatives in crop nutrition. *Journal of Agricultural Sciences - Acta Agraria Debrecenienses* (szerk. Jávora A.), 44. 119-121. ISSN 1588-8363

Tóth B. – Makleit P. - Veres Sz.: 2011. Abusive land use and problem of plant nutrition. *Növénytermelés* (szerk. Nagy J.) Suppl. 60. 419-422. ISSN 0546-8191.

Tóth B. – Bákonyi N. – Veres Sz.: 2010. Effects of different industrial wastes on the plant growth and development in the agro-ecosystem. *Növénytermelés* (Szerk. Nagy J.) Suppl. 59. 2: 605-608. ISSN 0546-8191.

Gajdos É. – **Tóth B.** – Kovács B.: 2009. Applicability of biofertilization under cadmium stress in the case of maize and sunflower. Cereal Research Communications Suppl. 37. 1.: 593-596. ISSN 0133-3720

Tudományos közlemény magyar nyelvű lektorált folyóiratban:

Tóth B. – Hankovszky G. – Bojtok K. – Veres Sz. – Lévai L.: 2012. Biogáz üzemi melléktermékek növényfiziológiai vizsgálata. (szerk. Nagy J.), Növénytermelés 61 (3) (ELFOGADVA). ISSN 0546-8191.

Tóth B. – Bojtok K. – Hankovszky G. – Veres Sz. – Lévai L.: 2012. Bioenergetikai melléktermékek. A fahamu és szalmahamu hatása a kukorica fejlődésére. (szerk. Nagy J.), Növénytermelés 61 (2) 97-107. ISSN 0546-8191.

Tóth B.: 2012. A szennyvíziszap formák alkalmazhatósága a növénytermesztésben. Agrártudományi Közlemények, Acta Agrarai Debreceniensis 46. (szerk. Jávors A.) 83-89.

Tóth B. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Gajdos É. – Marozsán M. – Lévai L.: 2010. Mész- és cementgyári porok növényfiziológiai hatásának vizsgálata. (szerk. Nagy J.), Növénytermelés 59. 3: 65-83. ISSN 0546-8191.

Bákonyi N. – Gajdos É. – **Tóth B.** – Marozsán M. – Kovács Sz. – Veres Sz. – Lévai L.: 2010. A közeg pH-jának szerepe a látens tápanyaghiány kialakulásában fiatal kukorica és uborka növényeknél. Növénytermelés (Szerk. Nagy J.) 59. (2) 5-23. ISSN 0546-8191.

Ismeretterjesztő publikáció

Tóth B. – Veres Sz. – Lévai L.: 2012. Műtrágyázás és meszezés – a savanyú talajok időzített bombák. Értékálló Aranykorona XII. Évf. 3. szám, 8-9. pp.

Tóth B.: 2011. A kommunális szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása. Értékálló Aranykorona XI. Évf. 10. szám, 14-15. pp.

Tóth B.: 2010. Ipari melléktermékek alkalmazása a növénytáplálásban. Értékálló aranykorona. X. évfolyam, 9. szám, pp. 13-14

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

Bákonyi N. – Gajdos É. – **Tóth B.** – Marozsán M. – Lévai L. – Veres Sz.: 2011. The effect of Fe/Zn ratio on the evolution of latent zinc deficiency in crop plants. [In: Pospisil M. (ed.) Proceedings of 46th Croatian & 6th International Symposium on Agriculture.] Opatija, Croatia. 775-759. ISBN 978-953-6135-90-5.

Gajdos É. – Bákonyi N. – Marozsán M. – **Tóth B.** – Lévai L. – Veres Sz.: 2011. Cadmium tolerance of maize and sunflower seedlings. [In: Pospisil M. (ed.) Proceedings of 46th Croatian & 6th International Symposium on Agriculture.] Opatija, Croatia. 700-703. ISBN 978-953-6135-90-5.

Lévai L. – **Tóth B.** – Gajdos É. – Bákonyi N. – Veres Sz.: 2011. Bio-fertilizers for the quality of agricultural production. [In: Efe R., Münir Öztürk M., Atalay I. (eds.) Global

Changes in the Mediterranean Region (IKES2011). Proceedings of International Symposium on Kaz Mountains (Mount IDA) and Edremit.] Edremit. Turkey. 531-539. ISBN 978-605-87840-0-0.

Tóth B. – *Lévai L.*: 2011. New possibilities in environmental friendly plant nutrition. [In: Efe R., Münir Öztürk M., Atalay I. (eds.) Global Changes in the Mediterranean Region (IKES2011). Proceedings of International Symposium on Kaz Mountains (Mount IDA) and Edremit.] Edremit. Turkey. 531-539. ISBN 978-605-87840-0-0.

Tóth B. - *Veres Sz.* - *Fodor F.* - *Solti Á.* - *Lévai L.*: 2011. Waste management – Reuse in agriculture? [In: Li S., Wang W., Niu P., An Y. (eds.) Progress in Environmental Science and Technology, Vol III. Proceedings of the 2011 International Symposium on Environmental Science and Technology.] Dongguan, Guangdong Province. China. 945-949. ISBN 978-7-03-030935-8.

Tóth B. – *Veres Sz.* – *Stipešević B.* – *Jug D.* - *Lévai L.*: 2011. Are there any useful effects of wastes in the crop production?[In: Stipešević B., Sorić R. (eds.) Agroglas. Proceedings and abstract of 4th International Scientific/Professional Conference on Agriculture in Nature and Environment Protection.] Vukovar. Republic of Croatia. 124-129. ISBN 978-953-7693-01-5.

Bákonyi N. – *Lévai L.* – *Gajdos É.* – **Tóth B.** – *Veres Sz.*: 2011. Physiological responses of maize and cucumber to the biofertilizer treatment under alkaline condition. [In: Stipešević B., Sorić R. (eds.) Agroglas. Proceedings and abstract of 4th International Scientific/Professional Conference on Agriculture in Nature and Environment Protection.] Vukovar. Republic of Croatia. 130-135. ISBN 978-953-7693-01-5.

Tóth B. - *Lévai L.* - *Makleit P.* - *Bákonyi N.* – *Veres Sz.*: 2011. Possibilities to environmental friendly reuse of industrial side-products. [In: Atanasov A. (ed.) Research People and Actual Tasks on Multidisciplinary Sciences. 3rd International Conference.]. Lozenec. Bulgaria. 309-313. ISSN 1313-7735.

Bákonyi N. – *Gajdos É.* – **Tóth B.** – *Makleit P.* – *Lévai L.* - *Veres Sz.*: 2011. The effect of Zn deficiency on the contents of photosynthetic pigments. [In: Atanasov A. (ed.) Research People and Actual Tasks on Multidisciplinary Sciences. 3rd International Conference.]. Lozenec. Bulgaria. 18-21. ISSN 1313-7735.

Tóth B. - *Ványiné Széles A.* – *Vágó I.* – *Veres Sz.*: 2011. Dependence of chlorophyll contents of rape and wheat on sewage sludge compost treatment. [In: Kastori R.- Kadar I. – Aleksić N.- Tomčić D.- Kićović D. –Gora C.- Golja A. (eds.) Environmental Protection of Urban and Suburban Settlements 15th International Eco-Conference®.] Novi Sad. Serbia. 461-468. ISBN 978-86-83177-44-8.

Tóth B. – *Lévai L.* – *Vágó I.* - *Veres Sz.*: 2011. Possible use of renewable industrial by-products in environmentally- friendly agricultural production. [In: Baby S., Dan Y. (eds.) International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering 21: Proceedings of 2011 International Conference on Environment and BioScience (ICEBS2011)] Cairo. Egypt. 124-128. ISSN 2010-4618. ISBN 978-981-08-9919-6.

Tóth B. - Veres Sz. - El-Rodeny M. W. - Lévai L.: 2010. Effects of sewage sludge and lime sludge on the early development of corn under laboratory conditions. [In: Jug D. - Sorič, R. (eds.) Agroglas. Proceedings and abstract of 3rd international scientific/professional conference on Agriculture in Nature and Environment Protection.] Vukovar. Croatia. 194-199. ISBN 978-953-7693-00-8.

Tóth B. – Lévai L. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Gajdos É. – Marozsán M.: 2010. Effects of industrial wastes and by-products on some physiological parameters of crop seedlings. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 945-949. ISBN 978-953-6331-79-6.

Bákonyi N. – Gajdos É. – **Tóth B.** – Marozsán M. – Veres Sz. – Lévai L.: 2010. Effects of carbonate on nutrition of crop plants. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 667-671. ISBN 978-953-6331-79-6.

Gajdos É. – Veres Sz. – Bákonyi N. – **Tóth B.** – Vígh R. – Marozsán M. – Lévai L.: 2010. Effects of cadmium on some physiological processes of crop plants. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 712-716. (eds. Marič S., Lončarić Z.) ISBN 978-953-6331-79-6.

Lévai L. – Veres Sz. – **Tóth B.** – Bákonyi N. – Gajdos É. – Faragó E. – Marozsán M.: 2010. Necessity to use living bacteria in plant nutrition. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 818-822. ISBN 978-953-6331-79-6.

Marozsán M. – Gajdos É. – Bákonyi N. - **Tóth B.** – Veres Sz. – Lévai L.: 2010. The role of wood ash in the forest nutrition. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 45th Croatian & 5th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 841-844. (eds. Marič and Lončarić) ISBN 978-953-6331-79-6.

Tóth B. - Stipešević B. - Jug D. - Lévai L.: 2010. Can we increase available nutrients using bacteria? [In: Jug I., Vukadinovic V. (eds.) Soil tillage –open approach. Proceedings of the 1st international symposium of Croaiton Soil Tillage Research Organization.] Osijek. Croatia. 98-103. ISBN 978-953-6331-83-3.

Bákonyi N. – Gajdos É. – Lévai L. – Veres Sz. – **Tóth B.** – Marozsán M.: 2009. Comparison of effects of different biofertilisers on early development of cucumber and wheat seedlings. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 491-495. ISBN 978-953-6331-97-3.

Gajdos É. – Bákonyi N. – Lévai L. – Veres Sz. – Marozsán M. – **Tóth B.**: 2009. Physiological examination of Cadmium contamination on corn and sunflower seedlings. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 510-512. ISBN 978-953-6331-97-3.

Lévai L. – Veres Sz. – Gajdos É. – Marozsán M. – Bákonyi N. – **Tóth B.**: 2009. Possibilities in plant nutrition. In Book of Abstract/Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 556-560. ISBN 978-953-6331-97-3.

Tóth B. – Bákonyi N. – Gajdos É. – Bódi É. – Marozsán M. – Veres Sz. - Lévai L.: 2009. Effects of cement and quicklime powder on the growth of corn and sunflower seedlings. [In: Sequi P., Ferri D., Rea E., Montemurro F., Vonella A. V., Fornaro F. (eds.) More sustainability in agriculture: new fertilizers and fertilization management. 18th CIEC Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers.] Rome. Italy. 122-126. ISSN 1971-0755.

Gajdos É. – Veres Sz. – Bákonyi N. – **Tóth B.** – Bódi É. – Marozsán M. – Lévai L.: 2009. Effects of bacteria containing biofertilizer on Cd-tolerance of some crop plants. [In: Sequi P., Ferri D., Rea E., Montemurro F., Vonella A. V., Fornaro F. (eds.) More sustainability in agriculture: new fertilizers and fertilization management. 18th CIEC Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers.] Rome. Italy. 67-73. ISSN1971-0755.

Tóth B. - Lévai L. - Veres Sz. - Gajdos É. - Marozsán M. - Bákonyi N.: 2009. Physiological effects of quicklime and cement factory powder. [In: Jug, D. - Sorič, R. (eds.) Agrogilas. Proceedings of 2nd international scientific/professional conference on Agriculture in Nature and Environment Protection.]Vukovar. Croatia.171-176. ISBN978 953 99440 8 5.

Magyar nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

Bákonyi N. - Gajdos É. - **Tóth B.** - Marozsán M. - El-Rodeny M. W. - Lévai L. - Veres Sz.: 2011. A Zn hiány hatása a levelek és a gyökerek morfológiájára. [In: Mócsy I. – Szacsvai K. –Urák I. – Zsigmond A. R. – Szikszai A. (szerk.) Procceding of VII. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia. Kolozsvár. Románia. 395-399. ISSN 1842-9815.

Tóth B. - Veres Sz. - Lévai L. - Kiss L. - Bákonyi N. - Gajdos É. - Marozsán M.: 2010. Néhány ipari hulladék hatása a napraforgó fiziológiai paramétereire laboratóriumi körülmények között. [In: Szabó B. - Tóth Cs. (szerk.) Proceedings of VI. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia.] Nyíregyháza. 57-62 ISBN: 978-963-9909-57-1.

Kiss L. - **Tóth B.** - Lévai L. - Veres S.: 2010. Néhány ipari melléktermék csírázást befolyásoló hatásának a vizsgálata. [In: Szabó B. - Tóth Cs. (szerk.) Proceedings of VI. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia.] Nyíregyháza. 51-55. ISBN: 978-963-9909-57-1.

Nagy K. - Lévai L. - Bódi É. - Tarsoly M. - **Tóth B.** - Marozsán M. - Győri Z. - Kovács B.: 2010. Kukorica és napraforgó növények vizsgálata szelénkezelés hatására. [In: Szabó B. – Tóth Cs. (szerk.) Proceedings of VI. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia.] Nyíregyháza. 211-216 pp. ISBN: 978-963-9909-57-1

Tóth B.: 2010. Ipari melléktermékekkel a CO₂ emisszió csökkentéséért. [In: Kovács Gy. - Gelencsér G. - Centeri Cs. (szerk.) Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia.] Siófok. 368-374. ISBN 978-963-229-871-9.

Bákonyi N. - Gajdos É. - Tóth B. - Marozsán M. - El-Rodeny M. W. - Lévai L. - Veres Sz.: 2010. Cinkhiány és auxinkezelés növényfiziológiai hatásai kukorica és uborka csíranövényeken. [In: Kovács Gy. - Gelencsér G. - Centeri Cs. (szerk.) Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia.] Siófok. 135-141. ISBN 978-963-229-871-9.

Gajdos É. - Bákonyi N. - Lévai L. - Veres Sz. - Marozsán M. - Tóth B.: 2008. A biotrágyák szerepe a növények nehézfém toleranciájában. Konferencia Kiadvány: VI. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Napok, Mezőtúr 193-197. ISBN 978-963-87874-2-2

Marozsán M. - Veres Sz. - Gajdos É. - Bákonyi N. - Tóth B. - Lévai L.: 2008. A biotrágyák és a fahamu lehetséges szerepe a növények tápanyagellátásában. Konferencia Kiadvány: VI. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Napok, Mezőtúr 343-347. ISBN 978-963-87874-2-2

Angol nyelvű absztrakt:

Tóth B. – Veres Sz. – Kovács B. - Varga Borbélyné M. - László L.: 2012. Basic experiments on effects of sewage sludge on early growth of crop plants. Abstract of 4th International CongressEUROSOIL 2012, Soil Science for the Benefit of Mankind and Environment, Bari, Italy, 1467.

Tóth B. - Lévai L.: 2011. Phytoremediation – or should we let the heavy metals where they were? Book of Abstracts of 5th European Bioremediation Conference. Abstract. Chania. Greece. 59.

Tóth B. – Veres Sz. – Lévai L.: 2011. Bacteria containing fertilizer: reduce the Al uptake of plants. Abstract book of 8th International Phytotechnology Society Conference. Portland, Oregon, USA. 35.

Hankovszky G. - Tóth B. - Lévai L. - Veres Sz.: 2011. Biogáz üzemi présvíz- mit kezdhetünk vele? [In: Lengyel Sz. – Varga K. – Kosztyi B. (szerk.) Absztrakt kötet VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia.] Debrecen. 113. ISBN 978 963 318 169 0

Bákonyi N. – Gajdos É. – Tóth B. – Marozsán M. - El-Rodeny M. W. – Veres Sz. – Lévai L.: 2010. Effects of Zn deficiency on some physiological parameter of maize and cucumber seedlings. [In: Bona L. –Pauk J. (szerk.) 3rd IFSDAA International Seminar on Crop Science for Food security, Bio-energy and Sustainability.] Szeged. 60.

Tóth B. – Veres Sz. – Kiss L. - El-Rodeny M. W. – Bákonyi N. – Lévai L.: 2010. Physiological responses of corn seedlings on treatments with some industrial side-products. [In: Bona L. –Pauk J. (szerk.) 3rd IFSDAA International Seminar on Crop Science for Food security, Bio-energy and Sustainability.] Szeged. 94.

Tóth B. – Veres Sz. – Lévai L.: 2010. Possible role of industrial wastes in the correction of iron deficiency. Book of abstracts of 15th International Symposium on Iron Nutrition and Interactions in Plants. Abstract. Budapest. 80.

Kovács K. – **Tóth B.** – Lévai L. – Vértés A. – Kuzmann E. – Abadia J. – Fodor F.: 2010. Effect of pH and iron complexes on the iron species found in the roots of iron deficient cucumber after iron supply. Book of abstracts of 15th International Symposium on Iron Nutrition and Interactions in Plants, Abstract. Budapest. 85.

Veres Sz. – **Tóth B.** – Kiss L. – Lévai L.: 2010. Use of sewage sludge and bacterium containing fertilizer to increase plant production. Photosynthesis Research for Food Fuel and the Future. Abstract of 15th International Congress of Photosynthesis. Beijing, China. 306-307.

Tóth B. – Kovács B. – Lévai L. – Veres Sz.: 2010. Can be the industrial side-products tools for sustainable agriculture? Proceeding of the 7th International Phytotechnologies Conference. Parma. Italy. 255.

Tóth B. – Kovács B. – Lévai L. – Veres Sz.: 2010. Physiological examination on some industrial wastes. Proceeding of the 7th International Phytotechnologies Conference. Parma. Italy. 256.

Tóth B. – Lévai L. – Kovács B. – Veres Sz.: 2010. Industrial produce and environmental protection. [In: Zouros N. (ed.) Proceedings of the 9th European Geopark Conference 2010 European Geoparks Network.] Mytilini. Lesvos. Greece. 177 .ISBN: 978-960-98579-5-6

Lévai L. – Veres Sz. – Bákonyi N. – Gajdos É. – **Tóth B.** – Marozsán M.: 2009. Advantages of biofertilizers and wood ash in organic agriculture. International Conference on Plants and Environmental Pollution. 6-11 July, Kayseri, Turkey, p.35 Book of abstract

A kutatási témához közvetlenül nem kapcsolódó publikációk:

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

Makleit P. – Fónagy A. – **Tóth B.**: 2011. Cyclic hydroxamic acid content of different maize varieties in early development stages. [In: Pospisil M. (ed.) Proceedings of 46th Croatian & 6th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 663-666. ISBN 978-953-6135-90-5.

Stipešević B. – Brozović B. – Grgošević M. – Stošić M. – Jug D. – **Tóth B.** – Lévai L. – Simić M. – Drinić Mladenović S. – Mijić Z. – Špoljarić-Marković S.: 2011. Održivost upotrebe postrnih zaštitnih usjeva u ekološkoj proizvodnji kukuruza kokičara. ?[In: Stipešević B., Sorić R. (eds.) Agroglas. Proceedings and abstract of 4th International Scientific/Professional Conference on Agriculture in Nature and Environment Protection.] Vukovar. Republic of Croatia. 208-212. ISBN 978-953-7693-01-5.

Makleit P. – Tanyi P. – Bákonyi N. – **Tóth B.**: 2011. Comparison of two maize hybrids' self-protecting ability. [In: Atanasov A. (ed.) Research People and Actual Tasks on

Multidisciplinary Sciences. 3rd International Conference.]. Lozenec. Bulgaria.131-134. ISSN 1313-7735.

Stipešević B. - Brozović B. - Jug D. - Stošić M. - Jug I. - Vukadinović V. - Simić M. - Mladenović-Drinić S.- Tóth B. - Lévai L.: 2010. The influence of soil tillage system at germination of buckwheat, millet and sudan grass sown as post-harvest summer crops. [In: Jug, I., Vukadinovic V. (eds.) Soil tillage – open approach. Proceedings of the 1st international symposium of Croatian Soil Tillage Research Organization.] Osijek. Croatia. 137-141. ISBN 978-953-6331-83-3.

Marozsán M. – Veres Sz. – Gajdos É. – Bákonyi N. – Tóth B. – Lévai L.: 2009. The possible role of bio-fertilizers in agriculture. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 585-588. ISBN 978-953-6331-97-3.

Veres Sz. – Lévai L. – Marozsán M. – Gajdos É. – Bákonyi N. - Tóth B.: 2009. Changes of some chlorophyll-fluorescence parameters under biofertilization. [In: Marič, S. and Lončarić, Z. (eds.) Proceedings of 44th Croatian & 4th International Symposium on Agriculture.] Opatija. Croatia. 662-665. ISBN 978-953-6331-97-3.

Bákonyi N. – Tóth B. - Gajdos É. – Bódi É. – Marozsán M. – Veres Sz. – Lévai L.: 2009. Role of biofertilisers in plant nutrition. [In: Sequi P., Ferri D., Rea E., Montemurro F., Vonella A. V., Fornaro F. (eds.) More sustainability in agriculture: new fertilizers and fertilization management. 18th CIEC Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers.]Rome.Italy.17-22. ISSN1971-0755.

Magyar nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

Bákonyi N. - Gajdos É. - Lévai L. - Veres Sz. - Marozsán M. - Tóth B.: 2008. Különböző biotrágyák fiziológiai összehasonlítása. Konferencia Kiadvány: VI. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Napok, Mezőtúr 176-180. ISBN 978-963-87874-2-2

Angol nyelvű absztrakt:

Veres Sz. - Malik A. I. - Lévai L. - Tóth B. - Bákonyi N. - Gajdos É. - Rengel Z.: 2011. Genotypic influence on the photochemical activity of wheat under various nitrogen supply conditions. 1st Congress of Cereal Biotechnology and Breeding. Abstract. Szeged. 75-76.

Lévai L. – Tóth B. – Veres Sz.: 2010. The importance of soil life in sustainable agriculture. Fourth International Conference on Plant and Environmental Pollution. Abstract. Lucknow. India. 144.

Magyar nyelvű absztrakt:

Posta J. - Tóth B.: 2010. Hajdú-Bihar és Szabolcs-Szatmár-Bereg megye gyomkenderrel (*Cannabis sativa* L.) szennyezett területeiről származó minták THC-tartalmának vizsgálata. TOX'2010 Tudományos Konferencia. Absztrakt. Galyatető. 60.