



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM  
GEORGIKON CAMPUS

**Az oldható foszfor koncentráció változása Magyarország mezőgazdasági  
használatban lévő talajaiban a rendszerváltástól napjainkig**

DOI: 10.54598/003530

**Kassai Piroska**  
Keszthely  
2023

## A doktori iskola

**megnevezése:** Festetics Doktori Iskola

**tudományága:** Növénytermesztés és kertészeti tudományok

**vezetője:** Dr. habil. Anda Angéla

egyetemi tanár, DSc

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Georgikon Campus,  
Környezettudományi Intézet, Környezeti Fenntarthatóság Tanszék

**Belső témavezető:** Dr. Tóth Zoltán PhD

egyetemi docens, tanszékvezető

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Georgikon Campus,  
Növénytermesztési-tudományok Intézet, Agronómia Tanszék

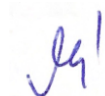
**Külső témavezető:** Dr. Tóth Gergely DSc

főigazgató-helyettes

Felsőbbfokú Tanulmányok Intézete, Kőszeg

tudományos tanácsadó

Eötvös Loránd Kutatóhálózat, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani  
Intézet



.....  
Az iskolavezető jóváhagyása



.....  
A belső témavezető jóváhagyása



.....  
A külső témavezető jóváhagyás

# Tartalomjegyzék

<b>1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK</b> .....	<b>2</b>
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	<b>6</b>
2.1 A FOSZFORCIKLUS ÉS A RENDELKEZÉSRE ÁLLÓ FOSZFORKÉSZLETEK .....	6
2.2 FOSZFOR FORMÁK ÉS VISELKEDÉSÜK A TALAJBAN .....	10
2.3 A TALAJ FOSZFOR KONCENTRÁCIÓJÁNAK MÉRÉSI LEHETŐSÉGEI .....	13
2.4 A FOSZFOR UTÁNPÓTLÁS ALAPELVEI .....	16
2.5 MAGYARORSZÁG TALAJAINAK FOSZFOR UTÁNPÓTLÁSA AZ 1900-AS ÉVEKTŐL NAPJAINKIG .....	18
2.6 A FOSZFOR TRÁGYÁK FŐ TÍPUSAI .....	21
2.6.1 A foszfor műtrágyák típusai .....	21
2.6.2 A szerves trágyák típusai .....	22
2.6.3 In situ foszfor aktivátorok .....	28
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZEREK</b> .....	<b>33</b>
3.1 TALAJ FOSZFOR ADATOKAT TARTALMAZÓ ADATBÁZISOK .....	33
3.1.1 Az Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer (AIIR adatbázis) bemutatása.....	33
3.1.2 A LUCAS adatbázis bemutatása .....	35
3.1.3 A TIM adatbázis bemutatása .....	36
3.2 A TALAJOK OLDHATÓ FOSZFOR KONCENTRÁCIÓJÁT BEFOLYÁSOLÓ KÖRNYEZETI/GAZDÁLKODÁSI PARAMÉTEREK ELEMZÉSÉHEZ HASZNÁLT ADATBÁZISOK ÉS AZ ÖSSZEFÜGGÉSEK KERESÉSÉRE HASZNÁLT MÓDSZEREK .....	38
3.2.1 Az éghajlat és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata .....	38
3.2.2 A felszínborítás és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata .....	40
3.2.3 Az állatlétszám és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata .....	42
3.2.4 A műtrágyahasználat és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata .....	42
3.3 ADATHARMONIZÁCIÓ .....	44
3.4 A TÉRKÉPEZÉSHEZ HASZNÁLT MÓDSZEREK .....	45
3.4.1 Krigelés és regresszió krigelés .....	45
3.4.2 A térképezés lépései .....	47
3.4.3 Foszfor-ellátottság számítása országos léptékben .....	48
<b>4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK</b> .....	<b>50</b>
4.1 AZ EURÓPAI LÉPTÉKŰ ELEMZÉSEK EREDMÉNYEI .....	50
4.1.1 A talajok oldható foszfor koncentrációja és a klíma kapcsolata .....	50
4.1.2 A talajok oldható foszfortartalmának kapcsolata a felszínborítással .....	53
4.1.3 Az állatlétszám és a talajok oldható foszfortartalmának kapcsolata .....	56
4.2 ORSZÁGOS LÉPTÉKŰ ELEMZÉSEK .....	58
4.2.1 Magyarország talajainak foszfor koncentrációja az EU tagállamok rangsorában .....	58
4.2.2 Az AIIR a TIM és a LUCAS adatbázisok foszfor értékeinek összehasonlítása leíró statisztikai vizsgálatokkal .....	59
4.2.3 A talajok oldható foszfor koncentrációja és a talajok fizikai-kémiai tulajdonságai közötti kapcsolatok .....	62
4.2.4 A műtrágyahasználat és a talajok foszfor koncentrációja közötti kapcsolat országos léptékben .....	63
4.3 MAGYARORSZÁG TALAJAINAK OLDHATÓ FOSZFOR TARTALMA ÉS ANNAK VÁLTOZÁSA A RENDSZERVÁLTÁSTÓL NAPJAINKIG .....	66
4.3.1 Az AIIR adatbázis felhasználásával készült, az 1985-89 időszakot reprezentáló AL-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> térkép.....	66
4.3.2 Az AIIR adatbázis és a LUCAS adatbázisok (2009, 2015) foszfor értékei közötti különbségek .....	68
4.3.3 Hazánk mezőgazdasági talajainak oldható foszfor tartalom térképei 2009-es és 2015-os adatok alapján .....	77
4.3.4 Hazánk mezőgazdasági talajainak növénytermesztési szempontú foszfor ellátottsága 1985-89 között és 2015-ben .....	78
<b>5. KÖVETKEZTETÉSEK</b> .....	<b>81</b>
<b>6. ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	<b>84</b>
<b>7. SUMMARY</b> .....	<b>88</b>
<b>8. TÉZISPONTOK</b> .....	<b>89</b>

<b>9. THESES .....</b>	<b>91</b>
<b>10. IRODALOMJEGYZÉK .....</b>	<b>92</b>
<b>11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....</b>	<b>106</b>

## **Rövidítések jegyzéke**

**AIIR- Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer**

**AKI- Agrárközgazdasági Intézet**

**AL- ammónium laktát**

**ArcGIS- Aeronautical Reconnaissance Coverage Geographic Information System**

**CORINE- Coordination of information on the environment**

**EEA- European Environmental Agency**

**EOV- egységes országos vetület**

**KSH- Központi Statisztikai Hivatal**

**MÉM-NAK- Mezőgazdasági és. Élelmezésügyi Minisztérium Növényvédelmi és Agrokémiai  
Központ**

**NUTS -Nomenclature of Territorial Units for Statistics**

**LUCAS- Land Use/Land Cover Area Frame Survey**

**P- foszfor**

**SAGA- System for Automated Geoscientific Analyses**

**TIM-Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer**

**TIEDIT- Területhasználati Információk Egységes Digitális Térképe**

## **1. Bevezetés és célkitűzések**

A talaj az egyik legfontosabb feltételesen megújuló természeti erőforrásunk. Kialakulási és regenerációs folyamatai rendkívül lassúak, viszont állapotának leromlása nagyon gyorsan végbe mehet, ezért megtartása és megőrzése állandó és tudatos tevékenységet követel (Várallyay, 2010). Ahhoz, hogy a talajhasználat fenntartható legyen, kompromisszumokat kell kötni a különböző társadalmi, gazdasági és környezeti igények között. Olyan társadalmi-gazdasági megoldásokra van szükség, amelyek nem vezetnek a természeti erőforrások degradációjához, nem eredményezik az elszennyeződésüket, és lehetővé teszik a különböző ökológiai rendszerek fennmaradását, hatékony működését. (Faragó, 2001).

A talajhasználat fenntarthatóságának különböző aspektusai közül kiemelkedően fontos a talaj termékenységének megőrzése. Ez alatt leegyszerűsítve azt értjük, hogy a talaj képes legyen ellátni a rajta élő növényeket a vegetációs idejük során vízzel és tápanyagokkal (Győri, 1984).

A talajok fizikai-kémiai tulajdonságai térben és időben is egyaránt változnak. Bizonyos tulajdonságok csak lassan, emberi léptékben alig észrevehetően változnak (pl. a talaj fizikai paraméterei), míg néhány talajtulajdonság - beleértve a növények számára fontos tápelemek szintjét és hozzáférhetőségét- rövid idő alatt is megváltozhatnak. Ezek a folyamatok egyaránt lehetnek természetes és az emberi hatás következményei, és nagyban befolyásolják a talajok termékenységét.

A foszfor a növények által a talajból felvett három legfontosabb tápelem egyike, szinte minden növényi anyagcsere-folyamatban szerepel. Ha tartós foszforhiány lép fel a vegetációs időszakban, a termésképzés csupán töredéke lesz a normálisnak. Művelt területeken tehát kiemelten fontos, hogy a többi tápelemmel együtt a növények számára megfelelő szinten hozzáférhető és felvehető legyen a foszfor, különösen a legfontosabb növekedési-fejlődési fázisokban (Lálity 2018). A foszfor növények számára is hozzáférhető formája az intenzíven művelt területeken könnyen kimerülhet, mivel természetes folyamatok révén csak lassan pótlódik vissza a talajokba ill. a mesterségesen visszapótolta foszfor is rövid időn belül valamely, a növények számára nehezen hozzáférhető formában lekötődhet. (Malhotra, 2018). Kiemelten fontos tehát a talajok foszfor tartalmának rendszeres monitorozása és megfelelő szinten tartása az intenzíven művelt területeken, melyet legkönnyebben szerves vagy szervesetlen trágyák kijuttatásával érhetünk el.

Nem meglepő, hogy a mezőgazdasági talajok esetében az oldható foszfor koncentrációja elsősorban a trágyázás függvénye. Erre az összefüggésre mutat rá Tóth et al. (2014) európai léptékű tanulmánya is, miszerint azokban az országokban magas a talajok oldható foszfor koncentrációja, ahol intenzíven trágyázzák a talajokat. Azonban a trágyázási gyakorlat nemcsak térben, de időben is változó tényező, ezért fontos a trágyázási előzmények ismerete is, a talajok foszforszintjének átfogó vizsgálatakor. A kijuttatott foszfor nagy része az évről-évre folytatott növénytermesztés során a termés betakarításával kikerül a talajból. Azonban ha több foszfort juttatunk ki, mint amennyi a növénytermesztés valós igénye, akkor a fel nem használt/fel nem vett foszfor idővel nehezebben oldható formákká fixálódik. A trágyázási előzmények, a trágyázási gyakorlat különbözősége és a talajok fizikai és kémiai tulajdonságai miatt területenként igen eltérő lehet a lekötődött foszfortartalmak mennyisége. Ezeknek a kevésbé oldható formáknak a mennyisége szintén nagyon fontos lehet, mivel egyre inkább előtérbe kerülnek olyan technológiák, amelyek a talajokban lekötődött foszfort újra mobilizálni/aktivizálni képesek.

Magyarország termőtalajainak foszforutánpótlása nagy változásokon ment keresztül a múlt század közepe óta, s e változásokat nagyrészt tágabb politikai/gazdasági események irányították és befolyásolták. Az 50-es évektől kezdődően a műtrágyák széleskörű alkalmazásának elterjedése globális változást hozott a mezőgazdasági termelésben, a tápelemek visszapótlása a korábbiaknál lényegesen egyszerűbb feladattá és hatékonyabbá vált. Erre az időszakra utalnak a külföldi szakirodalmakban „Green Revolution” néven, ami nemcsak a műtrágya használat széleskörű elterjedését, hanem egy sor olyan új mezőgazdasági gyakorlat bevezetését jelentette, ami végső soron a terméshozamok megduplázást eredményezte (Pingali, 2012). Magyarországon éppen ezzel egy időben kezdődött az ún. kollektivizáció folyamata (a paraszti magángazdaságok felszámolása és területükből mezőgazdasági nagyüzemek kialakítása), amelynek következtében a nagyüzemi mezőgazdaságok hozam-orientált termeléséhez igazodva a tápelemek visszapótlására is kiemelt hangsúly került (Várallyay, 2001). Ezt az időszakot nevezik a magyar szakirodalomban a tápelemfeltöltés időszakának, amely a 70-es és 80-as években érte el a csúcspontját, és a növénytermesztés valós igényeit jóval meghaladó tápelem kijuttatást jelentett. A feltöltő trágyázás azonban az 1989-es rendszerváltással hirtelen véget ért és egy alapjaiban más trágyázási gyakorlat vette kezdetét. Kezdetben zuhanásszerű csökkenés figyelhető meg a kijuttatott műtrágyák mennyiségében, majd ez a csökkenés egy, a korábbiakhoz képest alacsonyabb szintű „szinten tartó” trágyázási gyakorlattá alakult át.

A rendszerváltást követően és napjainkig a foszfor trágyázás alacsony szinten tartása részben gazdasági, részben pedig környezetvédelmi okokra vezethető vissza. Felismerték ugyanis, hogy a

mezőgazdasági területek túlzott foszfor trágyázása nagyban hozzájárul a környező felszíni vizek eutrofizációjához (Vollenweider, 1968), mivel a foszfor a talaj eróziója útján bekerülve a vizekbe az algák számára is kiváló tápelem forrássá válhat, súlyos algavirágzásokat eredményezve. Az alacsony műtrágyázás kedvező a felszíni vizek eutrofizációjának megakadályozásában, azonban a talajok felvehető tápanyagokban való elszegényedését eredményezheti. A KSH adatai (KSH, 2022) szerint az ország éves foszformérlege a rendszerváltás óta - néhány évet leszámítva - negatívan zárt. Ez azt jelenti, hogy több foszfort veszünk ki a talajainkból - a növények betakarítása által- mint amit visszapótlunk. Ez a terméshozamokban nem okoz problémát olyan talajok esetén, amelyek tápanyaggal jól feltöltöttek, de mivel a rendszerváltás óta a negatív mérlegek miatt talajaink foszfortökéje folyamatosan csökkent, ezért a tápanyag-kimerülés kockázatával - amennyiben a visszapótlás továbbra is alacsony szinten marad - sajnos számolnunk kell a jövőben. Tovább nehezíti a helyes foszfor gazdálkodás megvalósítását, hogy a káros környezeti hatások egy része nem azonnal jelentkezik. Bár igaz, hogy a jelenlegi trágyázási gyakorlat környezetkímélő, de a korábbi (rendszerváltás előtti) túlzott trágyázás hosszú távú hatásaival is még csak most szembesülünk igazán. Sajnálatos példa erre a Balaton, aminek vizében az évtizedek során a mezőgazdasági területekről érkező és az iszapban akkumulálódott foszfor a klímaváltozás hatására ún. belső terhelést indított el. Ez azt jelenti, hogy a kívülről érkező terhelés változatlan szintje mellett nőtt a foszforterhelés, az iszapban felhalmozódott foszfor újra aktivizálódásával. Valószínűleg ez az oka annak, hogy ismétlődő súlyos algavirágzásokat tapasztaltunk az elmúlt 2-3 évben a Balatonban (Istvánovics et al. 2021, Kocsis et al. 2022).

A foszfor használat következményeit nem szabad csak és kizárólag rövid távú célok és hatások figyelembevételével értékelni, a hosszú távon megfigyelhető negatív következmények súlyossága miatt a fenntarthatóság kérdése sokkal összetettebb feladat. Jelenleg hiába tűnik környezetkímélőnek a foszfor alacsony szintű visszapótlása, ha az a talajok tápanyagban való elszegényedését okozhatja s ezzel a jövőben a növénytermesztés fenntarthatóságát kockáztatja.. De tovább komplikálja a helyzetet az a tény, hogy a korábbi átgondolatlan, túlzott trágyázás környezetkárosító hatásai (pl. a Balaton esetében) még jelenleg is éreztetik a hatásukat.

Magyarország területének közel 50%-a szántóterület. A talajok tápanyag szintje amellet, hogy környezetvédelmi szempontból is kulcsfontosságú tényező, nagyban befolyásolja a mezőgazdasági ágazat teljesítményét. A talajok foszfor utánpótlásának tervezésekor a gazdaságossági szempontok mellett éppen az jelenti a legnagyobb kihívást, hogy a környezetvédelmi szempontoknak maradéktalanul megfelelően biztosítani tudjuk a növénytermesztés foszfor igényét. A fenntartható foszfor gazdálkodás tervezéséhez alapvető, hogy



pontosan ismerjük a termőhelyek tulajdonságait, a talajok tápanyagszintjét, és figyelemmel kísérjük azok tér- és időbeli változásait, valamint tisztában legyünk a tápanyag szint változásának okaival rövid és hosszútávon egyaránt.

Mindamellett a foszfor esetében a fenntarthatóság nem korlátozódik csupán a kijuttatással kapcsolatos környezeti/gazdasági kérdésekre, hanem a foszfor, mint inputanyag beszerzési lehetőségei, az import alapanyag átváltozásaiban rejlő kockázatok is kiemelt figyelmet érdemelnek. A foszfor gazdálkodás optimalizálása országos szinten nem könnyű feladat, különösen a magántulajdonra alapozott mezőgazdaság jellemzői miatt, de a növénytermesztés biztonságos és fenntartható kereteinek megteremtésében kulcsfontosságú tényező, ezért kiemelt figyelmet érdemel.

Doktori kutatásom célja a fentiek tükrében a mezőgazdasági talajok foszfor koncentrációjának részletes elemzése volt. Célkitűzéseim megvalósításához országos és európai adatbázisokat elemeztem, valamint országos léptékű térképeket készítettem a digitális talajtérképezés módszereivel. Elemzéseim során az alábbi konkrét kérdésekre kerestem válaszokat:

- A környezeti paraméterek közül az éghajlat és a talajok fizikai és kémiai tulajdonságai miként befolyásolják a talajok oldható foszfor koncentrációját?
- A gazdálkodási jellemzők közül a földhasználat, a műtrágyázás valamint a területre jellemző állatlétszám miként befolyásolják a talajok oldható foszfor koncentrációját?
- Magyarországon a műtrágyázás mértéke és a talajok oldható foszfor koncentrációja közötti összefüggés mennyire erős országos szinten és az elmúlt 50 év trágyázási gyakorlatát illetően látunk-e bármilyen változást ebben a tekintetben?
- Magyarországon a foszfor koncentráció változásában az 1980-as évek végétől 2009 valamint 2015 között milyen egyéb tényezők játszottak szerepet a megváltozott trágyázási gyakorlat mellett?
- Magyarország mezőgazdasági területeinek oldható foszfor koncentrációja milyen térbeli mintázatot mutatott a rendszerváltás előtt és milyen mutat napjainkban?
- Magyarország taljai növénytermesztési szempontból jelenleg milyen foszfor-ellátottsággal jellemezhetőek?

## **2. Irodalmi áttekintés**

Ahhoz, hogy megérthessük a talajok foszfortartalmának a jelentőségét, ismernünk kell a foszforkörforgás folyamatának legfontosabb jellemzőit, valamint a foszfor viselkedését a talaj-növény rendszerre leszűkítve egyaránt. A következőkben rövid áttekintést nyújtok a foszfor körforgásáról, a talajban való viselkedéséről, kitérve a foszfor visszapótlás lehetőségeiről is. Emellett Magyarország tápanyag-gazdálkodásának múltját és jelenét összefoglalva próbálok átfogó képet nyújtani az ország mezőgazdasági foszfor-felhasználásával kapcsolatban.

### **2.1 A foszforciklus és a rendelkezésre álló foszforkészletek**

A foszfor a periódusos rendszer tizenötödik eleme. A földkéregben a gyakoriság alapján a tizenegyedik helyet foglalja el (Yaroshevsky, 2006). A foszfor szerepe az élővilágban rendkívül változatos: a fehérjék, enzimek, nukleinsavak (DNS, RNS) építőköve és szinte minden anyagcsere folyamatban nélkülözhetetlen. Részt vesz az örökítésben, az energia háztartásban (ATP, ADP), a fotoszintézisben, a glikolízisben, a szénhidrát szintézisben és a citromsav ciklusban. Emellett az állatvilágban a csontok és fogak felépítésének nélkülözhetetlen eleme (Loch&Nosticzius 1992, Malhotra, 2018).

A többi elem geokémiai ciklusától abban különbözik jelentősen a foszfor globális körforgása, hogy az atmoszféra nem játszik lényeges szerepet a körforgás folyamatában, mivel a foszfor és a foszforvegyületek normál körülmények között rendszerint szilárd képződmények (Ruttenberg, 2014). A foszforkörforgás másik lényeges jellemvonása, hogy az emberi tevékenység óriási változásokat okozott a természetes foszforciklus folyamatában a foszfortartalmú kőzetek bányászásával, a foszfor mezőgazdasági, ipari és háztartási felhasználásával, valamint a szennyvizekbe és szennyvíziszapokba bekerülő nagy mennyiségű foszfor által (Filippelli, 2002).

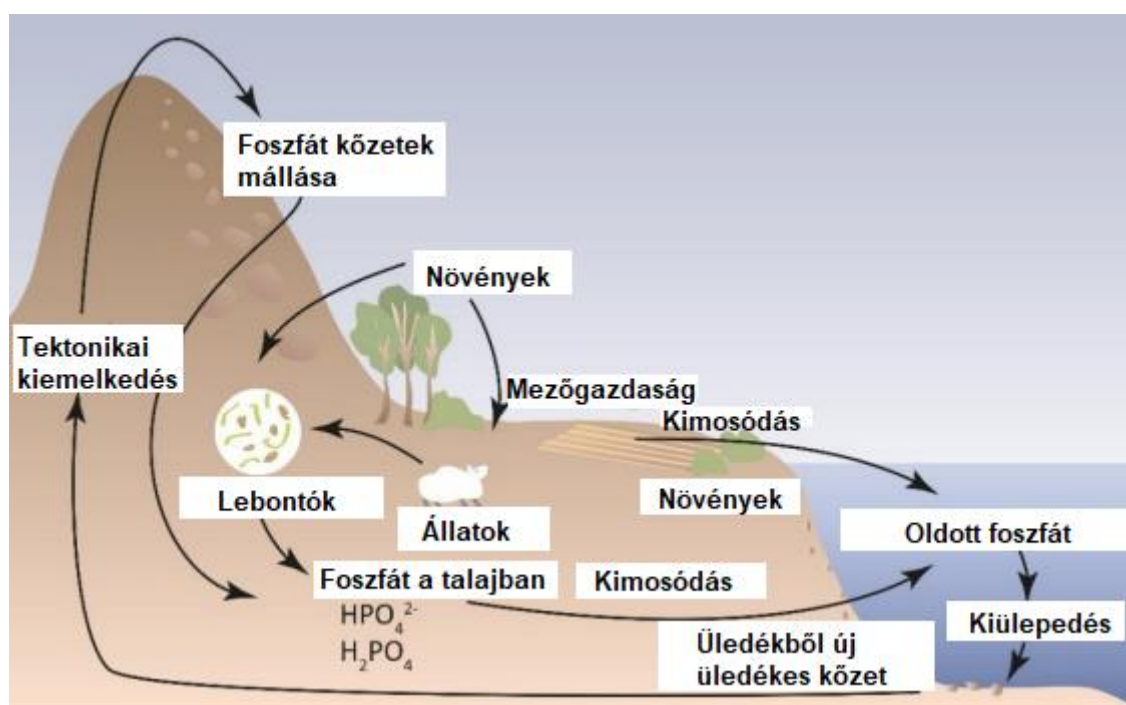
A természetes foszforciklusnak Ruttenberg (2014) szerint négy fő folyamatát különíthetjük el:

1. A foszfor tartalmú kőzetek tektonikus felszínre emelkedése, aminek következménye a környezeti tényezőknek - időjárás, élővilág, felszíni vizek - való aktív kitettség.
2. A foszfor tartalmú kőzetek fizikai, kémiai és biológiai mállása, melynek következménye a foszfor bejutása a pedoszférába és a hidroszférába.
3. A foszfor és a foszfortartalmú üledékszemesék szállítódása (felszíni és felszín alatti vizek által) majd tengerekbe és óceánokba jutása.

4. A foszfor kiülepedése a tengerekben és óceánokban majd betemetődése és újra üledékes kőzetekbe záródása (ez a folyamat tavakban és folyókban is előfordulhat).

A foszforciklus legfontosabb folyamatai és összefüggései az 1. ábrán láthatók.

A körfolyamaton belül a talajban a következő ciklus figyelhető meg: a talajba került foszfor egy részét a növények felveszik, amely során az átalakul szerves vegyületekké, amit táplálékként elfogyasztanak az élőlények. A foszfor ezt követően vagy beépül a szövetekbe vagy kiválasztódik. Az állat és a növény elpusztulása után a szervesanyag lebomlik, és a foszfor visszakerül a talajba.



1. ábra. A terasztriális foszforciklus és a foszfor kiülepedése a felszíni vizekben (Lappalainen et al. 2016 ábrája alapján).

Termesztett növények esetén a növények által felvett foszfor betakarítás útján elkerül a talajból. Mivel a foszfor legnagyobb részét a termésben koncentrálódik, ezért lényegében a növények által felvett összes foszfor elszállítódik.

Hangsúlyozni kell a mikroorganizmusok foszforkörforgalomban betöltött igen fontos szerepét, mivel segítségükkel valósul meg az immobilizáció-mineralizáció folyamat pár, amelynek során a mikroszervezetek oldható foszfátvegyületeket alakítanak szerves kötésbe, illetve a szerves kötésből ismét oldhatókká - azaz felvehetővé- alakítják azokat (Stefanovits, 1975).

A foszforciklus abban is különleges, hogy a foszfátok gyorsan mozognak a növények és állatok életfolyamatai során, azonban a talajokban és az óceánokban végbemenő folyamatok igen lassúak

s emiatt a foszfor ciklus az egyik leglassabb biogeokémiai ciklus (Oelkers et al., 2008). Emiatt következhet be az, hogy a könnyen felvehető foszfor viszonylag gyorsan kimerülhet a talajból, amellett, hogy közben nagy mennyiségű foszfor akkumulálódik kevésbé koncentrált és kevésbé hozzáférhető formákban. A foszfor körforgás rendszerében a kevésbé koncentrált és gyakran felvehetetlen formájú foszfor (talajokban, szennyvíziszapokban) sokáig elérhetetlen marad. A felvehető formák visszapótlása azonban leghatékonyabban csak koncentrált formákból (üledékes kőzetekből kinyert műtrágya-foszfor) lehetséges, ami csak igen lassan újul meg ezért emberi léptékben végesnek tekinthető. A szakértők véleménye megoszlik azzal kapcsolatban, hogy pontosan mennyi foszfor áll rendelkezésre és ezek a készletek milyen gyorsan fognak kimerülni, de abban egyetértés van, hogy a foszforhiány a jelenlegi kitermelés üteme mellett elkerülhetetlenné válik (Gilbert, 2009). A közelmúltban konkrét becslést végzett az USA földtani kutatásokért felelős intézménye (USGS, 2018) és megállapították, hogy globálisan hozzávetőlegesen 70 milliárd tonna kitermelhető foszfát áll rendelkezésre.

A foszfor nyersanyagkészletek legnagyobb része tengeri/óceáni környezetben lerakódott üledékes foszforit kőzet. A legnagyobb üledékes lerakódások Észak-Afrikában, Kínában, a Közel-Keleten valamint az Egyesült Államokban található. Jelentős magmás eredetű előfordulások találhatóak Brazíliában, Kanadában, Finnországban, Oroszországban és Dél-Afrikában. Emellett hatalmas foszfátkészleteket azonosítottak az Atlanti-óceán és a Csendes-óceán üledékgyűjtőiben (1. táblázat).

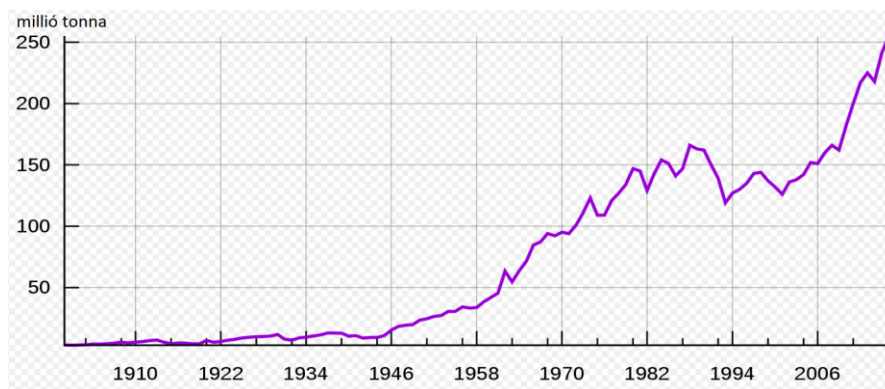
A legnagyobb kitermelő Kína, 140 millió tonnával, a legnagyobb készlet azonban Észak-Afrikában található. Számítások szerint Marokkó és Nyugat-Szahara birtokolja a globálisan kitermelhető készletek több mint 70%-át, ami a jövőben akár súlyos nemzetközi feszültségek forrása lehet.

1. táblázat: Foszfát kőzet kitermelés és rendelkezésre álló készletek országoként  
(forrás: USGS, 2018)

Ország	Kitermelés 2017-ben (ezer tonna)	Készletek (ezer tonna)
USA	27700	1000000
Algéria	1300	2200000
Ausztrália	3000	1100000
Brazília	5500	1700000
Kína*	140000	3300000
Egyiptom	5000	1300000
Finnország	950	1000000
India	1800	65000
Izrael	4000	74000
Jordánia	8200	1300000
Kazahsztán	1600	260000
Mexikó	2000	30000
Marokkó és Nyugat-Szahara**	27000	50000000
Peru	3900	400000
Oroszország	12500	700000
Szaúd Arábia	4500	1400000
Szenegál	2200	50000
Dél-Afrikai Köztársaság	1800	1500000
SzírIA	100	1800000
Togói Köztársaság	1000	30000
Tunézia	3700	100000
Vietnám	3000	30000
Egyéb	1940	900000
Összesen	263000	70000000

\* legnagyobb kitermelő, \*\*legtöbb nyersanyag készlet

Az USGS számításai szerint 2017-ben 260 millió tonna foszfátot termeltek ki, ami azt jelenti, hogy ha a kitermelés üteme nem növekszik, akkor a készletek több mint 250 évre elegendőek. Ez nem tűnik sürgető problémának, azonban tekintettel arra, hogy a foszfát kőzet kitermelés az '50-es évektől kezdve drasztikus emelkedést mutat (2. ábra), ennél pesszimistább szcenárió valószínű. Természetesen a meglévő foszforkészletek becslése nehéz feladat, de a becsült értékek és a növekvő foszfor használat önmagukban már figyelmeztető erejűek. Mivel a kitermelt foszfát kőzetek több mint 80 %-át a műtrágyaipar használja fel, ezért fontos a növénytermesztés foszforfelhasználásának mielőbbi fenntartható pályára állítása (Gilbert, 2009).



2. ábra. Foszfát kőzetek kitermelése az 1900-as évek elejétől (forrás: USGS).

## 2.2 Foszfor formák és viselkedésük a talajban

A foszfor különböző szerves és szervetlen vegyületekben és ionos formákban van jelen a talajokban, melyek viselkedése nagyban eltér egymástól. Habár a talajban lévő összes foszfor mennyisége magas (500-800 mg/kg), a legtöbb (~80%) foszfor nehezen oldható, a növények számára nehezen hozzáférhető formákban található. (Stefanovits 1975).

A szervetlen foszforformák a talajok szántott rétegében lévő foszfor 35–70%-át teszik ki (Harrison, 1987). Eredetüket tekintve lehetnek elsődleges és másodlagos foszfor ásványok. Az utóbbiak általában az agyagfrakcióban található nagyobb mennyiségben, mivel ahhoz kötődnek. A talajképződés során keletkezett eredeti foszfortartalmat a nehezen oldható hidroxipatit és még nehezebben oldható fluorapatit izomorf elegykristályai képezik, amelyek csak igen lassú fizikai-kémiai mállásfolyamatokban alakulnak át másodlagos ásványokká. A frissen kicsapott vegyületek valamivel könnyebben hozzáférhetőek a növények számára, mint a primer ásványi képződmények, mivel rendkívül finom eloszlásban fordulnak elő a talajban, ezért könnyebben oldatba kerülhetnek. (Loch&Noscticzus, 1992). Mindazonáltal a szervetlen foszfor ásványok intenzíven művelt területeken mállás útján nem képesek a növények fejlődéséhez szükséges foszfort természetes úton biztosítani.

A különböző foszforásványok jelenléte a talajban pH függő. A legfontosabb foszfor ásványok az oldhatóság szempontjából növekvő sorrendben, bázikus talajokban a következők: fluorapatit  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}]$ , hidroxipatit  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}]$ , trikalcium foszfát  $[\beta\text{-Ca}_3(\text{PO}_4)_2(\text{c})]$ , oktalcium foszfát  $[\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}]$ , dikalcium-foszfát  $[\text{CaHPO}_4]$  és dikalcium foszfát- dihidrát

[CaHPO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O]. Savanyú pH-n a variszcit [AlPO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O] és a sztregit [FePO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O] a meghatározó stabil foszfor ásványok (Pierzinsky et al., 2005).

Anaerob körülmények között talajvíz hatása alatt álló talajok redukciós szintjében gyakran a vivianit (Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> · 8H<sub>2</sub>O) foszfor ásvány is megtalálható.

A műtrágyákkal talajba juttatott vízzel oldható monokalcium-foszfát (Ca/H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>/<sub>2</sub>) és a citrátoldható dikalcium-foszfát (CaHPO<sub>4</sub>) viszonylag gyorsan alakul át nehezebben oldható foszfátokká. Meszes talajokban kalcium-foszfátok, savanyú talajokban vas- és alumínium-foszfátok képződhetnek (Loch&Noszticzius, 1992).

A szerves foszforvegyületek 30-65% alkotják a talajok összes foszfortartalmának. Legjelentősebbek az inozit-hexafoszforsav sói, a fitátok, amelyek körülbelül 50%-át teszik ki a talajban lévő szerves foszfor formáknak. Főleg adszorbeált alakban vannak jelen, s nehezebben mineralizálhatók, mint a többi vegyület. A nukleinsavakban kötött foszfor valamint a többi szerves foszforvegyület, a foszfolipidek, a cukorfoszfátok és a foszforproteinek csak néhány százalékát teszik ki a szerves foszforformáknak. Jelentős mennyiségű foszfor kötődik azokhoz az alumínium és vas ionokhoz, amelyek a humin- és fulvosavakkal alkotnak komplexet. A talajoldatban lévő foszfor egy része is szerves kötésben lehet. Ezt a növények közvetlenül nem tudják felvenni, csak a fitáz enzim bontása után. (Stefanovits, 1975).

Fontos szerepe van a talajokban azoknak az ionos foszforformáknak, amelyek adszorbeált formában vannak jelen, és egyensúlyban vannak a talajoldatban lévő foszfát ionokkal és a szilárd fázisban lévő foszfátokkal. A szervetlen foszfátionok ásványok és szerves anyagok pozitív töltésű helyein adszorbeálódnak. Savanyú talajokban a foszfor főleg Al és Fe- oxidokhoz (gibbsit, hematit és goethit) valamint agyagásványokhoz kötődik (Parfitt, 1989), bázikus talajokban pedig agyagásványokhoz és Ca-karbonáthoz (Larsen, 1967).

Mezőgazdasági szempontból legjelentősebb szerepe a talaj oldatban lévő foszfátionoknak van, mert a növények ezeket képesek közvetlenül felvenni. A talajoldatban lévő foszfor főleg dihidrogénfoszfát- [H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>] és hidrogénfoszfát-ion [HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>]. Mennyiségük és arányuk szintén a pH-tól függ. Savanyú tartományban pH-4,5-nél gyakorlatilag csak [H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>] található, pH 6-nál a [H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>] / [HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>] arány 90:10, és pH 8-nál 10:90. [PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>] ionok jelentős mennyiségben csak pH 9,5 fölött jelennek meg.

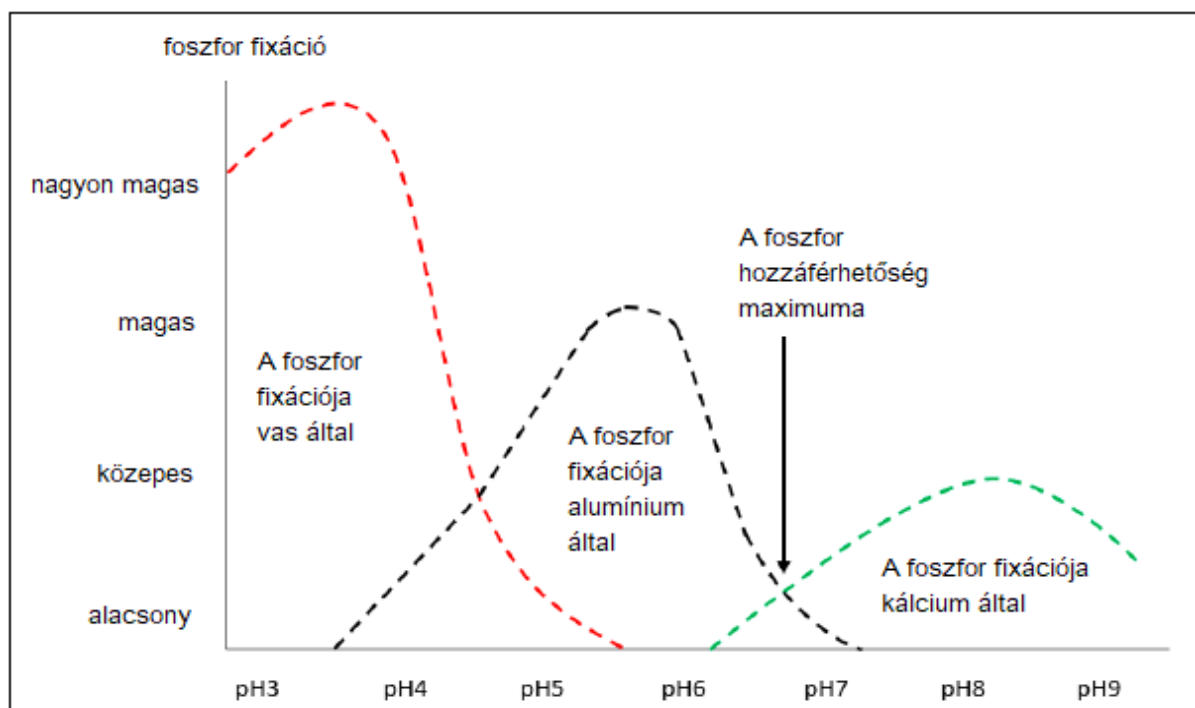
A talajoldat foszfátion tartalma rendkívül kicsi. A szántott réteg a legtöbb talajban 1 kg P/ha-t tartalmaz, némely talaj oldata azonban csak 0,1 kg P/ha. Mivel a talajoldatban lévő foszfor gyorsan kiürülhet, és lassan pótlódik vissza, a trágyázásnak igen fontos szerepe van a növények

számára hozzáférhető foszfor biztosításában. Azokon a területeken, ahol nem történik trágyázás, a talajoldat foszfortartalma a természetes visszapótlódástól függ, azaz a talajképző kőzettől, a mikrobiális aktivitástól, valamint a talajok fizikai és kémiai paramétereitől. A szerves foszfor vegyületeket a talaj mikroszervezetei bontják le enzimes hidrolitikus úton. A nukleoproteidok nukleinsavakra esnek szét, és a hidrolízis során foszforsav szabadul fel. A foszfatidok foszforsavészterekre bomlanak s ezekből válik szabaddá a foszforsav. A nehezen oldható szerves foszforvegyületeket a mikroszervezetek és a növények által kibocsátott szerves és szervesetlen savak képesek bontani (Fülek, 1999).

Mind a természetes foszforformák, mind pedig a mesterséges módon visszapótlott foszfor sorsa nagyban függ a talaj pH-tól. Nem véletlenül rendkívül kicsi a foszfor mozgékonyasága a talajban, ugyanis az oldott foszfor egy nagyon szűk pH tartományt leszámítva viszonylag gyorsan oldhatatlan vagy kevésbé oldható formákba alakul át. Ezt a folyamatot nevezzük foszfor fixációnak. A foszfor fixációnak a pH függvényében három csúcsa van (3. ábra). A legmagasabb csúcs pH 3-3.5 között található, ahol a foszfor vas-oxid és hidroxid ásványok formájában csapódik ki. Ezt követően pH 5.5 körül alumínium oxid ásványok képződése során fixálódik a foszfor. A semlegeshez közeli tartományban, pH 6-7 között a foszfor tartósan oldatban képes maradni, majd pH 8 környékén következik a harmadik csúcs, ahol a Ca köti meg a foszfort. (Price, 2006).

Habár a legerőteljesebb fixáció savanyú tartományokra jellemző, a vas- és alumínium-oxid és hidroxidok által, mégis a Ca általi megkötődés a szántóföldeken gyakoribb jelenség, ugyanis pH 3-5.5 közötti talajok nem igazán alkalmasak a szántóföldi hasznosításra. Így a fixációnak ezen formáival (vas és alumínium által) mezőgazdasági területeken kevésbé találkozhatunk.





3. ábra. A foszfor megkötődés és pH kapcsolata (Price, 2006, Penn et al. 2019).

### 2.3 A talaj foszfor koncentrációjának mérési lehetőségei

A talaj foszfortartalmának/foszforállapotának ismerete kulcsfontosságú tényező, elsősorban a tápanyag-visszapótlás tekintetében. A talaj foszfor mérésének lehetőségei rendkívül széles skálán mozognak, de egyik módszer a másikhoz képest gyakran nagyon eltérő eredményt mutathat, ami kifejezetten megnehezíti a különböző módon mért adatok összehasonlíthatóságát és az eredmények értelmezhetőségét. A mérést megelőzően fontos meghatározni, hogy milyen foszfor forma érdekes számunkra, ugyanis a különböző mérések a foszfor formák/vegyületek eltérő halmazát mutatják, illetve eltérő pontossággal közelítik azt.

A szakirodalom négy különböző megközelítést említ a talaj foszfor állapotának mérésére (Renneson et al. 2016):

- kémiai kivonás különböző erősségű kivonószerekkel
- anioncserélő gyanta alkalmazása
- biológiai alapú kivonás (egysejtű algák segítségével)
- izotópos módszer

Az egyes mérések általában az alábbi foszfor formák kimutatását célozzák:

- összes foszfor

- szerves foszfor
- szervesetlen foszfor
- labilis foszfor
- oldat foszfor

A növénytermesztés és a tápanyag utánpótlás szempontjából az utolsó kettő az, ami különösen érdekes, hiszen ezek a formák azok, amelyek a növények számára könnyen felvehető vagy felvehetővé válhatnak. Az összes foszfor, a szerves és szervesetlen valamint az oldat foszfor formákról fentebb már esett szó. Labilis foszfor alatt a talajszemcsékhez lazán kötött foszfátionokat értjük, amelyek egyensúlyi állapotban vannak a talajoldatban lévő foszfát ionokkal és a körülményektől függően oldatba kerülhetnek (Ebelhar, 2008). Sajnos azonban nincs az a módszer, ami pontosan meg tudná mérni a növények számára felvehető vagy potenciálisan felvehetővé váló foszfor mennyiségét, bár a kutatók nagy erőfeszítéseket tesznek a meghatározásuk pontosítására. Mindazonáltal ennek korlátja nemcsak a mérési módszerek pontatlanságában rejlik, hanem abból is ered, hogy a növények foszfor felvevő képessége nagyon eltérő lehet. Példaképpen egy egyéves salátanövény és egy almafa nem egészen ugyanúgy veszi fel a talajban lévő tápelemek különböző formáit. (Füleky, 1999). Ilyen módon nem is definiálhatjuk pontosan a „felvehető foszfor” fogalmát. Sarkadi (1975) szerint a tápelem-szükséglet éppen emiatt csak becsülhető, bármilyen módszert is használunk, mert egyik sem alkalmas a talaj-növény rendszerben lejátszódó komplex folyamatok jellemzésére.

A tápanyag-gazdálkodási rendszerek a fenti okokból kifolyólag világszerte úgy lettek kialakítva, hogy egy kiválasztott kivonószerrel mérhető foszfor koncentráció értékeihez, mint referenciához, kísérleti úton rendelték hozzá az ellátottsági értékeket. Ilyen módon bármelyik kivonószerre vagy mérési módszerre tetszőlegesen felépíthető egy hasonló elvű határérték rendszer. Magyarországon az ammónium-laktátos (AL) kivonószeres mérés (Egnér et al., 1960) lett az, amihez az ellátottsági szinteket igazították a tápanyag-gazdálkodási rendszerben. A módszer részletes leírása az MSZ 20135 (1999) 5.4.2. szakaszában található. Az AL- módszer során a foszfortartalom meghatározásához légszáraz talajmintát hígított AL-oldattal kezelünk (rázatunk). Ezután a talajkivonat szűrletét kénsavas ammónium-molibdenát-oldattal összerázzuk, amellyel a foszfát-ionok kék színű komplexet képeznek. A kékszínű komplex fényelnyelő képességét 660 nm hullámhosszúságú fényben spektrofotométer segítségével mérjük, és ebből becsüljük meg a foszfát-ionok koncentrációját.

Magyarországhoz hasonlóan Belgium, Litvánia, Norvégia, Szlovénia és Svédország szintén az AL-módszert használja az oldható foszfor meghatározására, és erre építi tápanyag visszapótlási rendszerét.

A másik igen népszerű kivonószeres módszer Európában az Olsen-féle mérés (Olsen et al. 1954). Franciaország, Olaszország, Spanyolország, Dánia és Anglia e módszer alapján határozza meg a talajok foszfor ellátottságát. A többi európai országban a kalcium-acetát, ammónium-acetát kivonószerrel valamint a Mehlich 3, a Bray P1 módszereket használják, de előfordul a pusztán H<sub>2</sub>O-val való mérés is (Jordan-Meille et al. 2012).

A fenti módszerek közül a világon leggyakrabban használt módszer az Olsen (Reijneveld et al., 2014; Renneson et al., 2016). Az ún. Olsen mérés során a talajmintát nátrium hidrogén-karbonát oldattal (NaHCO<sub>3</sub>, pH=8,5) kezelik, annak érdekében, hogy csökkenjen a kalcium, az alumínium- és a vas (III) ion koncentrációja. A kezelés hatására a kalcium kalcium-karbonáttá alakul, a vas és az alumínium vas- ill. alumínium-hidroxidok formájában kicsapódik, amivel párhuzamosan a foszfát ionok oldatba kerülnek. Ezt követően aszkorbinsavval redukált antimon-foszfát komplexet képeznek, amely kék színt eredményez. Az AL-módszerhez hasonlóan a színintenzitás lineáris kapcsolatban áll a foszfát tartalommal, ezért a foszfortartalom spektrofotométerrel mérhetővé válik.

Úgy tartják, hogy a kivonószeres módszerek közül az Olsen méréssel mért foszfor az, ami a leginkább közel áll a növények által általánosan felvehető foszfor értékéhez (Zehetner et al., 2018). Emellett az Olsen módszert nemcsak agronómiai, hanem környezetvédelmi feladatok esetén is gyakran használják, így viszonylag sok adat áll rendelkezésre. (Fixen and Grove, 1990; Horta et al., 2010). A jelen munkában felhasznált európai adatbázis (LUCAS, 2009, 2015) foszfor értékeit is ezzel a módszerrel mérték.

Bár a különböző kivonószerrel mért értékek nagyon eltérő eredményeket adhatnak, mégis általában erős korrelációt figyelhetünk meg az egyes módszerekkel mért foszfor értékek között. Mindez lehetővé teszi számunkra, hogy a mérések eredményeit harmonizáljuk, átkonvertáljuk, összehasonlíthatóvá téve az eltérő módszerekkel mért adatbázisok adatait. Steinfurth et al. (2021) részletes áttekintést nyújt az Olsen foszfor és az Európában leggyakrabban használt egyéb foszformérési módszerek közötti konverziós lehetőségekről. A Magyarországon használt AL-foszfor és az Olsen foszfor konverziójára több mint 30 féle egyenletet dolgoztak ki különböző szerzők. Mivel egy adott módszerrel kioldható foszfor mennyisége nemcsak a kivonószer

hatásmechanizmusától és erejétől függ, hanem a talaj kötöttségétől, kémhatásától és mészállapotától (Kamprath & Watson, 1980) ezért egyes szerzők az említett paramétereket is bevonták a konverziós egyenleteikbe. Mindazonáltal még ennek ellenére is nehéz univerzálisan alkalmazható konverziós módszert találni a szakirodalomban. Bár hazai szerzők is publikáltak az Olsen módszer és az AL módszer konverziójának lehetőségeiről (Sárdi et al. 2009; Csathó et al. 2011), jelen munkában egy olyan külföldi szerzők által kidolgozott egyenletet alkalmazok (Loncaric et al. 2006), ami a talaj pH-t is figyelembe veszi és a Steinfurth et al. (2021) által összegyűjtött módszerek közül a legnagyobb mintaszámú (n=530) adatsor felhasználásával készült. A konverzió részleteit az Anyag és módszerek fejezetben fejtem ki bővebben.

## **2.4 A foszfor utánpótlás alapelvei**

A foszfortrágyázás elengedhetetlen eleme a növénytermesztésnek. Növeli a talaj termékenységét, és igazoltan csökkenti a termésszagadozást. A jobb foszfor-ellátottság mellett nemcsak a termés növekszik, hanem csökken annak időbeli szórása is (Füleky, 1999, Buchner-Sturm, 1980).

A talajban lévő könnyen oldható foszforkészletből, mint fentebb kifejtettem, oldott formában általában csak 1-2 kg/ha foszfor van jelen, és az aktuálisan felvehető foszfornak a tenyészidőszak folyamán többször meg kell újulnia. (Tisdale et al. 1993). Az oldódás sebessége tehát kulcsfontosságú a növények foszforellátása esetében. A kijuttatott foszforvegyületek oldhatósága a talajban végbemenő átalakulási folyamatok miatt azonnal csökkenésnek indul. Emiatt a foszfor trágyákat általában a növények számított szükségletét meghaladó mennyiségben adják. Jó ellátottság esetén, ami magas oldható foszforkoncentrációt jelöl<sup>1</sup>, a természettel elvont mennyiségek pótlását tartják általában szükségesnek, és csak az igen jó ellátottságú, tehát nagyon magas oldható foszfor koncentrációjú területeken nem javasolnak pótlást. A foszfor műtrágya adagok számításánál figyelembe kell venni a talajok kémhatását és/vagy karbonátosságát. Szélsőségesen savanyú talajokon (pH<5) valamint nagy mésztartalmú talajokon a lekötődés igen jelentős, ezért ezeken a talajokon nagyobb dózissal kell kalkulálni. (Füleky, 1999).

A talajokban mért tápanyag-koncentráció önmagában nem nyújt elegendő információt ahhoz, hogy értékeljük a tápanyag-ellátottság és ezen keresztül a növénytermesztés fenntarthatóságát egy

---

<sup>1</sup> Pl. csernozjom talajok esetén 131 mg/kg ALP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> felett, barna erdőtalajok esetén 101 mg/kg ALP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> felett a talaj foszfor ellátottsága jó (Antal et al. 1979)

adott terület vagy egy ország tekintetében. A tápelem-mérlegek azonban további segítséget nyújthatnak egy mezőgazdasági tábla tápanyag-gazdálkodásának tervezéséhez és a mérlegek segítségével tájékozódhatunk egy ország földművelésének állapotáról is. A tábla szintű elemzések a gazdák számára, az országos szintű elemzések a nemzetgazdaság számára nyújtanak gazdasági szempontból is értékelhető információt. Az országos tápanyagmérlegek ismerete és alakítása ezért a céltudatos agrárpolitika fontos részét képezik (Kádár, 1992). Az országos léptékű tápelem-mérlegek számítása komplex becslési eljárásokon alapul. Már a század elejétől készültek országos tápelem mérlegek mindig az adott kor eszköztárának és tudásnak megfelelő módszerekkel. Zukker (1938), Farkas (1942), Tóth és Kuzmiák (1949), Láng (1960), Györffy (1965), Kádár (1977a, 1979, 1982, 1987), Debreczeni (1978), Sarkadi (1979) foglalkoztak mérlegszámításokkal, majd Csathó&Radimsky (2005) visszamenőleg a teljes 20. századra kalkuláltak NPK mérlegeket.

Az országos tápelem mérlegek nem elsősorban tudományos-kutatási megfontolásból készülnek, hanem Magyarország – az OECD tagsággal járó kötelezettségek részeként – mezőgazdasági területeinek környezetvédelmi megközelítésű P-mérlegét 2004-től köteles évről-évre elkészíteni és jelenteni az OECD-nek (OECD, 1997). Hazánkban korábban ezt a feladatot az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete (jelenleg ELKH ATK) látta el, majd 2010-től a KSH irányítása alá került a tápanyag mérlegek készítése és a jelentési kötelezettség teljesítése.

A tápanyag mérlegek lényege, hogy egy adott időszakra vetítve megmutatják, hogy mennyi volt a bevételi és kiadási oldal az adott tápelemre nézve. A talaj foszfor mérlege esetében ez leegyszerűsítve azt mutatja meg, hogy mennyi foszfort juttattak ki trágyázással az adott területre és mennyi foszfort vittek el a növények betakarításával. Természetesen ezen kívül mind az input mind az output oldalon egyéb tételek is szerepelnek, amelyek a foszfor mérleg számítás céljától és módszertanától függően figyelembe kell venni.

A mérlegszámítások módszertana szempontjából megkülönböztetünk környezetvédelmi és agronómiai megközelítésű tápanyag mérlegeket. A környezetvédelmi megközelítésű foszfor mérleg bevételi oldalán a kijuttatott műtrágya és szerves trágya, az esetlegesen kijuttatott szennyvíziszap, valamint a vetőmaggal kijuttatott foszfor szerepel hatóanyagban megadva. Kiadási oldalon pedig a termesztett növény fő és melléktermésének foszfortartalma szerepel, tehát mindaz, ami betakarítás útján elkerül az adott mezőgazdasági területről.

Az agronómiai megközelítésű tápelem mérlegekben a környezetvédelmi megközelítésű mérleghez nagyon hasonló, azonban itt a tápelemeknek a növények számára hozzáférhető részét vesszük

figyelembe, azaz a kiadási oldalon nemcsak a terméssel elvitt tápanyag-mennyiség szerepel, hanem egyéb veszteségek is szerepelhetnek.

Ha a tápanyag mérleg éves értéke (általában kg/h-ban kifejezve) egy negatív szám, az azt jelenti, hogy tápanyag szint csökkenés prognosztizálható az adott terület talajában. Ha az érték pozitív, akkor tápanyag többlettel és növekedéssel számolhatunk.

A KSH által közétett foszfor mérlegek évenként friss képet adnak a foszfor utánptótlás jelenlegi helyzetéről. Csathó és Radimszky (2005) 1901-től 2000-ig visszamenőleg elkészített országos NPK mérlegei igen részletes információkkal szolgálnak Magyarország tápanyag-gazdálkodásának múltjáról is. Az ország tápanyag utánptótlásának értékelését a múlt század közepétől napjainkig a következő, 2.5 alfejezetben mutatjuk be.

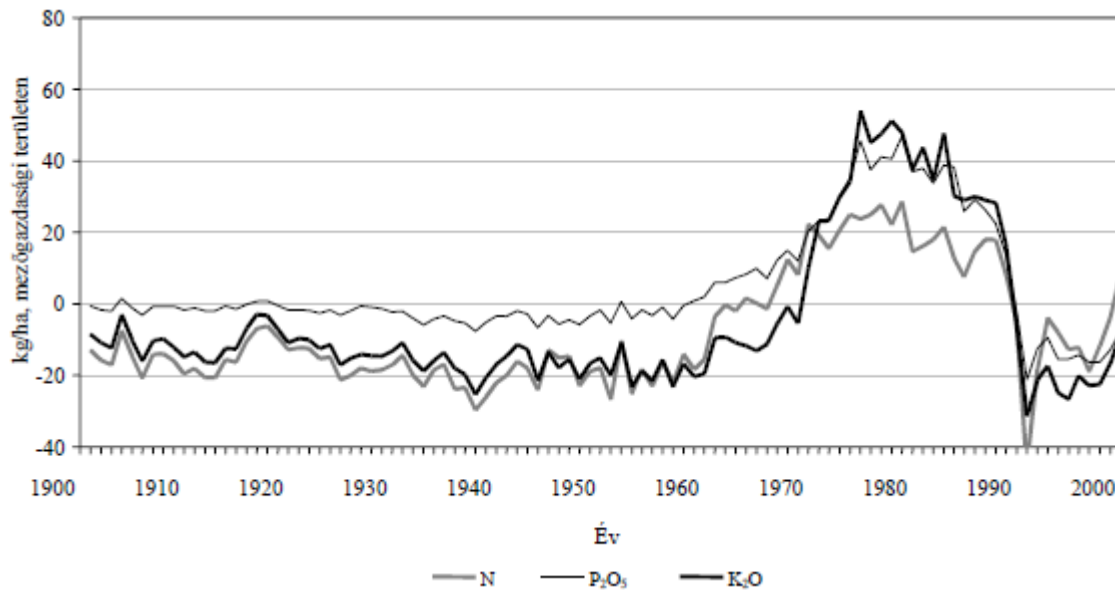
## **2.5 Magyarország talajainak foszfor utánptótlása az 1900-as évektől napjainkig**

Mezőgazdasági talajaink tápanyag-gazdálkodásában az 1900-as évek kezdete óta nagyléptékű változásokat figyelhetünk meg. A század elején döntően még az állattenyésztésből származó szerves trágyákat alkalmazták a tápanyagok visszapótlására, majd a művelésbe vont területek növekedésével és a műtrágyagyártás fellendülésével egyre inkább nőtt a szervesetlen műtrágyák felhasználásának mennyisége. A XIX. és XX. század fordulóján az egy hektárra kijuttatott összes műtrágya mennyisége azonban még csupán 4-5 kg-ot ért el (Szász 1997). Mindez a stagnáló termésátlagokban is jól tükröződik, amelynek egyik alapvető oka az erősen mérlegghiányos tápanyag-gazdálkodás volt (Kádár, 1992). A műtrágyahasználat terjedésének korlátja nem kizárólag az agrokémiai, növénytermesztési ismeretek hiányában keresendő, hanem abban, hogy a felhasználás elterjedésének kezdetén az árak is másként alakultak, ami jelentősen fékezte a műtrágyahasználat gyors terjedését. Sarkadi (1975) számításai szerint az 1970-es években 1 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> hatóanyagot 1,7 kg búza árán lehetett megvásárolni, míg az 1930-as években ugyanez a mennyiség 2,9 kg búza árába került.

A II. világháborút követően a műtrágyahasználat ugrásszerű növekedését figyelhetjük meg. A szocialista nagyüzemek eredményorientált termelési gyakorlata egyre több műtrágyát igényelt, amihez az állam jelentős támogatást biztosított. A nagy mennyiségű rendelkezésre álló és kijuttatható műtrágya egyre nagyobb terméseket eredményezett, s ez vált a szocialista

nagyüzemek, valamint azok szakirányítóinak értékmérőjévé, ami további versenyre ösztönözte a növénytermesztés szereplőit (Várallyay, 2001).

Csathó&Radimszky (2005) mérlegszámításából jól látszik, hogy a megnövekedett műtrágya inputnak köszönhetően az országos foszformérleg a 60-as évektől kezdve tartósan pozitívba fordult, a 80-as években évenként plusz 40 kg/ha körüli értékek jellemzőek (4. ábra).



4. ábra. Évenkénti NPK mérleg Magyarország mezőgazdasági területein 1901-2000-ig.  
(Csathó&Radimszky, 2005).

Ez azt jelenti, hogy a műtrágyázással bevitt foszfor mennyisége évtizedekig jócskán meghaladta a növénytermesztés valós igényét. Azonban a 80-as évek végén–a Szovjetunió és a kelet-európai szocialista gazdaság összeomlása eredményeként tapasztalt helyzet a támogatások megszűnéséhez, a világpiaci műtrágyaárak hazai bevezetéséhez s ezzel párhuzamosan a műtrágya használat drasztikus csökkenéséhez vezetett.

A műtrágya használat rendszerváltást követő drámai csökkenése, valamint a foszfor mérleg erőteljes negatívba fordulása bár mérséklődött, de a mai napig nem rendeződött teljes mértékben. A KSH által számított mérlegek értékei 2000-től 2021-ig a 2. táblázatban láthatók. Csathó&Radimszky (2005) és a KSH friss adatai szerint a rendszerváltás óta (32 év alatt) csupán 7 évben volt enyhén pozitív az országos foszfor mérleg.

2. táblázat. A KSH által számított országos foszfor mérlegek 2000-2021-ig

év	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
kg/ha	0,4	-1,2	1,2	3,1	-1,9	-2,4	-0,6	2,7	-3,8	-3,1	-2,5
év	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
kg/ha	-3,2	0,0	-0,4	-2,4	-0,7	-2,3	0,6	0,4	0,2	-0,4	

A foszfor trágyázás rendszerváltás utáni alacsony szintje, ahogy korábban is kifejtettem részben gazdasági, részben környezetvédelmi okokra vezethető vissza. Az alacsony szintű trágyázás igen kedvező a felszíni vizeink védelme szempontjából, azonban a növénytermesztés fenntarthatóságát is érdemes figyelembe venni. A modern tápanyag-gazdálkodási szaktanácsadói rendszerek (pl: ProPlanta, DENATápanyagTervező) a rendszerváltást megelőző javaslatokhoz képest (MÉM-NAK) lényegesen alacsonyabb kijuttatási dózissal kalkulálnak a környezetvédelmi és gazdálkodási szempontoknak egyaránt megfelelően. Az országos foszfor-mérlegek (KSH) azonban azt mutatják, hogy a gazdálkodók-feltehetően pénzügyi okokból- mégsem juttatják ki a mérleg elv szerinti minimálisan szükséges tápanyag-mennyiségeket, ami hosszú távon tápanyag-kimerüléshez vezethet.

A rendszerváltást követő években még nem merült fel aggodalom a talajok foszfor-ellátottságát illetően, hiszen a 70-es-80-as évek feltöltő jellegű trágyázásának hatása még jó pár évig-évtizedig kitartott. A rendszerváltás előtt kijuttatott tápanyagtőke azonban a tartósan negatív mérlegek mellett idővel kimerülhet. A jelenlegi nemzetközi konfliktushelyzet (orosz-ukrán háború) és az ezzel párhuzamosan kialakult energiaválság további kedvezőtlen hatásokat eredményez, mivel a műtrágya ára rohamos növekedésnek indult. Míg a 2021-es év első negyedében a magyar gazdák 723,2 ezer tonna műtrágyát vásároltak, 2022-ben az év első három hónapja során már csak 565 ezer tonna műtrágyát értékesítettek a forgalmazók közvetlenül a termelőknek, ami jelentős mennyiségcsökkenést jelent. A megvásárolt műtrágya nitrogén-foszfor-kálium (NPK) hatóanyag-tartalma összesen 180 ezer tonna volt, 75 ezer tonnával (-29,3 százalék) kevesebb az egy évvel korábrinál. A nitrogénhatóanyag-tartalom közel negyedével, a foszfor 46,3, a kálium pedig 43,6 százalékkal volt alacsonyabb, mint a bázisidőszakban (AKI, 2022). Ennek hatása valószínűleg látszódni fog a 2022-es tápanyag mérlegeken, igaz az aszályos időjárás miatt feltehetően a termékek is elmaradnak az elvárt szintektől (s ezáltal kevesebb tápanyag kerül ki a talajokból).



## **2.6 A foszfor trágyák fő típusai**

A foszfor visszapótlására a talajba számos megoldás létezik. Dolgozatomban fontosnak tartottam a foszfor utánpótlás lehetőségeinek részletes áttekintését, mivel jelenleg a műtrágya használat túlzott dominanciája tapasztalható, ami hosszú távon fenntarthatósági problémákat jelenthet. Ebben a fejezetben először a foszfor műtrágyák fő típusait mutatom be, majd ezt követően térek ki a szerves trágyákra, valamint a foszfor tágyázás fenntartható irányaira.

### **2.6.1 A foszfor műtrágyák típusai**

Általánosságban elmondható, hogy azokban az országokban és területeken, ahol nincs jelentős állattenyésztés, ott javarészt műtrágyával pótolják vissza a foszfort, mivel az állattenyésztés során megtermelt szerves trágya nem képes fedezni a mezőgazdasági területek tápanyag szükségletét. Ez a helyzet Magyarország esetében is, ahol a különböző műtrágya termékek használata domináns, de emellett az állattenyésztésből keletkező szerves trágyát is többé-kevésbé felhasználják tápanyag-utánpótlási célokra.

Az első foszfor műtrágyát Liebig javaslatára csontlisztből kénsavas feltárással állították elő az 1800-as évek közepén (Samreen&Kausar, 2019). Ezt követően indult meg az 1800-as évek végén a szuperfoszfátok gyártása. Ezek alapanyaga már a természetes előfordulású apatit tartalmú kőzetek voltak. A foszfor műtrágyák széles körű elterjedése a múlt század közepére tehető (Russel et al. 1977).

A foszfor műtrágya gyártás során a nehezen oldódó foszforvegyületeket átalakítják vízben vagy gyenge savakban jól oldható vegyületekké. A nyersfoszfátok savas -kénsavas, foszforsavas, salétromsavas- feltárással vagy hőkezeléssel alakíthatók át oldható foszfátokká. A nyersfoszfátokat feldolgozás előtt mechanikai úton kezelik: aprítják, majd durva és finom őrlésnek vetik alá.

A legelterjedtebb foszfor műtrágya a szuperfoszfát, ami kénsavas feltárással készül. A foszfort vízoldható monokalcium-foszfát és szabad foszforsav alakjában tartalmazza. Hatóanyagtartalma kb. 20%  $P_2O_5$ .

A szuperfoszfátnál nagyobb hatóanyag-tartalmú (42-52%  $P_2O_5$ ) az ún. hármasszuperfoszfát amelyet tisztán foszforsavas feltárással hoznak létre.

A fenti kettő kombinációját, a kénsavas-foszforsavas eleggyel előállított műtrágyát nevezik dúsított szuperfoszfátnak. Ennek foszfortartalma 18-46% között mozog  $P_2O_5$  egységben kifejezve. (Itt jegyzem meg, hogy a foszfor műtrágyát gyakran nem a tartalmazott elemi foszfor százalékos arányában, hanem az általános konvenció szerint  $P_2O_5$  %-ban fejezik ki.)

A fentieken kívül foszforsavból előállítanak dikalcium-foszfátot (30%  $P_2O_5$ ), nyersfoszfátokból hőkezeléssel nátrium és magnézium sók jelenlétében ún. termofoszfátokat, amelyek szintén műtrágyaként használatosak. Az ún. Thomas salak az acélgyártás mellékterméke, 14-20%  $P_2O_5$  tartalommal, amelyet külföldön szélesebb körben használnak P trágyaként (Füleky, 1999).

Hazánkban legelterjedtebb a szuperfoszfát használata, melyet granulált és őrölt formában hoznak forgalomba. A granulált műtrágya lassabban oldódik, így a kedvezőtlen leköttődési folyamatok lassabban játszódnak le, mint az őrölt szuperfoszfátok esetében, ezért használatát előnyösebbnek tartják.

Említést kell tenni az ún. összetett műtrágyákról, melyek az elmúlt évtizedekben egyre nagyobb teret kaptak talajaink tápanyag-utánpótlásában. Az összetett műtrágyák két, esetenként három tápelemet tartalmaznak egy vegyületben. Ide tartozik az ammónium-foszfát, az ammonizált szuperfoszfát, nitrofoszfát, magnézium-ammónium foszfát és a kálium-metafoszfát. Ezek eltérő hatóanyag-tartalommal rendelkeznek, és egyszerre látják el több tápanyag (nitrogén, foszfor, kálium) utánpótlását (Füleky, 1999).

## **2.6.2 A szerves trágyák típusai**

A szerves trágyák használatának kezdete a műtrágyákénál sokkal régebbre tehető. Az ókori egyiptomiak, a rómaiak, a babiloniak és a germánok is használták már a szerves trágyákat a termékenység fokozására. Az Andok-hegység népei, a mai Peru és Chile területén szintén évezredek óta használtak guanot a talajok kezelésére. (Scherer et al. 2009).

A szerves trágyák tápanyagtartalma viszonylag kicsi, viszont a tápanyagok a szerves anyag lebomlásával időben elnyújtva érvényesülnek. Az állatenyésztésből származó szerves trágyákon belül megkülönböztethetünk istállótrágyát, trágyalét, hígrágyát és baromfitrágyát...stb

A szervesetlen műtrágyáktól való függés csökkentése érdekében az utóbbi időben egyre inkább előtérbe kerülnek az egyéb szerves anyagok, bio hulladékok, melléktermékek és szennyvíz eredetű iszapok mezőgazdasági hasznosításának kérdései is. A „nincs hulladék” elv a korábban hulladéknak tekintett, potenciálisan környezetszennyező anyagok biztonságos újrahasznosításával a tápanyagok (beleértve a foszfor) körforgásának kedvezőbb feltételeit teremthetik meg. Az állati trágyának és az egyéb állati és növényi melléktermékeknek, hulladékoknak és szennyvíziszapoknak az újrahasznosítása nagy múltra tekint vissza, de a felhasználásukban rejlő potenciál alacsony szinten van kihasználva. Ez részben a hulladékok kezeléséből/feldolgozásból eredő korlátoknak részben a felhasználás szabályozásának, de sok esetben a hulladék és szennyvíz eredetű szerves trágyákkal szembeni bizalmatlanság eredménye.

Dolgozatomban fontosnak tartom a foszfor-visszapótlás fenntartható irányainak részletesebb tárgyalását. Az alábbiakban a szerves eredetű trágyák kiindulási anyagait és kezelési eljárásait mutatom be.

A szerves eredetű trágyák kiindulási anyagait alapvetően öt csoportra oszthatjuk:

- (i) Mezőgazdasági állattartásból származó bélsár és vizelet (alomanyaggal vagy anélkül)
- (ii) Növényi mezőgazdaságból származó maradványok (szármaradványok)
- (iii) Egyéb mezőgazdasági hulladékok (növényi és állati eredetű)
- (iv) Lakossági és ipari eredetű szennyvizek
- (v) Lakossági és ipari eredetű szerves hulladékok

Bármilyen szerves anyagról is van szó, trágyaként való hasznosítása előtt minden esetben valamilyen kezeléson esik át. Ennek célja részben a potenciálisan veszélyes anyagok eltávolítása, részben pedig a tápanyagok optimális arányának kialakítása és koncentrálása. A kezelés és feldolgozás legfontosabb módszereit az alábbiak szerint csoportosíthatjuk:

- (i) érlelés
- (ii) anaerob erjesztés
- (iii) komposztálás
- (iv) pelletálás, granulálás

- (v) pirolízis
- (vi) égetés
- (vii) kristályosítás (kicsapatás)

Az *érlelés* az állattenyésztésből származó trágyák kezelésének leghagyományosabb módja. A trágyaérlelés során mérhető hőmérséklet alapján hideg, meleg és forró eljárás csoportokba sorolhatók. Ismeretes ezen kívül az istállóban való mélyalmos trágyaérlelés és a metános trágyaerjesztés (Loch&Nostiticzius, 2004). Az érési folyamat egy rövid ideig tartó aerob szakasszal kezdődik (4-5 nap) aerob baktériumok közreműködésével, majd ezt követően az anerob szakaszban főként (3-8 hónap) anaerob baktériumok dolgoznak. A különböző érlelt trágyák foszfortartalma nagyon változó, de általában 0,5 % körül mozog, legmagasabb foszfortartalom a sertés trágyákra jellemző (He et al. 2016). Az állati trágyák előnye, hogy nagy arányban tartalmaznak szerves anyagokat és mikroorganizmusokat, amelyek a trágyában lévő foszfor további lassú feltáródását segítik elő, ezért hatása a műtrágyáknál tartósabb, akár több évig is kitarthat. Mindazonáltal sem a világ, sem Magyarország állatállománya nem éri el azt a létszámot, hogy a keletkezett állati trágya fedezni tudja a mezőgazdaság igényeit, ezért nem tekinthetjük a műtrágyázás valódi alternatívájának.

*Komposztálással* szilárd és folyékony szerves hulladékokból, továbbá esetenként hozzájuk kevert ásványi anyagokból, irányított lebomlási folyamatok útján jó minőségű szerves trágyát készíthetünk. A komposztálás aerob folyamat, a lebontást ebben az esetben is főként mikroorganizmusok végzik. A komposzt alapanyaga lehet bármely mezőgazdasági, erdészeti, kertészeti, ipari, kommunális eredetű hulladék, amely viszonylag gyorsan lebontható, és káros mennyiségben emberre, állatra vagy növényre mérgező anyagokat nem tartalmaz. Az így készült komposztok az alapanyagtól függően jelentős mennyiségű foszfort tartalmazhatnak.

Lee (2016) munkájában átlagosan 0,8% foszfort mértek a különböző eredetű (bioszemét, trágya, zöld hulladék, ipari szerves hulladék) komposztokban. Legmagasabb foszforszint az állati trágyából készült komposztokra volt jellemző (1,4%). Traoré et al. (1999) kísérletükben lakossági szemét, szennyvíziszap valamint élelmiszer eredetű hulladék komposztokat hasonlítottak össze és a legmagasabb foszfor tartalmat a szennyvíziszapból készült komposztokban mérték (1%). Staugaitis et al (2016) munkájukban szintén a szennyvíziszapból és szerves trágyából készült komposztok tartalmazták a legtöbb foszfort, míg a zöld hulladékból készült komposztban mindössze 0,1 % foszfort mértek.

A komposztokban lévő foszfor oldhatóságáról Eneji *et al.*, (2003) megállapították, hogy a komposztokban lévő összes foszfor 29 – 39%-a vízoldható és NaHCO<sub>3</sub>-os kivonással további 15-

19%- nyerhető ki. 60 nap elteltével azonban a Ca-al kötött foszforformák aránya megnövekedett a komposztokban. Mindamelllett a foszfor későbbi fokozatos feltáródása a komposztokra szintén jellemző az értékes szervesanyag tartalmuk és a mikrobiális tevékenység miatt.

Reaktorokban *anaerob erjesztéssel* készül az ún. biogáz, ami szerves anyagok mikrobákkal történő lebontása során képződő gázelegy és energiatermelésre használható. A lebontási maradékot nevezik biogáztrágyának, amelyben a tápanyagok az anaerob erjesztés során a szerves formákból könnyen oldható szervesetlen formákba alakulnak át s így a növények számára felvehetővé válnak (Lansing et al. 2010). A biogáz termelés alapanyagai lehetnek: állati trágyák, szántóföldi növények, élelmiszeripari melléktermékek, lakossági hulladék, szennyvíziszap. A biogáztrágyák általában valamivel több foszfort tartalmaznak, mint az érlelt trágya vagy a komposztált, értéke 0,8-2% körül mozog (Kumar et al. 2015). A szennyvíziszapok esetén ugyancsak foszforszint emelkedés figyelhető meg, Parr et al. (1978) kísérletükben szennyvíziszapok anaerob erjesztése után 2,2% foszfortartalmat mértek. Staugaitis et al. (2016) munkájukban biogáztrágyában 1,9% foszfortartalomról számolnak be, bár az erjesztés alapanyagát pontosan nem közlik.

Összességében a biogáztrágya jelentős foszfortartalommal bír, de pontos értéke az alapanyagtól és az esetleges utókezeléstől is nagyban függ. Kumar et al. (2015) alapján a biogáztrágyák terméseredményekre gyakorolt hatása a koncentráltabb tápanyagtartamuknak köszönhetően meghaladhatja a hagyományos érleléssel kezelt állati trágyák hatását. A biogáztrágya azonban azért kiemelt jelentőségű, mert egy olyan iparág (biogáz-termelés) mellékterméke, amely amelllett, hogy a szennyvíziszapok és szerves hulladékok kezelésének egy lehetséges megoldását nyújtja, hasznosítható energiát is termel.

A *pelletálás* a baromfitrágyák egyik tipikus (utó) kezelési módja, amellyel relatíve magas foszfortartalmat érhetünk el. Szarvasmarha- és kisebb arányban lótrágya pelletek is készülnek. Ofosu-Anim&Leitch (2009) tanulmányában csirke trágyából készült pellet esetében 2,5% foszfortartalmat, Liu et al. (2019) szarvasmarha trágyából készült pelletekben 1,8% foszfortartalmat mértek. A pelletálás előtt gyakran komposztálják, vagy anaerob erjesztéssel kezelik a trágyát majd szárítják és granulálják. Ezzel a módszerrel ugyanannyi hatóanyagot lényegesen kisebb tömeggel tudunk kijuttatni. A pelletált trágyák makrotápelem-készlet növelése érdekében vér- csont-, hús- és szarulisztet vagy műtrágya-hatóanyagot is tartalmazhatnak. Az alapanyag, az előzetes kezelés valamint a hozzáadott egyéb anyagok nagyban befolyásolják a pelletek foszfortartalmát. A pelletált száraz trágyák nagy előnye, hogy kijuttatásuk egyszerű és biztonságos amelllett, hogy szállításuk és tárolásuk is kisebb kapacitást igényel.

A *pirolízis* egy olyan termikus ártalmatlanításra alapozott lebontási eljárás, mely kevés oxigén jelenlétében vagy annak teljes kizárásával megy végbe. Pirolizissal növényi és állati eredetű hulladékokat egyaránt fel lehet dolgozni, a keletkezett magas széntartalmú terméket nevezik bioszénnek. Állati csontok feldolgozásával nagy foszfortartalmú talajjavító anyagot nyerhetünk ezzel a módszerrel. Someus&Pugliese (2018) csontok pirolízisével szarvasmarha esetén 29%, csirke esetén 28%, sertés esetén 32% foszfortartalmú talajjavító anyagot hoztak létre egy Magyarországon működő biofoszfát demo labor kísérleteiben. A labort működtető svéd irányítású cég számos sikeresen lezárt és futó nemzetközi fenntartható trágyázással foglalkozó projekt koordinátora és résztvevője, valamint egy magyarországi tesztüzem létrehozását is tervezi a közeljövőben.

A csontok pirolíziséből nyert biofoszfát magas foszfortartalmával szemben a növényi alapú bioszén lényegesen kevesebb foszfort tartalmaz. Shen et al (2016) munkájukban 0,05-0,4% foszfortartalmat közölnek, Naeem et al. (2014) 0,1-0,3% foszfortartalomról számolnak be, de emellett bemutatják, hogy a pirolízis hőmérsékletének emelésével növekvő foszfortartalom érhető el, igaz a foszfor felvehetősége ezzel párhuzamosan csökken. Bioszén előállításához egyéb alapanyagokkal is kísérleteznek: szennyvíziszapból készült bioszénben Yu et al. (2018) 0,7% , Gondek et al. (2019) 0,15-0,45% foszfortartalomról számolnak be.

A hagyományos *égetés* a hulladékkezelés során gyakran alkalmazott termikus eljárás. A szerves (növényi és állati) eredetű hulladékok égetéséből származó hamu szintén felhasználható talajjavító anyagként. Naylor&Schmidt (1986) 0,44-1,25% foszfortartalomról számol be fahamu esetén, Brod et al (2012) fűrészporból származó hamuban 1,7% foszfort mért. A túl sok szennyezőanyagot tartalmazó mezőgazdasági hasznosításra alkalmatlan szennyvíziszapot általában szintén égetéssel ártalmatlanítják. Mindazonáltal az égetés, mint szennyvíziszap és hulladékkezelési eljárás nem tekinthető környezetbarát módszernek az atmoszférába jutó szennyezőanyagok miatt, s a keletkező termékek is csak részben vagy egyáltalán nem hasznosíthatók újra. Viszont a szennyvíziszap-égetésből származó hamu igen magas foszfortartalommal bírhat, amiből ha savas kivonással vagy termo-kémiai utókezeléssel eltávolítjuk a szennyezőanyagokat (nehézfémeket) ~20%-os foszfortartalmú, kiváló trágya alapanyagot nyerhetünk (Adam, et al. 2009, Havukainen et al. 2016).

A szennyvizekből a *foszfor kicsapatása* struvit (magnézium-ammónium-foszfát) ásvány kristályosításával régóta kutatott terület. Nem elsősorban a foszfor visszanyerése, mind inkább a vízvédelem miatt fontos kérdés a szennyvizek foszfor mentesítése, hogy a tisztított vizet biztonságosan vissza lehessen engedni a természetes vizekbe. Számos eljárás létezik, amellyel kivonható a foszfor a szennyvizekből, mindazonáltal a struvit kicsapatás módszerével egy olyan

anyag nyerhető ki, ami szintén kiváló alternatívája lehet a műtrágyafoszfátoknak. A fő probléma ezzel az eljárással az, hogy kizárólag a szennyvizek folyadék fázisából lehet ilyen módon kivonni a foszfort, a szilárd fázisból (szennyvíziszap) nem, holott a foszfor nagyrészt (~80%) ez utóbbiban van jelen. De mindezt figyelembe véve is jelentős foszforforrásként tekinthetünk a szennyvizekből (és hígtrágyákból) kivonható foszforra (Rahman et al. 2014).

Összefoglalva, a talaj oldható foszfortartalmának pótlására számos alternatív irány körvonalazódik a műtrágyázáson kívül, azonban még mindig a műtrágyázási gyakorlat az általános. De nem tekinthetünk a foszfor visszapótlásának problémájára pusztán a mezőgazdaság egy megoldandó feladatára, hanem a foszforkörforgás holisztikus szemléletére van szükség. A mezőgazdaság foszforigényét részben, de akár egészben fedezni lehetne az antropogén hatásra keletkező szerves eredetű hulladékokban, melléktermékekben, szennyvíziszapokban lévő foszforral, azonban a foszfor 100%-os visszanyerése nehéz feladat. A szomszédos Ausztriában Stürmer and Waltner (2021) kalkulációi szerint pl. önmagában a szennyvíziszapból kinyerhető foszfor a mezőgazdasági foszforszükséglet egyharmadát fedezni tudná, de a különböző szennyezők (nehézfémek) eltávolításának problémái egyelőre nehézkessé teszik a 100%-os, vagy ahhoz közelítő újrahasznosítást.

Az EU nyomásgyakorlásának jelentős szerepe van abban, hogy a foszforkörforgás fenntartható mederbe terelődjön (Havukainen et. al 2016). A 99/31/EEC irányelvben szabályozza, a hazai előírás pedig 2014-re fokozatosan a legminimálisabb mennyiségre csökkentette a hulladéklerakókra vihető hulladékok szervesanyag tartalmát. Ez azzal jár, hogy a szennyvíziszapok lerakókban való elhelyezése is egyre kevésbé elfogadott. A szennyvíz és szennyvíziszap egyike azoknak az alapanyagoknak, amelyből a mezőgazdaság foszfor igényét biztosítani lehetne, de a biztonságos újrahasznosítás lehetőségét megteremtő technológiák még csak részben kiforrottak.

Magyarország szempontjából nagyon fontos lenne, hogy a nyugat-európai országokhoz hasonlóan a biogáz üzemek száma is növekedjen (Németországban tizenegy ezernél több biogáz üzem működik, Magyarországon csupán nyolcvanegy). A biogáz erőmű egy már sikeres technológia nemcsak a szennyvíziszapok, hanem egyéb szerves anyagok hasznosítására és a bennük lévő foszfor koncentrálására, amellet, hogy elsődlegesen hasznos energiát termelnek.

### 2.6.3 In situ foszfor aktivátorok

A mezőgazdasági talajok könnyen hozzáférhető foszfortartalmának pótlása nemcsak külső forrásokból oldható meg, hanem a talajban lévő, nehezen oldható ásványok és szervesanyagokba zárt foszfor aktiválásával is, ami a fenntartható foszfortrágyázás másik fontos pillére. A műtrágyafoszfor kiváltásának lehetőségei között ezeket a módszereket is fontos figyelembe venni, hiszen egyes országok talajai nagy mennyiségben tartalmazhatnak a korábbi túlzott műtrágyázásból származó lekötődött foszfort. A dolgozatom eredményeiből és tapasztalataiból kiindulva Magyarország esetén különösen fontos és érdemes foglalkozni a talajokban lekötődött foszfor újraaktiválásával.

Az in situ aktivátorokról Zhu et al. (2018) összefoglaló munkájából részletesen tájékozódhatunk. Tanulmányukból kiindulva foglalom össze a legfontosabb in situ foszfor aktivátorokat, kiegészítve néhány újabb eredménnyel, illetve egyéb a foszfor oldhatóságot helyben befolyásoló lehetőségekkel.

A foszfor aktiválásának elve, hogy a talajban lévő nehezen oldható foszfort a foszfor-oldhatóság növelése szempontjából pozitív körülmények kialakításával újra oldatba juttassuk. Feltétel tehát az, hogy legyen a talajban olyan foszfor töke, ami a növények számára hozzáférhetetlen de alkalmazható műtrágyázást kiegészítve a hatóanyagok jobb hasznosulása érdekében is.

Alapvetően 3 csoportra oszthatjuk az in situ foszfor aktivátorokat.

- (i) Mikroorganizmusok
- (ii) Szerves anyagok
- (iii) Szervetlen ásványi anyagok (mész, zeolit)

A *mikroorganizmusok* igen fontos szerepet játszanak a tápanyagok közvetítésében, hozzáférhetőségük alakulásában a talajból a növények számára. A baktériumtrágyázás és a talajoltás lényege, hogy foszfort mobilizáló mikroorganizusokat juttatunk a talajba. Ezek nemcsak baktériumok lehetnek, hanem gombák is. Számos ismert baktérium és gombafaj alkalmazható sikerrel erre a célra és a piacon is már találkozhatunk „foszfátoldó” mikroorganizmusokat tartalmazó termékekkel.

A szakirodalom alapján legfontosabbak a *Pseudomonas*, *Azotobacter*, *Burkholderia*, *Bacillus* és *Rhizobium* fajok (Jones and Oburger, 2011) amelyek a növények számára felvehetővé alakítják a foszfort. Gupta et al. (2012) kiemelkedően magas, több mint 400%-os oldható foszfor tartalom növekedésről számol baktériumokkal folytatott kísérleteiben. De más szerzők is magas növekedést



érték el, Hariprasad&Niranjana (2009) 26,7-180,3%-os oldható foszfor növekedést közölnek munkájukban.

A gombák közül leginkább az *Aspergillus* és *Penicillium* nemzetségek fajai képesek a foszfort hatékonyan mobilizálni. (Sharma et al., 2013) A gombákkal folytatott kísérletek szintén nagyon eredményesek. Abdul Wahid&Mehana (2000) több mint 200%-os oldható foszfor növekedést ért el gombákkal folytatott kísérleteiben.

A foszfort mobilizáló mikroorganizmusok hatásmechanizmusai még nem teljesen ismertek. Mindazonáltal a baktériumok és gombák által kiválasztott anyagok között számos olyat találunk, amelyek fontos szerepet játszhatnak a nehezen oldódó foszfor vegyületek oldásában. Ezek közül említést érdemelnek a szerves savak, metabolitok, enzimek (beleértve a foszfatáz enzimet) valamint a mikrobiális úton felszabaduló H<sup>+</sup> ionok és szerves savak hatását (Behera et al., 2014)

Kalayu (2019) három fő folyamatot különít el, amelyek a mikroorganizmusok foszfát oldó hatását idézik elő: pH csökkenés, kelát képződés és mineralizáció.

A pH csökkenését a különböző szerves savak valamint a felszabaduló H<sup>+</sup> ionok okozzák, ami növeli a foszfor oldhatóságát. Fontos azonban megjegyezni, hogy ez a folyamat a bázikus talajokban hatékony, ahol a pH csökkenés a Ca-foszfátok oldódását segíti elő. Savas pH-n a Fe- és Al- foszfátok oldódását nem befolyásolja.

A pH csökkenés önmagában nincs hatással a savas pH-val jellemezhető talajok oldható foszfor tartalmára, azonban a mikroorganizmusok által termelt szerves és szerves savak kelátképződése által a foszfor fixációért felelős ionok (Fe és Al) lekötődnek s ezzel javul a foszfor oldhatósága savanyú pH-val jellemezhető talajok esetén is. Ugyanígy a Ca-al is kelátokat képezhetnek a mikroorganizmusok által termelt savak, így ez a folyamat pH-tól független képes pozitív irányba terelni a foszfor oldhatóságát és felvehetőségét.

A szerves foszfor vegyületek mineralizáció útján kerülnek a növények által felvehető formába. A folyamat során a mikroorganizmusok által termelt enzimek (pl. foszfatáz, fitáz) hidrolizálják a szerves foszfátokat s ezáltal szerves foszfát ionokat szabadítanak fel.

Nagyon fontos szerepük van a szervesanyagoknak az enzim működés védelmében és az aktivitás fenntartásában. Kimutatták, hogy az enzim aktivitás szignifikáns korrelációt mutat a szerves széntartalommal (Deng and Tabatabai, 1997).

A *szerves anyagok* többféleképpen is hatnak a felvehető foszfor szintjére: deszorbeálják a foszfátionokat ill. adszorpcióval blokkolják a foszfátionok elől az adszorpció helyeket valamint az Al<sup>3+</sup>-, Fe<sup>3+</sup>-, és Ca<sup>2+</sup>-ionokkal komplexet képeznek, gátolva ezzel az egyébként nehezen oldható foszforvegyületek képződését.

A növények képesek alacsony molekulású szerves savakat (oxálsav, almasav, citromsav, fumársav, borkósav és borostyánkősav) kiválasztani, ami foszforhiányos körülmények között szintén a foszforoldódást segíti elő (Yuan et al., 2016). Hatásmechanizmusa az előbbiekhöz hasonló: pH csökkenés, kelátképződés Al, Fe és Ca-al, ami által a foszfor kevésbé kötődik le. Emellett a szerves sav anionok elfoglalják a foszfát ionok elől az adszorpciós helyeket s ezáltal szintén több P marad oldatban. Az alacsony molekulású szerves savak nemcsak a szerves foszfátok oldódását segítik elő, hanem a szerves foszfor oldatba kerülését és felvehetőségét is javítják. Ennek hatásmechanizmusa egyelőre nem ismert, de lehetséges, hogy ezek a savak segítik a mikroorganizmusok aktivitását s ezáltal a foszfátáz enzim működését, ami a szerves foszfor bontás elsődleges tényezője (Turner, 2008). Guan et al. (2013) kísérletükben 15,5-37,8% oldható foszfor szint emelkedésről számolnak be fitáz enzim és oxálsav együttes hatásaként.

A huminsav és a lignin a növényi alom bomlásából származó vegyületek. Ezek az anyagok szintén javíthatják a tápanyagok felvehetőségét, beleértve a foszfort is. A huminsavak bomlása H<sup>+</sup> ionok felszabadulásával jár, ami meszes talajokban csökkenti a nehezen oldódó Ca –foszfátok képződését (Grossl and Inskeep 1991). A huminsavak karboxil és fenolos hidroxil csoportjai komplexeket képezhetnek a Fe-al és Al-al , így a korábbiakhoz hasonló módon lekötik a foszfor fixálódásért felelős ionokat savanyú pH-val jellemezhető talajokban. De nemcsak komplexeket képeznek a huminsavak, hanem mivel kolloidokról van szó adszorbeálják is a fém ionokat, ami szintén a foszfor felvehetőségét javítja. Othieno (1973) azonban kimutatta, hogy a huminsavak az adszorpció által a foszfát ionokat is lekötik s nemcsak pozitív, hanem negatív hatással is lehetnek a talaj P felvehetőségére. Huminsavval folytatott kísérletekben 16-17% oldható foszfor növekedésről számolnak be a szakirodalomban (Li et al. 2019, Maluf et al. 2018).

A lignin hasonló módon javítja a foszfor felvehetőségét, mint a huminsavak. Legjelentősebb folyamat a komplexképzés a foszfort lekötő fémekkel. Lignin hozzáadásával a talaj felvehető foszfor szintjét 33-35%-ban növelhetjük. (Chen et al. 2003). A lignin ráadásul egy olyan vegyület, amely számos iparágban melléktermékként keletkezhet (pl. papírgyártás) de a mezőgazdaságban a cukornád és a gabonák szár és szár részmaradványaiban (szalma) is jelentős mennyiségben van jelen. Ezeket az anyagokat tehát újrahasznosítva lényegesen javíthatjuk a foszfor felvehetőségét.

A *szervesen foszfor aktivátorok* közül a legfontosabb a zeolit, amit már régóta használnak a mezőgazdaságban talajjavító adalék anyagként. A zeolitscsoport tagjai víztartalmú nátrium-kalcium aluminoszilikát ásványok. Porózus szerkezetük miatt javítják a talajok vízháztartását, hozzájárulnak az erősen kötött talajok kedvezőbb levegő- és vízgazdálkodásához is. Emellett nagy

ioncsere kapacitásuknak köszönhetően kedvezően befolyásolják a tápanyaggazdálkodást, különösen a mikroelemek tekintetében. Savanyú talajok esetén a pH növelésével javítják a tápanyagok felvehetőségét, beleértve a foszfort is. Emellett a zeolit segíti a foszfatáz enzim aktivitást a talajban, ami szintén növeli a könnyen felvehető foszfortartalmat (Tállai, 2011).

Káta et al. (2011) tenyészedényes kísérletei során zeolit hozzáadásával 23%-os növekedést értek el az oldható foszfortartalom tekintetében. Hasonló eredményekről számol be Jing et al. (2016), ahol néhány módosított zeolitot vizsgáltak a felvehető foszfor növekedése szempontjából.

A foszfor műtrágya mellé zeolitot adagolva csökkenthető a szükséges trágyaadag. Nur Arainaa et al (2018) kísérletében az ajánlott foszfor trágya dózis 25%-os csökkentése mellett és zeolit hozzáadásával az oldható foszfor szint növekedés ugyanolyan mértékű volt, mint a teljes ajánlott foszfor trágya adag kijuttatása esetén.

Számos kutatás bizonyítja, hogy a műtrágyák savanyú talajokon akkor hasznosulnak megfelelően, ha a talaj mészállapotán keresztül javítjuk a pH-t, különben a savanyú körülmények között a vas és alumínium ionok által hamar lekötődik a foszfor. Blaskó (1981) kísérletében 11%-os oldható foszfortartalom növekedést tapasztalt kilúgzott talajok meszezése esetén. Eredményei azt mutatták, hogy meszezett talajra adagolt foszforműtrágya kétszer olyan nagy mértékben növeli az oldható foszfortartalmat, mint meszezetlen talajon. Itt azonban nagyon fontos megjegyezni, hogy ez csak mészhányos, kilúgzott, savanyú talajokra érvényes, semleges pH-val jellemezhető talajok túlzott meszezésével akár még ronthatunk is az oldható foszfortartalom szintjén a Ca-ionok foszformegkötő hatása miatt (7-7,5-es pH felett már elkezd fixálódni a foszfor a Ca-ionok által).

A különböző foszfor aktivátorok és hatásaik összefoglalása a 3. táblázatban láthatók. Egyértelműen elmondható, hogy az oldható foszfor szintjének növekedésére legnagyobb hatással a mikroorganizmusok (baktériumok és gombák) vannak, a többi foszfor aktivátor trágyázás mellé kiegészítésként javasolható.

3. táblázat. Foszfor aktivátorok és hatásaik (Zhu et al. 2018 nyomán kiegészítve)

Talaj P aktivátor	Oldható P tartalom növekedés	Hivatkozás
<b>Mikroorganizmusok</b>		
<b>Baktériumok</b>	203–430% 26,7-183,3%	Gupta et al., 2012 Hariprasad and Niranjana, 2009
<b>Gombák</b>	12,1-194,2%; 15,9-208,3%	Abdul Wahid and Mehana, 2000
<b>Szerves anyagok</b>		
<b>Alacsony molekulású szerves savak</b>	15,5-37,8% (fitáz enzimmel együtt)	Guan et. al 2013
<b>Huminsav</b>	16% 17%	Li et al. 2019 Maluf et al. 2018
<b>Lignin</b>	33-35%	Chen et al. 2003
<b>Szervetlen talajjavítók</b>		
<b>Zeolit</b>	23-25%	Kátai et al. (2011) Shi et al. (2016),
<b>Mész</b>	11%	Blaskó (1981)

Magyarország esetén kifejezetten eredményes lehetne a hazai talajokban akkumulálódott foszfor újra aktiválása a már piacon is elérhető baktériumtrágyákkal és talajoltó anyagokkal. Ezek alkalmazásával véleményem szerint már önmagában lényegesen csökkenteni lehetne a felhasznált műtrágya mennyiségét.

### **3. Anyag és módszerek**

A talajok foszfor koncentrációjának részletes elemzéséhez és térképezéséhez országos és európai adatbázisok oldható foszfor adatait használtam fel. A talajok oldható foszfor koncentrációját egyes környezeti paraméterek (pl. klíma) és gazdálkodási jellemzők (pl. műtrágya használat, állatlétszám) függvényében is vizsgáltam, amihez további országos és európai adatbázisok valamint térképek adatait elemeztem. Az alábbiakban az elemzésekhez és a térképezéshez használt adatbázisokat ismertetem:

#### **3.1 Talaj foszfor adatokat tartalmazó adatbázisok**

Kutatásom során három olyan országos és összeurópai adatbázis - AIIR (Baranyai et al., 1987), LUCAS (Eurostat, 2013), TIM (1995) - adatait használtam, amelyek különböző időpontokban mért talaj foszfor adatokat tartalmaznak. Az alábbiakban röviden bemutatom a három adatbázist, keletkezésük, adattartalmuk és felhasználási lehetőségeik szempontjából.

##### **3.1.1 Az Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer (AIIR adatbázis) bemutatása**

Az AIIR (Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer) adatbázisa a jelenleg elérhető egyik legnagyobb hazai talajtani adatbázis, ami tápanyag-gazdálkodási és növénytermesztési adatokat is tartalmaz. Az AIIR adatokról a legrészletesebb leírás Baranyai et al. (1987) és Kocsis et al. (2014) munkáiban található. Az alábbiakban a legfontosabb – elsősorban a talajadatokra vonatkozó – információkat foglaltam össze.

Az AIIR adatbázis országosan 80 ezer mezőgazdasági tábláról nyújt talajtani és növénytermesztési adatot. Az adatbázis alapadatait a Nemzeti Élelmiszer Biztonsági Hivatal (NÉBIH) Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság jogelődje, a Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Minisztérium Növényvédelmi és Agrokémiai Központja (MÉM NAK) gyűjtötte az 1980-as években. Az adatokat később ötéves ciklusokba rendezték, (1976–1980, 1981–1985 és 1986–1990) amelyből mára sajnos csak az utolsó periódus adatai elérhetőek (majdnem) teljes egészében. Az adatok a 2000-es évek elején a MÉM NAK és a Pannon Egyetem Georgikon Kar (jelenleg

MATE Georgikon Campus) együttműködésében, a D-e-Meter földminősítési projekt keretében kerültek korszerű digitális adatállományba (Tóth, 2009).

A talajtani adatsorok a mintavételi helyek felső művelt (0–25 cm-es) rétegéből származó átlagminták fontosabb vizsgálati eredményeit tartalmazzák, valamint a hazai talajosztályozásnak megfelelő talajtípus szerinti besorolását.

A talajvizsgálatokhoz szükséges mintavételezés jól kidolgozott, precíz és egységes módszertan szerint történt. A mezőgazdasági táblákat 12 ha-os részekre osztották fel, majd a kijelölt részek átlói mentén ún. párhuzamos mintavételi módszerrel legalább 20-20 helyről talajmintát vettek. A részmintákat homogenizálták, így minden mezőgazdasági tábla résztábláiról átlagminta készült. Három hektárnál nagyobb összefüggő talajfolt esetén külön átlagmintát képeztek. A résztáblák kialakítását, illetve az eltérő talajfoltok lehatárolását az 1:10.000-es méretarányú topográfiai és genetikus talajtérképek is segítették. Az egyes mintavételeknél ügyeltek arra, hogy lényegesen eltérő tulajdonságú talajfoltokat ne tartalmazzon egy átlagminta. A 12%-nál nagyobb lejtésű területekről – az erózióra, ill. a talaj eltérő tápanyag-ellátottságára tekintettel – a lejtő egyes (felső, középső, alsó) szakaszain külön-külön átlagmintákat képeztek. A talaj- és tápanyagvizsgálatokhoz a felső művelt, 0–25 cm-es talajrétegből gyűjtötték a mintákat. A táblák és résztáblák – talajmintavételi – átlóinak metszéspontját TIEDIT (Területhasználati Információk Egységes Digitális Térképe) koordináta-rendszerben rögzítették, amelyet a Kartográfiai Vállalat dolgozott ki (Várallyay et al., 1980). A talajmintavételi helyek térinformatikai feldolgozását (EOV koordináta rendszerbe való átkonvertálását és a pontok helyének georeferálását) szintén a Georgikon Kar munkatársai végezték el (Kocsis et al. 2014).

A talajminták vizsgálatát magyar szabványok szerint a megyei növényvédelmi és agrokémiai állomások talajvizsgáló laboratóriumaiban végezték az alábbi paraméterekre:

- Alapvizsgálatok: Arany-féle kötöttség (KA), humusztartalom (%), pH-KCl, CaCO<sub>3</sub> (%), vízben oldható összes sótartalom (%)
- Tápanyagvizsgálatok: NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, AL-K<sub>2</sub>O
- Egyéb kémiai vizsgálatok: Mg, Na, Zn, Cu, Mn, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

Magyarország mezőgazdasági területeinek talajtulajdonság-térképei is legnagyobb részben az AIIR adatbázis adataira épülnek. A 2015-ben készült térképsorozat véletlen erdő modellezési eljárással készült klíma, domborzat, felszínborítás, geológiai adatok és távérzékelt biomassza indikátorok bevonásával (Tóth et al. 2015). A talajtulajdonság térképeket segédváltozóként használtam fel a foszfor ellátottsági térképek készítéséhez.

### **3.1.2 A LUCAS adatbázis bemutatása**

A LUCAS (Land Use/Land Cover Area Frame Survey; Eurostat, 2015) adatbázis az Európai Unió földhasználati és felszínborítási monitoring programjának keretein belül jött létre az EUROSTAT szervezésében. A program 2001-ben indult, akkor kifejezetten a földhasználat és felszínborítottság monitorozására és elsősorban a Közös Agrárpolitika szempontjából fontosnak tekintett tényezők vizuális felmérését célozta meg. A felvételezés Európa területén, 2x2 km-es egységes rácsháló metszéspontjai által kijelölt mintavételi helyeken történik, amelynek eredményeképp mintegy 200.000 pont földhasználati és felszínborítási jellemzői kerültek felvételezésre (Eurostat, 2015, Tóth et al. 2013). 2009-ben a LUCAS program keretén belül több mint 22.000 pontról feltalaj (0-20 cm) mintákat is gyűjtöttek az EU tagállamainak területéről. 2012-ben két új csatlakozó tagállam (Bulgária és Románia) valamint Izland területén is elvégezték a mintázást. 2015-ben és 2018-ban megismételték a mintázást Horvátország és további négy nem EU tag balkáni ország területén történt felvételezésével együtt. A 2009 és 2012-ben felvételezett, valamint a három évvel később, 2015-ben újra felvételezett minták 90%-ban ugyan azokról a pontokról származnak, a maradék 10% új felvételi pontokból tevődik össze. (Fernandez-Ugalde et al. 2020a). A három talajadatbázis (2009-12; 2015; 2018) közül jelenleg az első kettő áll rendelkezésre, ezért munkám során csak ezek adatait tudtam vizsgálni.

A LUCAS feltalaj projekt különlegessége, hogy ez az első, egységes mintavételezési elvek szerint folytatott európai felvételezés és a begyűjtött mintákat egységes laboratóriumi mérési módszerek alapján ugyanazon laboratóriumban vizsgálták. A főbb földhasználati ágak mindegyikéről történt mintavétel, általában a tagországokon belüli földhasználati ágak területi megoszlásának megfelelően, kivéve a szántókról vett talajmintákat, melyek aránya szándékosan nagyobb, mint területi részarányuk az egyes országokban (Tóth et al. 2013).

Az EU-n belüli területi arányának megfelelően 2009-ben Magyarországról 497 pont került az adatbázisba. Ebből 314 szántóról, 6 szőlő és gyümölcs ültetvényekről, 60 erdőből, 9 bokros-ligetes területről, 104 gyepekről, 4 pedig egyéb felszínborítottságú területekről származik. (Tóth et al. 2015). A 2015 felvételezés során a pontok száma Magyarország esetében 497-ről 412-re csökkent a 2009-es adatokhoz képest, s ebből 397 ponton történt újramintázás (a földhasználati kategóriák arányának megoszlása hasonló maradt).

A mintavételezést a 2009-es, 2012-es és 2015-ös LUCAS felmérésekben ugyanazon szabványos protokoll szerint végezték. A minta 5 db részmintából áll, melyeket a talaj 20 cm-es mélységéből

vettek. Az első részmintát a földrajzi koordinátának megfelelő pontban gyűjtötték; a másik négy részmintát 2 m-es távolságban a fő égtáji irányokat (észak, kelet, dél és nyugat) követve (Fernandez-Ugalde et al. 2020b).

A LUCAS mintákon az alábbi talajvizsgálatokat végezték el mindkét felvételezést követően:

- Alapvizsgálatok: durva vázrész, mechanikai összetétel, szerves széntartalom,  $\text{CaCO}_3$  tartalom, pH- $\text{H}_2\text{O}$ , pH- $\text{CaCl}_2$ , kationcsere kapacitás
- Tápanyagvizsgálatok: összes N, Olsen-P, kicserélhető K
- Egyéb kémiai vizsgálatok: elemi összes Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, V és Zn

A foszfort Olsen módszer, azaz ISO 11263 (1994) számú szabvány szerint mérték.

A két jelenleg is elérhető LUCAS adatbázis (2009+2012 és 2015) méréseiről összehasonlító elemzés is készült (Fernandez-Ugalde et al. 2020). Ennek során erős lineáris kapcsolatot igazoltak a két felvételezés Olsen foszfor értékei között a teljes európai LUCAS adatbázis összes adatpontját nézve. A két adatsor elemzése során arra is fény derült, hogy a foszforszint három földhasználati kategória esetén eltérő mértékben ugyan, de szignifikáns növekedést mutat: szántó +1,65 mg/kg, erdő + 6,19 mg/kg, gyepek +7,23 mg/kg. A szántó és gyepterületek foszforszintjének emelkedésében Európa egészét nézve a megnövekedett műtrágya kijuttatás állhat (kontinentális léptékben). Becslések szerint Európában 2009 és 2010 között nőtt a foszfor műtrágya felhasználás, 2011-ben csökkent, majd 2011-ről 2013-ra ismét növekedett. 2013 és 2016 között a felhasználás nem mutatott lényeges változást (Eurostat, 2022). Az erdő területek foszforszint emelkedése azonban már nehezebben magyarázható (Fernandez-Ugalde et al. 2020). A fenti összehasonlítás az összes LUCAS mintára és az összes tagállamra vonatkozik, külön a magyarországi adatsorok összehasonlító elemzését a dolgozatom eredményei között mutatom be.

### **3.1.3 A TIM adatbázis bemutatása**

A TIM (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer) adatbázisáról az 1995-ben kiadott módszertani leírásból tájékozódhatunk részletesen: az adatbázis keletkezését, a felvételezés módját és a vizsgált paraméterek körét ennek alapján ismertetem.



A Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszert az egykori Földművelésügyi Minisztérium (jelenleg Agrárminisztérium) hívta életre 1991-ben a magyarországi talajok környezeti állapotfelmérésének céljából. A TIM hálózat három típusú észlelést foglal magában:

- országos törzs mérőhálózat
- speciális (problematikus) területekre vonatkozó mérőhálózat
- erdészeti mérőhelyek

Az országos mérőhálózat 1236 pontot tartalmaz, melyből 865 pont található mezőgazdasági területen. A pontokat kisebb természetföldrajzi egységek reprezentatív területein jelölték ki.

A TIM adatbázis kezelése és a felvételezések lebonyolítása a NÉBIH feladata. A három vizsgált adatbázis (AIIR, LUCAS, TIM) közül ez a legszélesebb adattartalommal rendelkező adatbázis: az alap talajfizikai és kémiai vizsgálatok mellett tápelemvizsgálatokat, talajhidrológiai, talajvízkémiai, talajbiológiai, radioaktivitás, valamint toxikus elemanalitikai és növényvédőszer maradék vizsgálatokat tartalmaz. A mintavételezés ázott szelvényekből, szintenként történik. A felvételezéseket az őszi időszakban, szeptember 15. és október 15. között végzik.

Az első TIM felvételezés 1992-ben történt, majd a korábbi szelvénypontokat felkeresve egyes paramétereket évente illetve háromévente monitoring jelleggel újravizsgálják. A talaj AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> tartalmát átlag háromévente vizsgálják. A NÉBIH munkatársai kérésre az alábbi foszfor adatsort bocsátották rendelkezésemre az ország mezőgazdasági területeinek feltalaj vizsgálati eredményeiből:

- 1992: 858 db szelvény
- 1995: 860 db szelvény
- 1998: 861 db szelvény
- 2000: 854 db szelvény
- 2004: 865 db szelvény
- 2007: 857 db szelvény
- 2010: 607 db szelvény

A foszfort a 2000-es évek kivételével csak a szelvények legfelső genetikai szintjében (A szint) mérték. Vizsgálataim során is csak a feltalaj foszfor adatait vettem figyelembe, mivel a másik két adatbázis (AIIR, LUCAS) is erről a szintről szolgáltat adatsorokat.

A TIM adatbázis a három adatbázis közül az egyetlen, amely valódi idősoros adatokat tartalmaz és éppen a rendszerváltást követő időszaktól ('90-es évek eleje) az első LUCAS felvételezésig szolgáltat információkat, így lényegében a két másik adatbázis közötti összeköttetésnek

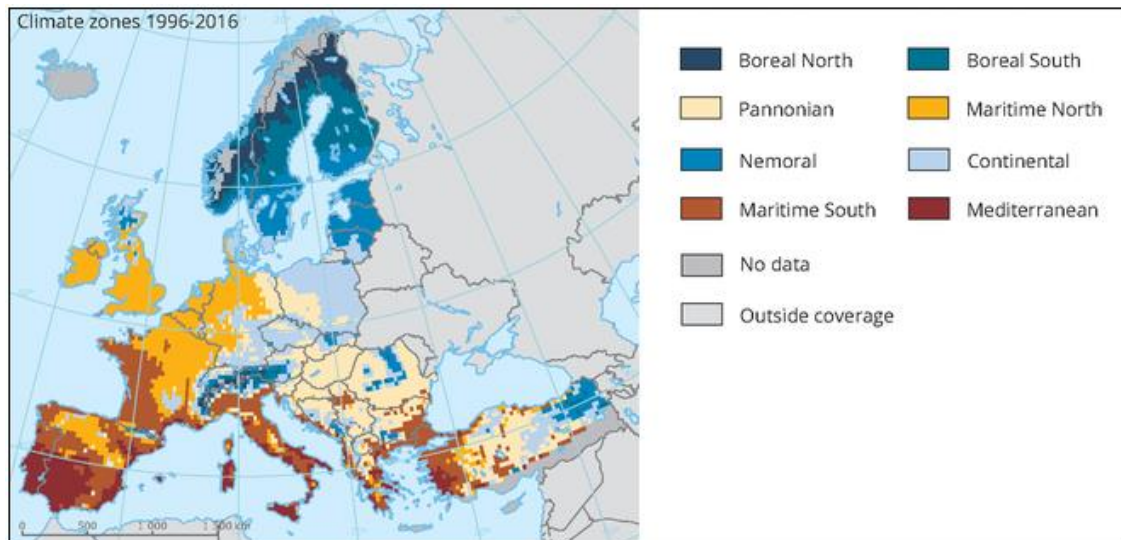
tekinthető. A TIM adatbázist az AIIR és a LUCAS adatok mérései közötti időszak változásának vizsgálata céljából vontam be kutatásaimba.

### **3.2 A talajok oldható foszfor koncentrációját befolyásoló környezeti/gazdálkodási paraméterek elemzéséhez használt adatbázisok és az összefüggések keresésére használt módszerek**

A talajok oldható foszfor koncentrációja, valamint a talajokat befolyásoló környezeti és gazdálkodási tényezők kapcsolatát különböző térbeli és időbeli léptékekben vizsgáltam. Ennek egyik oka az volt, hogy a talajok és a talajokat befolyásoló környezeti és gazdálkodási paraméterek összefüggései gyakran léptékfüggőek, illetve a környezeti tényezőket leíró adatbázisok is csak bizonyos térbeli léptékekben érhetőek el olyan adattartalommal, amelyek összefüggések vizsgálatára alkalmasak. Ennek megfelelően a klíma, a felszínborítás és az állatlétszám hatását európai léptékben vizsgáltam, míg a talaj egyéb fizikai és kémiai tulajdonságait valamint a műtrágyázás hatását országos szinten elemeztem. Dolgozatomban először az európai léptékű elemzéseket mutatom be, majd ezt követően térek rá az országos elemzésekre.

#### **3.2.1 Az éghajlat és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata**

Éghajlati paraméterként az EEA (European Environmental Agency) által publikált agroklimatikus zónalehatárolást, valamint a WordClim adatbázis bioklimatikus változóit vontam be az elemzésbe. Az EEA agro-klíma zóna térképe az 5. ábrán látható. A térkép klaszteranalízis alkalmazásával készült két agrometeorológiai indikátor alapján, nevezetesen az aktív hőmérsékletek összege és a termikus tenyészidőszak hossza (Ceglar et al. 2019). A klaszteranalízis segítségével nyolc homogén klímazónát határoztak meg: Észak-boreális, Dél-boreális, Nemorális, Dél-tengeri, Észak-tengeri, Kontinentális, Pannóniai, Mediterrán.



5. ábra. Agro-klimatikus zónák Európában (Ceglar et al. 2019).

Folytonos klímaváltozóként a WordClim adatbázis származtatott adatait használtam (WordClim, 2021). A bioklimatikus változókat a havi hőmérséklet és csapadék értékekből vezették le, hogy széles körben használható, környezeti/ökológiai modellezéshez hasznos információkkal szolgáljanak. A bioklimatikus változók többek között éves trendeket (pl. éves átlaghőmérséklet, éves csapadékmennyiség), szezonalitást (pl. a hőmérséklet és csapadék éves tartománya) és a szélsőséges vagy korlátozó környezeti tényezőket (pl. a leghidegebb és legmelegebb hónap hőmérséklete, valamint a nedves, ill. száraz negyedévek) reprezentálnak. Összesen 19 bioklimatikus változó érhető el (4. táblázat).

4. táblázat. A WorldClim adatbázis bioklimatikus változói

Kód	Bioklimatikus változó
BIO1	Éves középhőmérséklet
BIO2	Átlagos napi hőmérsékleti tartomány
BIO3	Izotermalitás – átlagos napi hőingás és éves hőingás hányadosa
BIO4	A hőmérséklet szezonális (szórás $\times 100$ )
BIO5	A legmelegebb hónap maximális hőmérséklete
BIO6	A leghidegebb hónap minimális hőmérséklete
BIO7	A hőmérséklet éves tartománya (BIO5-BIO6)
BIO8	A legcsapadékosabb negyedév átlaghőmérséklete
BIO9	A legszárazabb negyedév átlaghőmérséklete
BIO10	A legmelegebb negyedév átlaghőmérséklete
BIO11	A leghidegebb negyedév átlaghőmérséklete
BIO12	Éves csapadékmennyiség
BIO13	A legcsapadékosabb hónap csapadékmennyisége
BIO14	A legszárazabb hónap csapadékmennyisége
BIO15	A csapadék szezonális (variációs együttható)
BIO16	A legcsapadékosabb negyedév csapadékmennyisége
BIO17	A legszárazabb negyedév csapadékmennyisége
BIO18	A legmelegebb negyedév csapadékmennyisége
BIO19	A leghidegebb negyedév csapadékmennyisége

A bioklimatikus változók és a talajok foszfortartalmának összefüggéseit Pearson-korreláció számítással elemeztem, a klímazónák szerinti vizsgálatot varianciaanalízissel (ANOVA) végeztem.

### 3.2.2 A felszínborítás és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata

A felszínborítás valamint a talajok oldható foszfortartalma közötti kapcsolathoz a LUCAS felmérésből származó adatokat használtam. A LUCAS felmérés során nemcsak talaj mintavételezésre került sor, hanem a mintavételi helyszínek részletes és precíz leírására, ami magában foglalja a terület felszínborítását és földhasználatát is. A LUCAS saját felszínborítási kategóriarendszerrel rendelkezik, bár logikai felépítésében sok szempontból hasonlít a CORINE felszínborítási adatbázishoz. (A CORINE az EEA által fejlesztett európai térképi adatbázis, amely műholdfelvételeket használ a felszínborítás és annak változásának a becslésére)

A LUCAS kategóriarendszer háromszintű, a hierarchikus rendszer legfelső szintjén 8 kategória helyezkedik el, melyek a következők:

- A00: mesterséges területek
- B00: termőföldek
- C00: erdők
- D00: cserjések
- E00: gyepterületek
- F00: kopár/fedetlen földek
- G00: vízfelületek
- H00: vizes élőhelyek

A fent felsorolt 8 kategórián belül összesen 76 osztály található. Az elemzés során varianciaanalízissel vizsgáltam a talajok oldható foszfor értékeinek alakulását a fő kategóriákban. Ezt követően a 8 fő kategória közül a B00 – termőföldek kategóriát részletesebben is elemeztem. Ebben a kategóriában hét alcsoport található a mintavételi ponthoz tartozó termőföldön a vizsgált évben termesztett növényfajták alapján:

- B10: Gabonafélék (búza, árpa, kukorica...stb)
- B20: Gyökérgumós növények (burgonya, cukorrépa...stb)
- B30: Nem évelő ipari növények (napraforgó, dohány, szója, repce...stb)
- B40: Száraz hüvelyesek, zöldségek és virágok (borsó, paradicsom...stb)
- B50: Takarmánynövények (here, lucerna...stb)
- B70: Állókéltérítők: gyümölcsösök
- B80: Egyéb állókéltérítők (szőlő, fűszernövények)

Végül összevettem néhány eltérő foszforigényű konkrét szántóföldi növénykultúrát, hogy megtudjam vajon a növényfajtákra szabott trágyázási gyakorlat és a trágyázással bevitt foszfor szintek követik-e a tápanyag utánpótlási szaktanácsadási javaslatokban foglaltakat. Ehhez a vizsgálathoz a B00 – termőföldek egyes alkategóriáinak elemei közül szelektáltam néhány kiemelten fontos növénykultúrát: búza (B11), árpa (B13), kukorica (B16), napraforgó (B31), repce (B32), szója (B33) cukorrépa (B22), burgonya (B21), lucerna (B52). A növénykultúrák fajlagos tápanyagigényét a „Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer” című szaktanácsadási kézikönyv („Kék könyv”) szerint állítottam sorrendbe. Az elemzés során az egyes növénykultúrák területén vett talajminták foszfortartalmát vettem össze az adott növénykultúra fajlagos tápanyagigényével.

### **3.2.3 Az állatlétszám és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata**

Nemcsak a termesztett növény, valamint a műtrágyakijuttatás az, ami gazdálkodási tényezőként szóba kerülhet, hanem egyéb – nem szorosan a növénytermesztéshez kapcsolható – jellemzők is hatással lehetnek talajaink foszfor tartalmára. Az állatsűrűség és az ehhez köthető szervesstrágyázás az egyik ilyen paraméter, ami potenciálisan nagy hatással lehet az adott terület talajainak foszfortartalmára, ezért ennek hatását/összefüggését is vizsgáltam a talajok oldható foszfor koncentrációjával.

A talajok oldható foszfortartalma és az adott terület állatsűrűsége közti kapcsolatot európai léptékben vizsgáltam, mivel részletes magyarországi adatok nem álltak rendelkezésre, az EUROSTAT adatbázisban azonban hozzáférhetőek regionális szintű (NUTS 2) állatlétszám adatok. Az adatok állatfajonként lekérhetőek, így külön-külön tudtam vizsgálni a legfontosabb állatcsoportokat. Az elemzés során vizsgáltam a szarvasmarha – félék, a sertés, a juh és a kecske létszám regionális adatait, összehasonlítva az adott régió talajainak átlagos foszfor koncentrációjával. Mivel az EUROSTAT adatok konkrét állatlétszámokról adnak tájékoztatást, ezért szükség volt a régió területét is figyelembe venni, hogy megkapjuk az állatsűrűség értékeket. Első lépésben a NUTS 2 régiók területét számoltam ki, majd állatfajonkénti állatsűrűség értékeket számítottam számosállat-létszám/km<sup>2</sup>-re vetítve. Sajnos nem mindegyik NUTS 2 régióra volt elérhető adat, így ezeket a területeket nem tudtam számításba venni. Az állatlétszám adatokból számolt állatsűrűség értékeket a NUTS 2 régiók hozzávetőlegesen 70%-ára sikerült megállapítanom. A NUTS 2 régiók állatsűrűség értékeit a LUCAS adatbázis oldható foszfor tartalmának szintén NUTS 2 régiókénti átlagértékeivel hasonlítottam össze. Az összehasonlítást Pearson-féle korrelációs számolással végeztem.

### **3.2.4 A műtrágyahasználat és a talaj oldható foszfor koncentrációjának kapcsolata**

Ahogy az a dolgozat bevezetéséből is kiderül, a talajok oldható foszfor koncentrációja a mezőgazdasági területeken elsősorban nem természetes környezeti tényezők függvénye, hanem leginkább az adott területen folytatott növénytermesztés jellege, azon belül is a szerves- és műtrágyahasználat befolyásolja. Mivel Európa és Magyarország talajainak jelentős része intenzív

mezőgazdasági használat alatt áll, ezért érdemes a mezőgazdasági használatból eredő, a foszfor koncentrációkat befolyásoló gazdálkodási tényezőket is alaposan megvizsgálni.

A szervestrágyázás hatásait nem könnyű vizsgálni kontinentális vagy országos léptékben mivel igen kevés adat áll rendelkezésre a kijuttatott szervestrágya mennyiségéről és a kijuttatott trágya foszfortartalmáról (ehelyett vizsgáltam az állatlétszámmal való összefüggést, feltételezve, hogy a keletkezett foszfortrágyát a környező területekre juttatják ki). A műtrágya hatásának vizsgálatához azonban elegendő és részletes adat állt rendelkezésre országos léptékben a Központi Statisztikai Hivatal megyei statisztikai évkönyveiben.

Igaz, hogy számos tartamkísérlet foglalkozik ezzel a kérdéssel, amelyek talajtípusonként, sok esetben a talajtulajdonságokat is figyelembe véve vizsgálják, hogy egy adott műtrágya hatóanyagmennyiség hogyan hat a talajok oldható foszfortartalmára (Debreczeni&Debreczeniné, 1994), de nem vizsgálta ezidáig senki, hogy országos léptékben, kimutatható-e bármilyen összefüggés a talajok oldható foszfortartalma és a kijuttatott hatóanyag mennyisége között egy nagyobb időtávlatot tekintve (rendszer váltás előtti időszaktól napjainkig). Emiatt úgy döntöttem, hogy ezt az elemzést Magyarország területére országos léptékben végzem el. Az elemzés során arra kerestem a választ, hogy vajon a fent említett összefüggés (trágyázás mértéke és talajok oldható foszfor koncentrációja) mennyire erős, és az elmúlt 50 év trágyázási gyakorlatát illetően látunk-e bármilyen változást ebben a tekintetben. Az adatgyűjtés és előkészítés aprólékos munkát igényelt, mivel a műtrágya kijuttatással kapcsolatos részletes információk csak archív formában hozzáférhetőek a KSH központi könyvtárában. Az elemzés alapját tehát egyrészt a KSH-ban hozzáférhető megyei szintű műtrágyázási adatok képezik az 1970-es évektől 2009-ig (KSH, 1970-2008), másrészt pedig az AIIR adatbázis 1985-89 között mért, valamint a LUCAS adatbázis 2009-es oldható foszfor adatai adták. Munkám során a KSH műtrágya input adatait vettem össze a két talajadatbázis oldható foszfortartalmával megyei átlagokat képezve. Mivel a LUCAS adatbázis tartalmaz nem trágyázott területekről is adatpontokat, ezért ezeket először kiszűrtem és csak a trágyázott, azon belül is a szántóterületek adatait vettem figyelembe.

A KSH adatokat a hivatal budapesti központi könyvtárából a megyei évkönyvek adataiból gyűjtöttem össze. Az évkönyvek megyénként az alábbi adatokat közlik:

- Műtrágyázott alapterület (ha) földhasználati kategóriánként: ebből a szántó területek adatait vettem figyelembe
- Felhasznált műtrágya hatóanyag (t) földhasználati kategóriánként: szintén a szántó területek adatait vettem figyelembe

- Foszforműtrágya hatóanyag aránya az összes kijuttatott NPK mennyiségben (%): a foszfor %-os arányát vettem figyelembe, így ki tudtam számítani az összes kijuttatott műtrágyából a foszfor mennyiségét.

A fenti adatokból kaptam meg az egy hektár szántóra kijuttatott foszfor műtrágya hatóanyag felhasználást kg-ban kifejezve 1970-2009 között évenkénti bontásban az ország 19 megyéjére.

Ahogy az korábban a bevezetésből is kiderült, Magyarország műtrágyázási gyakorlata nagy változásokon ment keresztül az elmúlt évtizedekben. Ez az elemzés azért is fontos, mert lehetőséget ad arra, hogy összevessük a két jól lehatárolható időszak (rendszerátalakítás előtt és után) trágyázási gyakorlatának hatásait a talajok oldható foszfortartalmára. A műtrágyahasználat és a talajok oldható foszfor koncentrációjának kapcsolatát a megyei adatok segítségével vizsgáltam, mivel ennél részletesebb adat országos szinten nem érhető el. Az elemzést úgy végeztem, hogy a megyei műtrágya kijuttatási adatokat átlagoltam két időszakra: 1970-1989 valamint 1990-2009 majd előbbit az AIIR utóbbit a LUCAS 2009-es adatbázis adataival hasonlítottam össze. Ez azt jelenti, hogy a két talaj foszfor adatokat tartalmazó adatbázis mérési éveit megelőző 20 éves periódus műtrágya kijuttatási adatait és a két adatbázisban mért talaj oldható foszfor koncentráció értékeit hasonlítottam össze az ország 19 megyéjének az adatsorán. Az elemzést Pearson-féle korreláció vizsgálattal végeztem.

### **3.3 Adatharmonizáció**

Mivel az oldható foszfor koncentráció méréseket tartalmazó adatbázisokban (AIIR, TIM, LUCAS) részben különböző módszerekkel mért foszfor értékek szerepelnek, ezért azokhoz az elemzésekhez, amelyekben az adatbázisokat egymással összehasonlítva vagy együtt elemeztem, harmonizálnom kellett az adatokat. Az adatharmonizációhoz az alábbi konverziós egyenletet használtam (Loncaric et al. 2006):

$$\text{OLSEN-P} = 77.75 + 0.412 \times \text{AL-P} - 9.86 \times \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$$

Ez azt jelenti, hogy a LUCAS adatbázis Olsen-P értékeit átkonvertáltam AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> értékekre (a fenti egyenlet alkalmazását követően az elemi P-t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-ra konvertálva). Mivel a másik két adatbázisban (AIIR, TIM) eredetileg is Al-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> értékek szerepeltek, ezért ezek értékein nem változtattam.



### **3.4 A térképezéshez használt módszerek**

Kutatásom fő célja az volt, hogy az elérhető adatbázisok segítségével a digitális talajtérképezés módszereivel térképeket készítsék Magyarország talajainak foszforszintjéről, a foszforellátottság helyzetéről, valamint mindezek változásáról a rendszerváltástól napjainkig. Mivel a térképezéshez felhasznált adatbázisok pontszerű adatokat tartalmaznak, ezért olyan geostatistikai-interpolációs módszereket választottam, amelyek az adatok térbeli helyzetét is figyelembe véve a lehető legpontosabb és legrészletesebb térképet adják a talajok foszforszintjéről.

Tapasztalatok szerint a krigelés és a regressziókrigelés igen sikeresen alkalmazható pontokban mért talajparaméterek térbeli kiterjesztésére. Az alábbiakban ezen módszerek rövid ismertetése következik.

#### **3.4.1 Krigelés és regresszió krigelés**

A krigelés D.G.Kriege (1951) dél-adriai bányamérnök nevéhez köthető térbeli interpolációs eljárás, mely képes a térbeli összefüggések figyelembevételére, ezért igen népszerű a geostatistika gyakorlatában. A krigelés módszerének elméleti alapjait Szabó (2012) jegyzete alapján mutatom be.

A krigelés módszere úgy határozza meg egy tetszőleges pont ismeretlen attribútum értékét, hogy minimális szórású súlyozott átlagot képez a más, ismert pontokban számított (megadott) attribútum értékekből. A módszer alkalmazása során tehát az ismeretlen pont keresett attribútum értékét  $n$  darab közeli pont attribútumainak súlyozott középértékéből határozzuk meg. A súlyozás eredményeként azok a mérések, melyek az ismeretlen ponttól távolabb helyezkednek el, kisebb súlyt kapnak, mint a közelebb levők. Az optimális súlyok meghatározásához az eljárás során egy variogram nevű görbét képeznek az ismert pontok koordinátáinak és attribútum értékeinek felhasználásával. A krigelés egyike a lineáris becslési eljárásoknak, a krigeléssel végzett interpolálás gyakorlatilag az interpolált értékek minimális varianciájú becslését eredményezi.

A krigelés során először definiáljuk azt a mennyiséget, mely a  $h$  eltolás függvényében megadja a  $Z$  mennyiség értékkülönbség négyzetösszegének a felét:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(r_i) - Z(r_i + h)]^2$$

ahol  $h$  a két vizsgált pont távolsága,  $n(h)$  az egymástól  $h$  távolságban lévő pontpárok száma,  $Z(r_i)$  a vizsgált mennyiség értéke az  $r_i$  helyzetű pontban,  $Z(r_i + h)$  a vizsgált mennyiség értéke az  $r_i$  ponttól  $h$  távolságra elhelyezkedő pontban ( $r_i$  az  $i$ -edik pont helyzete). Az így kapott görbét félvariogram-nak (röviden variogram) nevezzük.

A mérési eredményekből számított tapasztalati variogram pontjaira elméleti függvények ún. variogram modellek illeszthetők. A krigeléshez szükséges kovarianciákat a variogramból számíthatjuk:

$$\text{COV}[Z(r), Z(r + h)] = C - \gamma(h).$$

A krigelésnek számos változatát dolgozták ki. A digitális talajtérképezésben az egyik legszélesebb körben elterjedt módszer a regresszió krigelés. Szatmári et al. (2013) munkájában a talajok szervesanyag készletének térképezésén keresztül részletesen bemutatja a regresszió krigelés digitális talajtérképezésben való használatának lehetőségét. A regresszió krigelés lényege, hogy a térbeli eloszlási függvény determinisztikus összetevőjét (trendet) regresszió analízis segítségével meghatározzuk a segédváltozók alapján, majd a determinisztikus részt eltávolítva csak a reziduális hibára számítjuk a variogramot, és a determinisztikus részt utólag illesztjük a krigelt értékekre.

Hengl (2009) alapján a regresszió krigelés a következőképpen írható fel:

$$\hat{z}(s_0) = \mathbf{q}_0^T \cdot \boldsymbol{\beta}_{\text{GLS}} + \boldsymbol{\lambda}_0^T \cdot (\mathbf{z} - \mathbf{q} \cdot \boldsymbol{\beta}_{\text{GLS}})$$

Ahol:  $\hat{z}(s_0)$  regresszió krigeléssel adott becslés az  $s_0$  pontban;  $\mathbf{q}_0$  a független változók vektora az  $s_0$  pontban;  $\boldsymbol{\beta}_{\text{GLS}}$  a regressziós koefficiensek vektora,  $\boldsymbol{\lambda}_0$  a krigelési súlyok vektora az  $s_0$  pontban;  $\mathbf{z}$  a mért célváltozó értékek vektora és  $\mathbf{q}$  mátrix tartalmazza az egyes független változók értékeit a mérési pontokban.

Szatmári et al. (2013) által bemutatott módszer szerint a becslési algoritmus alapját jelentő regresszió analízist a célváltozó kalibrációs adatsorán és a segédadatokon végezzük el. Az eredményül kapott regressziós modellekből származtatjuk a reziduumokat, melyeken feltáró

variográfiai vizsgálatokat végzünk. A kiszámított tapasztalati félvariogramokhoz elméleti félvariogram modelleket illesztünk. A kapott variogram modellek alapján lehet meghatározni a mintaterület egyes pontjaihoz rendelhető krigelési súlyok vektorait. A regressziós modellek, illetve a reziduumokon alapuló krigelési becslő eljárás eredményeként kapjuk meg végül a célváltozó térbeli becslését.

A krigeléseket és regresszió krigeléseket SAGA és ArcGIS térinformatikai programok segítségével végeztem.

### **3.4.2 A térképezés lépései**

A térképezés lépéseinek tervezése során figyelembe vettem az egyes adatbázisok eltérő méretét/adatsűrűségét és a környezeti paraméterekkel való összefüggéseket.

Az országos térkép készítéséhez az AIIR adatbázis adta a legmegbízhatóbb alapot a nagy adatsűrűsége miatt. Az AIIR adatokkal való térképezés során a végső térkép elkészítéséhez nem használtam segédváltozókat (mivel korábbi próbálkozásaim során egyetlen elérhető környezeti paraméter sem javított a térkép megbízhatóságán), a térbeli interpolációt egyszerű krigeléssel végeztem. A variogram modellhez exponenciális függvényt használtam.

A LUCAS adatbázis alacsony adatsűrűsége a 2009-es és 2015-ös térképek készítésénél kezdetben kisebb megbízhatóságú volt, és a rendelkezésre álló környezeti segédváltozókkal való kapcsolat is (országos léptékben) gyengének mutatkozott. Krigeléssel, regresszió krigeléssel valamint egyéb tanuló algoritmusok alkalmazásával (többváltozós lineáris regresszió, véletlen erdő) sem sikerült igazán megbízható modellt építeni és térképezni a segédváltozók különböző kombinációinak bevonásával sem. Azonban az adatok elemzése során fény derült arra, hogy az AIIR-hoz viszonyított foszfor koncentráció változás (1989 és 2009 valamint 2015 között) szorosabb összefüggést mutat bizonyos talajkémiai paraméterekkel. Nem meglepő, hogy a pH és a mész erősen befolyásolja a foszforszint változást, mivel a foszforlekötődés mindkét paramétertől erősen függ. Ennek ismeretében úgy döntöttem, hogy inkább a foszforszint változását próbálom meg térképezni, az AIIR adatbázisból készült térkép, a LUCAS adatok valamint a Magyarország talajtulajdonság térképei sorozat pH és mész térképeinek segítségével és ennek felhasználásával becsülöm meg a 2009-es és 2015-ös foszforszinteket. Ehhez első lépésben készítettem egy olyan pontadatbázist, ami az AIIR-ből krigelt foszforértékek és a LUCAS pontokon mért értékek különbségeit tartalmazza, a LUCAS mintázási pontokon. Ezt a számítást a 2009-es és a 2015-ös

LUCAS adatbázis segítségével is elvégeztem és létrehoztam a változást mutató pontadatbázisokat. Ezt követően a foszforszint változásának (jellemzően csökkenés) mértékét vizsgáltam Pearson korrelációs együttható számításával különböző talajparaméterek függvényében. Majd a foszforszint változást krigeltem segédváltozók bevonásával. A változás általában csökkenést jelentett, ezért az eredmények legtöbb esetben negatív számok lettek. Végül a krigelt különbségtérképek rasztereit összeadtam az AIIR adatokból készült raszterrel. Mivel mindegyik térkép 250 méteres felbontásban készült, ezért az összeadás minden egyes 250 méteres cellára az egymást pontosan fedő területek (cellák) értékeinek összeadásával történt. Pl. az 1985-89-es időszakot reprezentáló AIIR adatbázisból krigelt térkép egy adott cellája 200 mg/kg AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> értéket kapott, a 2009-es LUCAS adatbázisból krigelt változást mutató térkép ugyanerre a cellára mínusz 100 mg/kg értéket mutatott, ezért a két rasztert összeadva a 2009-es foszforszint 100 mg/kg lett az adott cellára.

### **3.4.3 Foszfor-ellátottság számítása országos léptékben**

Az általam krigelt összes térképet egységesen a hazai szabványoknak megfelelő AL-foszfor koncentrációra számítottam. A LUCAS adatbázis Olsen-P értékeinek átkonvertálása esetében a térképezés előkészítése során a már említett konverziós egyenletet (Loncaric et al. 2006) használtam. Ezt követően, a foszfor koncentrációk alapján foszfor ellátottsági térképet készítettem. Az ellátottsági kategóriákat Antal et al. (1979) iránymutatásai szerint határoztam meg (5. táblázat).

5. táblázat. A talajok oldható foszfortartalmának határértékei az ellátottsági szintek megállapításához (Antal et al. 1979)

Szántóföldi termőhely	Karbonátosság (CaCO <sub>3</sub> %)	AL-oldható P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)				
		Igen gyenge	Gyenge	Közepes	Jó	Igen jó
I. Csernozjom talajok	>1	50	51-90	91-150	151-250	251-450
	<1	40	41-80	81-130	131-200	201-401
II. Barna erdőtalajok	>1	40	41-70	71-120	121-200	201-400
	<1	30	31-60	61-100	101-160	161-360
III. Kötött réti talajok és glejes erdőtalajok	>1	40	41-70	71-110	111-180	181-380
	<1	30	31-60	61-100	101-150	151-350
IV. Homok- és laza talajok	>1	50	51-80	81-130	131-250	251-450
	<1	30	31-60	61-100	101-200	201-400
V. Szikes talajok	>1	40	41-70	71-120	121-180	181-380
	<1	30	31-60	61-100	101-140	141-340
VI. Sekély rétegű vagy erősen lejtős, erodált talajok	>1	50	51-80	81-130	131-200	201-400
	<1	30	31-60	61-100	101-150	151-350

A termőhelyi kategóriák térbeli lehatárolásához az 1:200 000-es MÉM genetikus talajtérképet (Jeney & Jassó, 1983, Kocsis et al, 2015) használtam, a mésztartalmat pedig a Magyarország talajtulajdonság térképei sorozatának (Tóth et al.2015) mész % rétegéből kalkuláltam.

## **4. Eredmények és értékelésük**

### **4.1 Az európai léptékű elemzések eredményei**

A talajok oldható foszfor koncentrációja valamint az egyes környezeti és gazdálkodási paraméterek kapcsolatát kétféle (európai és országos) léptékben vizsgáltam. Először az európai elemzések eredményeit mutatom be, majd a következő fejezetben térek rá az országos léptékű elemzések eredményeire.

#### **4.1.1 A talajok oldható foszfor koncentrációja és a klíma kapcsolata**

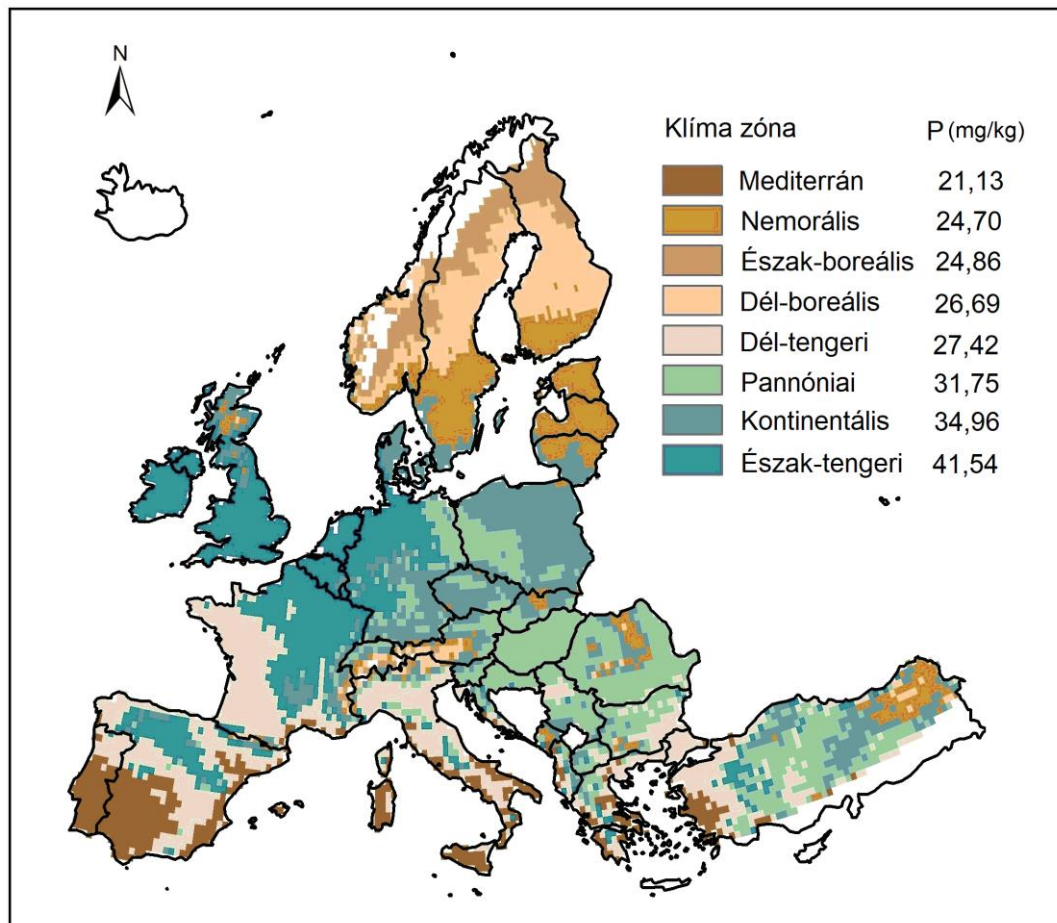
Az eredmények alapján az EEA klímazónák között statisztikailag igazolható szignifikáns ( $p < 0.05$ ) különbség figyelhető meg a talaj oldható foszfor koncentrációjának alakulásában. A Tukey teszt eredménye a 6. táblázatban látható. Az eredmények azt mutatják, hogy a legalacsonyabb átlagos foszfor érték a Mediterrán klímazónára jellemző (21,13 mg/kg), legmagasabb pedig az Észak-tengeri zónában (41,54 mg/kg) figyelhető meg. A két szélső zóna átlagos foszfor értékei között mintegy kétszeres különbség tapasztalható. A köztes zónák között két jól lehatárolható csoportot találunk. A Nemorális, Észak-boreális, Dél-boreális és Dél-tengeri zónákra egységesen alacsony átlagos foszfor koncentráció jellemző (24,7-27,42 mg/kg), a Pannoniai és Kontinentális zónák pedig közepes/ átlagos foszfor koncentrációval (31,75-34,96 mg/kg) jellemezhetőek.

6. táblázat. A Tukey teszt eredménye Európa agro-klimatikus zónáinak átlagos Olsen foszfor koncentráció értékeivel (mg/kg)

Agro-klimatikus zóna	Mintaszám	Átlagos P érték
<b>Mediterrán</b>	1761	21,13 (a)
<b>Nemorális</b>	2272	24,70 (b)
<b>Észak-boreális</b>	364	24,86 (b)
<b>Dél-boreális</b>	1881	26,69 (b)
<b>Dél-tengeri</b>	3476	27,42 (b)
<b>Pannoniai</b>	2014	31,75 (c)
<b>Kontinentális</b>	3074	34,96 (c)
<b>Észak-tengeri</b>	4442	41,54 (d)

A betűjelek (a,b,c,d) a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik

A klímazónák átlagos foszfor koncentráció értékeit az eredmények jobb értelmezhetősége érdekében térképen is ábrázoltam (6. ábra)



6. ábra. Az egyes klímazónákra jellemző átlagos Olsen foszfor koncentráció (mg/kg).

A klíma és a talaj foszfor koncentrációjának kapcsolatát a WordClim adatbázis bioklimatikus változóinak bevonásával vizsgáltam részletesebben. A 19 bioklimatikus változó és a talaj foszfortartalma közötti kapcsolat elemzését Pearson korreláció együttható számításával végeztem. Az eredményeket a 7. táblázatban foglaltam össze.



7. táblázat. A WorldClim bioklimatikus változói valamint a LUCAS 2009-ben mért Olsen foszfor adatainak Pearson korrelációs együttható értékei

Kód	Bioklimatikus változó	Korrelációs együttható (r)
BIO1	Éves középhőmérséklet	-,020**
BIO2	Átlagos napi hőmérsékleti tartomány	-,021**
BIO3	Ízotermalitás – átlagos napi hőingás és éves hőingás hányadosa	-,020**
BIO4	A hőmérséklet szezonaritása (szórás ×100)	-,042**
BIO5	A legmelegebb hónap maximális hőmérséklete	-,021**
BIO6	A leghidegebb hónap minimális hőmérséklete	-,020**
BIO7	A hőmérséklet éves tartománya (BIO5-BIO6)	-,021**
BIO8	A legcsapadékosabb negyedév átlaghőmérséklete	-,020**
BIO9	A legszárazabb negyedév átlaghőmérséklete	-,022**
BIO10	A legmelegebb negyedév átlaghőmérséklete	-,021**
BIO11	A leghidegebb negyedév átlaghőmérséklete	-,020**
BIO12	Éves csapadékmennyiség	-,015*
BIO13	A legcsapadékosabb hónap csapadékmennyisége	-,023**
BIO14	A legszárazabb hónap csapadékmennyisége	-,017*
BIO15	A csapadék szezonaritása (variációs együttható)	-,024**
BIO16	A legcsapadékosabb negyedév csapadékmennyisége	-,026**
BIO17	A legszárazabb negyedév csapadékmennyisége	-,011
BIO18	A legmelegebb negyedév csapadékmennyisége	-,010
BIO19	A leghidegebb negyedév csapadékmennyisége	-,023**

\*\* p<0.01, \*p<0.05

Az eredmények az mutatják, hogy a talajok foszfor koncentrációja és a bioklimatikus változók között csak igen gyenge kapcsolatok figyelhetők meg.

#### 4.1.2 A talajok oldható foszfortartalmának kapcsolata a felszínborítással

A felszínborítás és a talaj oldható foszfortartalmának összefüggéseit szintén európai léptékben vizsgáltam. Az elemzés során a LUCAS felszínborítási osztályozás mindhárom szintjén végeztem elemzéseket. Első körben a 8 fő kategóriát elemeztem varianciaanalízissel. A varianciaanalízis eredménye azt mutatta, hogy a kategóriák között szignifikáns különbségek vannak. A Tukey post hoc teszt eredményét a 8. táblázatban foglaltam össze. A kategóriák közül a legalacsonyabb foszfor értékkel jellemezhető cserjések és a legmagasabb foszfor értékkel jellemezhető termőföldek kategória különül el legjobban a többitől. Az átlagos foszforértékek alacsonyabbak a természetes vagy természetközeli (nem trágyázott) területek esetében, míg a trágyázott területek (gyep és termőföldek) illetve mesterséges (városi, ipari) területek lényegesen magasabb foszfor

koncentrációval jellemezhetőek. Ezek az eredmények igazolják azt a felvetést, hogy a talajban lévő oldható foszfor mennyisége elsődlegesen a trágyázási gyakorlattól függ. A mesterséges területek talajainak emelkedett foszfor koncentrációja feltehetően antropogén szennyezésből ered.

8. táblázat A LUCAS felszínborítás fő kategóriái és a talaj oldható foszfortartalma közötti összefüggések a LUCAS 2009-es adatbázisa alapján

Felszínborítási fő kategória	Mintaszám	Átlagos P érték
Cserjések	461	17,62 (a)
Erdők	5630	22,04 (a, b)
Kopár/fedetlen földek	360	22,72 (a, b)
Vizes élőhelyek	91	26,64 (a, b)
Vízfelületek	12	27,72 (a, b)
Gyep területek	4415	31,69 (a, b)
Mesterséges területek	41	32,17 (a, b)
Termőföldek	8855	38,33 (b)

A betűjelek (a,b) a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik

A LUCAS felszínborítási adatbázis fő kategóriái közül a B00 termőföldek alkategóriáit tovább elemezve az egyes növénykultúra csoportok talajain mért oldható foszfortartalom átlagai érdekes összefüggéseket mutatnak. A varianciaanalízis szintén szignifikáns különbségeket igazolt az egyes kategóriák között, a Tukey teszt eredménye a 9. táblázatban látható.

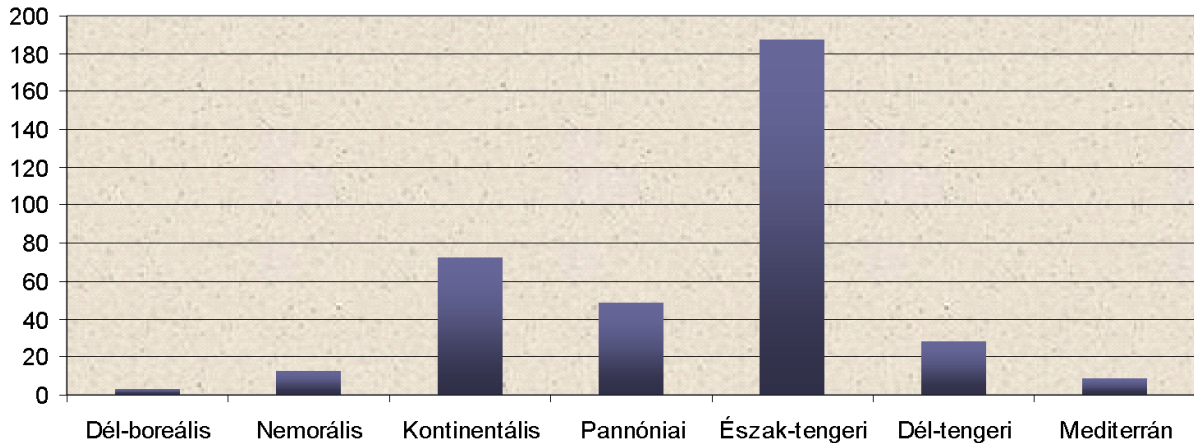
9. táblázat A LUCAS adatbázis termőföld kategóriái és a talaj oldható foszfortartalma közötti összefüggések a LUCAS 2009-es adatbázisa alapján

Termőföldek növénykultúra csoportjai	Mintaszám	Átlagos P érték
Egyéb állókultúrák	742	28,02 (a)
Takarmánynövények	648	30,15 (a, b)
Ipari növények	850	35,39 (b, c)
Állókultúrák - gyümölcsösök	274	36,30 (c)
Gabonafélék	5704	39,70 (c, d)
Száraz hüvelyesek, zöldségek, virágok	261	43,20 (d)
Gyök gumós növények	376	56,79 (e)

A betűjelek (a,b,c,d,e) a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik

Az elemzés az mutatja, hogy a vizsgált időszakban a gyök gumós növényekkel (burgonya, cukorrépa) hasznosított talajokban található a legtöbb foszfor. Ez annyiban melepő, hogy az említett növényeknek lényegesen alacsonyabb a fajlagos P tápanyag igényük, mint pl. az egyéb szántóföldi növényeknek (gabonafélék), ugyanakkor magyarázatot adhat a megfigyelésre, hogy ezek a növények intenzív vetésforgóban és arányaiban nagyobb területen termesztettek az intenzívebb művelésű pedoklimatikus zónákban. Ennek ellenőrzésére kiszámítottam, hogy a

gyök gumós növények talajaiból vett minták a LUCAS adatbázisban milyen arányban oszlanak meg az egyes klímazónák között. A gyök gumós növények klímazónánkénti eloszlása a 7. ábrán látható. Ennek alapján a legtöbb mintapont magasan az Észak-tengeri zónában található, ami a legintenzívebb művelésű klímazóna.



7. ábra: A LUCAS adatbázis gyökernövény mintapontjainak megoszlása az EEA klímazónák között

A felszínborítás elemzésének utolsó része a LUCAS felszínborítási osztályozás legalsó szintjén található legfontosabb szántóföldi növények (búza, kukorica, napraforgó...stb) talajain mért oldható foszfor átlagainak összehasonlítása volt. Ez a vizsgálat szintén nagyon érdekes eredményeket hozott. A varianciaanalízis alapján a csoportok között szignifikáns különbségek vannak. A Tukey teszt eredménye a 10. táblázatban látható. A kategóriák (szántóföldi növénykultúrák) jól elkülönülnek egymástól a talajokban mért átlagos foszfor koncentrációk alapján. Legalacsonyabb értékkel a napraforgó jellemezhető, legmagasabb értékkel pedig a burgonya. A vizsgálati években a két növény talajain mért átlagos foszfor koncentrációk között kétszeres különbség van, ami igen jelentős. Második legmagasabb foszfor koncentrációt a cukorrépa földeken mért talajok mutatják. Ezek az eredmények szintén azért nagyon érdekesek, mert a növények fajlagos tápanyagigénye szerint a napraforgó a felsorolt növények közül a második legfoszforigényesebb, míg a cukorrépa és a burgonya a legalacsonyabb foszforigényű kultúrák. Elképzelhető, hogy a növények tápelem felvételének az intenzitása is közrejátszhat ebben, de még valószínűbb, hogy inkább földrajzi okai vannak a kissé ellentmondásos eredményeknek. Ahogy a fentiekből már kiderült, a magasabb talajban mért foszfor koncentrációval jellemezhető növények az intenzívebb művelésű (emiat erősebben trágyázott) területeken nagyobb arányban termesztettek. De pl. a napraforgó termesztése, amely kifejezetten

foszforigényes növény, a kevésbé intenzív művelésű, melegebb éghajlatokon jellemző (Dél-tengeri, Mediterrán zónák az EEA térképen), s emiatt kontinentális léptékben kifejezetten alacsony foszfor értékeket tapasztalunk. Mindez azonban csak egy látszólagos ellentmondás, melynek ahogy a fentiek alapján láthatjuk elsősorban földrajzi okai vannak.

10. táblázat. Néhány fontosabb növénykultúra talajában mért oldható foszfortartalom a LUCAS 2009-es adatbázisa alapján és a növények fajlagos foszforigénye

Növénykultúra	Mintaszám	Átlagos P érték	Fajlagos foszforigény (kg) 100 kg terméshozam (mellékterméssel)
Napraforgó	273	24,21 (a)	3
Lucerna	158	25,69 (a)	0,7
Szója	32	26,05 (a)	3,7
Árpa	1561	34,37 (b)	1
Repce	450	42,37 (c)	3,5
Búza	1850	42,69 (c)	1,1
Kukorica	1095	48,94 (c,d)	1,1
Cukorrépa	168	52,45 (d)	0,15
Burgonya	173	63,29 (e)	0,2

A betűjelek (a,b,c,d,e) a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik

#### 4.1.3 Az állatlétszám és a talajok oldható foszfortartalmának kapcsolata

Az elemzés során a szarvasmarha – félék, a sertés, a juh és a kecske populációk Európa NUTS 2 régióira számolt állatsűrűség adatait hasonlítottam össze az adott régiók talajainak átlagos foszfor szintjével a LUCAS 2009-es adatait vizsgálva. Az eredményeket a 11. táblázatban foglaltam össze.

11. táblázat. Az állatsűrűség (EUROSTAT) és a talajok oldható foszfor koncentrációjának (LUCAS 2009) Pearson korrelációs együttható értékei (n=169 NUTS 2 régió alapján)

	Szarvasmarha-félék	Sertés	Juh	Kecske
Korrelációs együttható (r)	0,61*	0,44*	-0,18*	-0,03

\*p<0.05

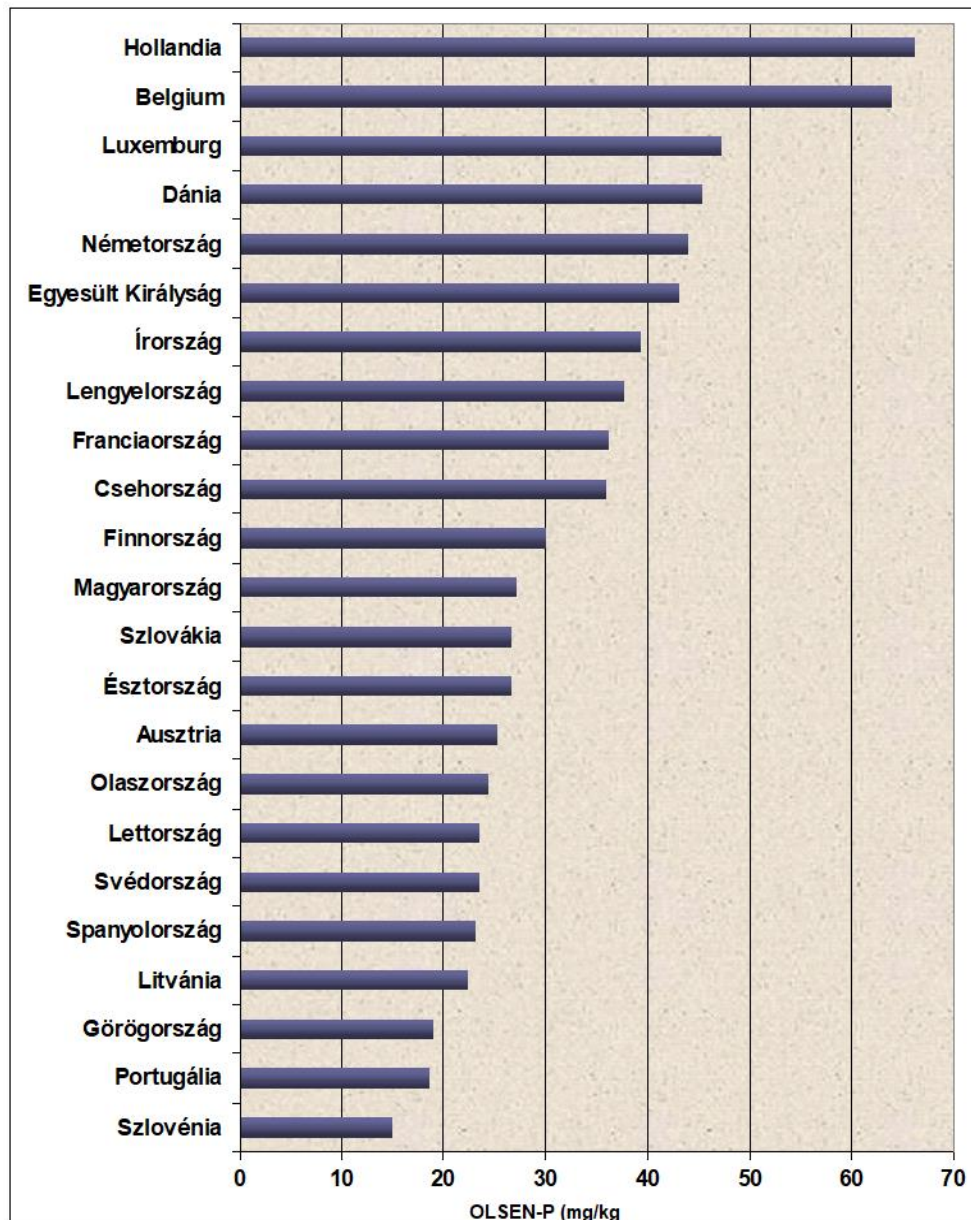
Az eredmények azt mutatják, hogy a szarvasmarha-félék sűrűsége önmagában is egyértelmű pozitív irányú kapcsolatot mutat a talajok oldható foszfortartalmával. A sertés állatsűrűség és a foszfor koncentráció kapcsolata önmagában közepes, míg a juh és a kecske sűrűség önmagában nem hozható összefüggésbe a talajok oldható foszfortartalmával. Nem vettem számításba a különböző állatfajták által keletkezett trágya mennyiségét, ami részben átírhatja az eredményeket abban a tekintetben, hogy egy sertés lényegesen kevesebb trágyát termel, mint egy szarvasmarha. Valószínűleg az adatok pontosításával/súlyozásával a sertés állatsűrűség még szorosabb összefüggést mutathatna, annál is inkább mivel a sertés trágya tartalmazza arányaiban a legtöbb foszfort (He et al. 2016).

Az állatsűrűség és a talajok oldható foszfortartalma közötti kapcsolat feltehetően több tényezőre vezethető vissza: egyrészt ahol több állatot tartanak ott több szerves trágya keletkezik, amelyet összegyűjtve majd tápanyag-utánpótlási céllal kijuttatnak a szántóterületekre. Másrészt a legeltetett állatok természetes úton is gyarapíthatják a terület foszfor-ellátottságát (feltehetően emiatt mutatható ki szorosabb összefüggés a szarvasmarha-félékkel). Sőt, a nem megfelelően üzemeltetett állattartó telepek szennyezőforrásként felesleges és veszélyes mértékű tápanyagterhelést okozhatnak a környező területeken. Nem vizsgáltam külön a természetes (ill. természetközeli, pl. gyep, erdő) és trágyázott területek foszfor tartalmát a LUCAS adatbázis földhasználati adatai alapján, mert sok NUTS régió esetén túl kevés adat állt volna rendelkezésre. Mindazonáltal nemcsak az állattartásból eredő szerves trágya kijuttatás lehet az oka a nagyobb állatsűrűségű területek magasabb foszforszintjének, hanem az a tény is, hogy a nagyobb szarvasmarha és sertés állatsűrűség a mezőgazdasági szempontból intenzívebben művelt, műtrágyával is magasabban visszapótlott nyugat-európai országok régióira jellemző (pl. Belgium, Hollandia, Luxemburg, Franciaország és Németország egyes vidékei).

## **4.2 Országos léptékű elemzések**

### **4.2.1 Magyarország talajainak foszfor koncentrációja az EU tagállamok rangsorában**

A LUCAS a három vizsgált adatbázis közül az egyetlen, amely nemcsak Magyarországról, hanem az Európai Unió többi tagállamáról is szolgáltat információt, így először azt vizsgáltam, hogy Magyarország hol helyezkedik el az EU országainak rangsorában a talajok foszforszintjének tekintetében. Ennél az elemzésnél még az eredeti Olsen foszfor értékekkel kalkuláltam, nem konvertáltam át az adatokat. A LUCAS adatbázis 2009-ben mért Olsen-P foszfor értékeinek átlagait országonként a 8. ábrán láthatjuk. Magyarország ennek alapján közepes átlagos foszfor koncentrációval jellemezhető a vizsgált országok között.



8. ábra. 2009-ben mért Olsen P koncentrációk átlagai országonként, a LUCAS adatbázis alapján

#### 4.2.2 Az AIIR a TIM és a LUCAS adatbázisok foszfor értékeinek összehasonlítása leíró statisztikai vizsgálatokkal

Talajaink oldható foszfor tartalmának részletesebb jellemzéséhez három adatbázis adatait használtam. Fontos hangsúlyozni, hogy az AIIR a TIM és a LUCAS adatbázisok talaj foszfor értékeinek összehasonlításához a 3.3 fejezetben leírt módon először harmonizáltam az adatokat majd az elemzést leszűkítve Magyarország szántóterületeinek adatain végeztem el. Az adatok leíró statisztikai vizsgálatának eredményeit a 12. táblázatban foglaltam össze.

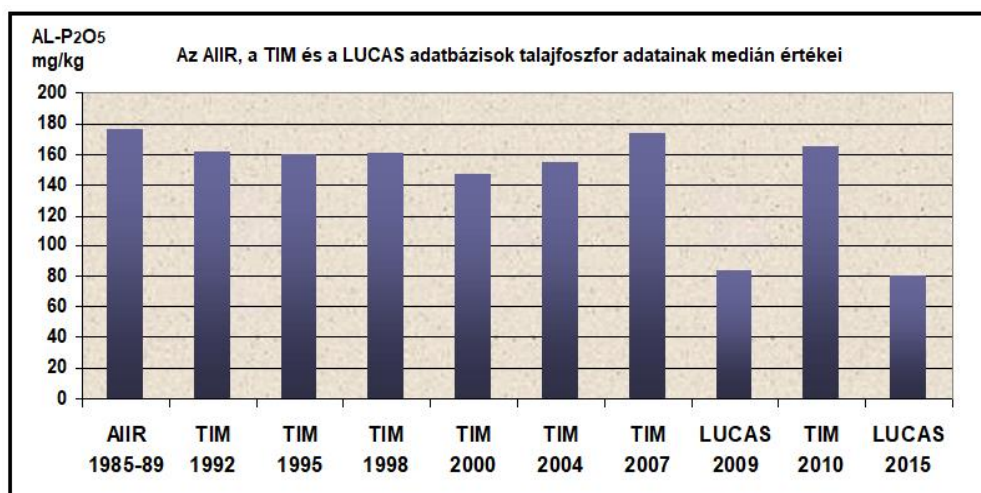
12. táblázat. Az AIIR a TIM és az átkonvertált LUCAS adatbázisok AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> értékeinek leíró statisztikai elemzése (magyarországi szántók talajainak eredményei)

Adatbázis	minimum	maximum	átlag	medián	szórás
<b>AIIR 1985-89</b>	2,50	550,00	190,29	175,90	91,29
<b>TIM 1992</b>	3,00	8890,00	270,60	161,50	555,70
<b>TIM 1995</b>	11,00	9073,00	300,37	160,00	652,98
<b>TIM 1998</b>	7,00	9433,00	286,72	161,00	562,07
<b>TIM 2000</b>	7,00	5705,00	260,79	147,00	470,92
<b>TIM 2004</b>	6,60	9540,14	290,84	154,77	646,19
<b>TIM 2007</b>	6,37	12636,00	314,80	174,00	639,24
<b>LUCAS 2009</b>	19,41	1072,81	107,90	83,45	106,81
<b>TIM 2010</b>	10,20	14500,00	339,98	165,00	889,60
<b>LUCAS 2015</b>	17,47	517,38	105,18	79,96	81,28

Az adatbázisok leíró statisztikai vizsgálatánál szembevetendő, hogy az átlag és medián értékek közötti különbségek, valamint a szórások értékei magasabbak a TIM adatbázis adatsorai esetében, mint az AIIR valamint a LUCAS adatok esetében. Az is érdekes, hogy a TIM adatbázis átlagai jóval magasabbak, mint az AIIR adatbázisban mért átlagok, a medián értékek pedig csak mérsékelten alacsonyabbak. Feltűnő továbbá, hogy a TIM adatbázis maximum értékei is igen magas értékeket mutatnak. Mindez ellentmondásnak tűnik annak ismeretében, hogy 1989 után a műtrágya kijuttatás mértéke drasztikusan lecsökkent.

Az 1989 utáni műtrágya input csökkenés hatása csak részben látszódik a TIM adatbázis adatain, és a csökkenés mértéke sem tűnik reálisnak. A LUCAS adatbázis AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-re átkonvertált adatai viszont lényegesen nagyobb csökkenést mutatnak. Ezek az eredmények kissé ellentmondásosak és emiatt megkérdőjeleződik a három adatsor összehasonlíthatósága.

Az adatbázisok medián értékeit összefoglalva a 9. ábrán szemléltetem.



9. ábra. Az AIIR a TIM és az átkonvertált LUCAS adatbázisok AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> medián értékei (szántó művelési ágra)



Megjegyzendő, hogy bár az AIIR és a TIM adatbázis foszforadatai azok, amelyeket ugyanaz a szabvány szerint és ugyanazzal a mérési módszerrel vizsgáltak (ammónium-laktátos), mégis a LUCAS adatbázis AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-ra átkonvertált Olsen értékei tűnnek reálisabbnak talajaink rendszerváltást követő foszforszintjéről annak ismeretében, hogy a műtrágyázás a rendszerváltást követően a korábbi szint negyedére csökkent

A fenti ellentmondások egyik lehetséges magyarázata, hogy a különböző adatbázisok esetén eltérő volt a mintavételezés módszertana és időpontja. Az AIIR adatbázis és a LUCAS adatbázis esetében a tápanyagcélú vizsgálatoknál megszokott betakarítás utáni (jellemzően nyári) mintavételezés történt, míg a TIM adatbázis esetében a mintavételezés ősszel, szeptember 15. és október 15. közötti időszakban zajlik, amikor az őszi alaptrágyázás feltehetően már sok helyen kijuttatásra került. Erre utalnak a TIM adatbázisban tapasztalható kiugróan magas (több ezer mg/kg) foszfor értékek is. Ennek ellenőrzésére, egy zala-megyei gazdálkodó által vezetett gazdálkodási napló 10 év adatát tekintetem át és azt tapasztaltam, hogy különösen őszi búza növény esetén az alaptrágyázás szeptember végén ill. október elején- éppen a TIM mintavételezés időszakában- már megtörténik. Arról nincs információ, hogy a TIM felvételezésénél igazodnak-e az adott pont mezőgazdasági tábláján gazdálkodók aktuális növénytermesztési/gazdálkodási feladataihoz, de véleményem szerint fontos lenne ezt a tényezőt is figyelembe venni a jövőben.

A mintavételi terv szintén hatással lehet a mérésekre, ugyanis a három adatbázis (AIIR, TIM, LUCAS) mintavételezése során igen eltérő módszertant alkalmaztak. Az AIIR adatbázis esetében egy mezőgazdasági tábla részmintáinak átlagai szerepelnek (valószínűleg emiatt sem tartalmaznak az adatok kiugró értékeket). A LUCAS és a TIM esetében viszont már egy szűkebb területre jellemző értékeket láthatunk. Az előbbi (LUCAS) esetében a mintavételezési pont két méteres környezetéből vett több kis részmintából álló homogenizált mintán történt a mérés, míg a TIM esetében a szelvényből szintenként történt a felvételezés, így valószínűleg a legfelső szint néhány tíz cm-es (a szelvény szélességétől függően) területére jellemző értékek szerepelnek.

A fenti eredményeket mérlegelve a további elemzésekbe csak az AIIR és a LUCAS adatokat használtam fel, a TIM adatbázis adatait nem vontam be a térképek készítésébe, mivel azok mind a mintavételezés idejét, mind a módját tekintve nagyban eltérnek a hagyományosan alkalmazott tápanyag-gazdálkodás/tervezés célból vett mintavételezésektől.

### 4.2.3 A talajok oldható foszfor koncentrációja és a talajok fizikai-kémiai tulajdonságai közötti kapcsolatok

Elsőként az AIIR adatbázis foszfor értékeit vizsgáltam meg a talajtulajdonságok és talajban mért paraméterek függvényében. A Pearson korreláció eredményei az 13. táblázatban láthatók:

13. táblázat. Az AIIR adatbázis foszfor értékei és az adatbázis egyéb talajparamétereinek közötti korrelációs értékek (n=83546)

	Kötöttség	Humusz	pH (KCl)	Mész	Összes só tartalom	N	K	Mg	Zn	Cu	Mn
<b>AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	-0,07**	0,17**	0,46**	0,33**	0,07**	0,13**	0,45**	-0,06**	0,10**	-0,07**	-0,24**

\*\*szignifikáns korreláció (p<0.01)

Az eredmények azt mutatják, hogy minden esetben szignifikáns kapcsolat figyelhető meg a talaj foszfortartalma és az egyéb talajparaméterek között, azonban a különböző irányú kapcsolatok többségében igen gyengék. A pH és a mésztartalom az, ami kiemelkedik a kapcsolat erőssége szempontjából. Ez utóbbi két talajparaméterrel való összefüggés azonban inkább a trágyázás gyakorlatából eredhet, ugyanis a hazai tápanyag-utánpótlási rendszer a magasabb mésztartalmú talajokra magasabb trágyadózisokat javasol. De van egy másik jelenség is, ami mindezt magyarázhatja, mégpedig, hogy az ammónium-laktátos kivonószer másként viselkedik savas és karbonátos talajminták esetében. Az AL-módszer gyakran túlbecsüli a karbonátos talajok foszfor szintjét, mivel a növények részére nem felvehető, a Ca-ionokhoz kapcsolódó foszfátokat is kioldja (Csathó et al. 2011, Egnér et al., 1960).

A káliummal való szintén szorosabb összefüggés ugyancsak a trágyázási gyakorlatot tükrözi, e két tápelemet feltehetően egyszerre, bár arányaiban különböző mértékben juttatják ki, de összességében ahol több a foszfor ott valószínűleg magasabb a kálium szintje is.

Az egyes talaj paraméterekkel való összefüggést a LUCAS adatbázis adatain is megvizsgáltam. Itt részben más paraméterek szerepelnek, mint az AIIR adatbázisban, de a legfontosabb talajfizikai és talajkémiai tulajdonságokat ez esetben is vizsgálni tudtam (14. táblázat).

14. táblázat. Az LUCAS adatbázis foszfor értékei és az adatbázis egyéb talajparamétereinek közötti korrelációs értékek (n=314)

	Agyag	Por	Homok	pH-CaCl	pH-H <sub>2</sub> O	Szerves szén	Mész	N	K	Kationcsere
<b>Olsen P</b>	0,13*	-0,01	-0,07	-0,13*	-0,13*	0,09	-0,21**	0,14*	0,44**	0,09

\*szignifikáns korreláció (p<0.05), \*\*szignifikáns korreláció (p<0.01)

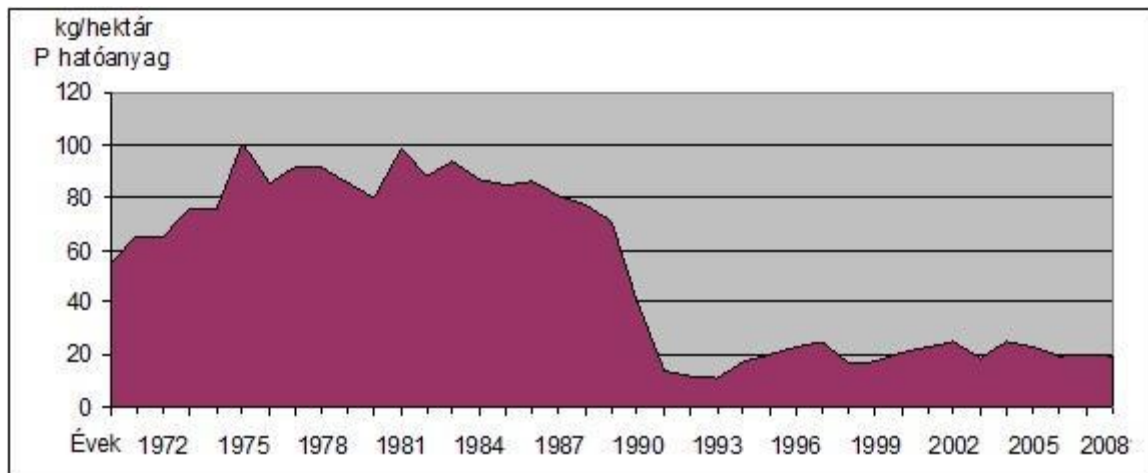
A LUCAS adatbázis talajparamétereinek és a foszforszint között szintén csak gyenge kapcsolat figyelhető meg, bár a káliummal való összefüggés (azaz a műtrágyázási gyakorlat hatása) itt is megmutatkozik. Figyelemre méltó viszont, hogy a pH-val és a mésztartalommal való pozitív irányú kapcsolat a LUCAS esetén negatívba fordul át, és bár gyenge a kapcsolat, de statisztikai értelemben szignifikáns.

A fenti eredmények és ezen összefüggések magyarázata a későbbiekben részletesebben is. kifejtésre kerül.

#### 4.2.4 A műtrágyahasználat és a talajok foszfor koncentrációja közötti kapcsolat országos léptékben

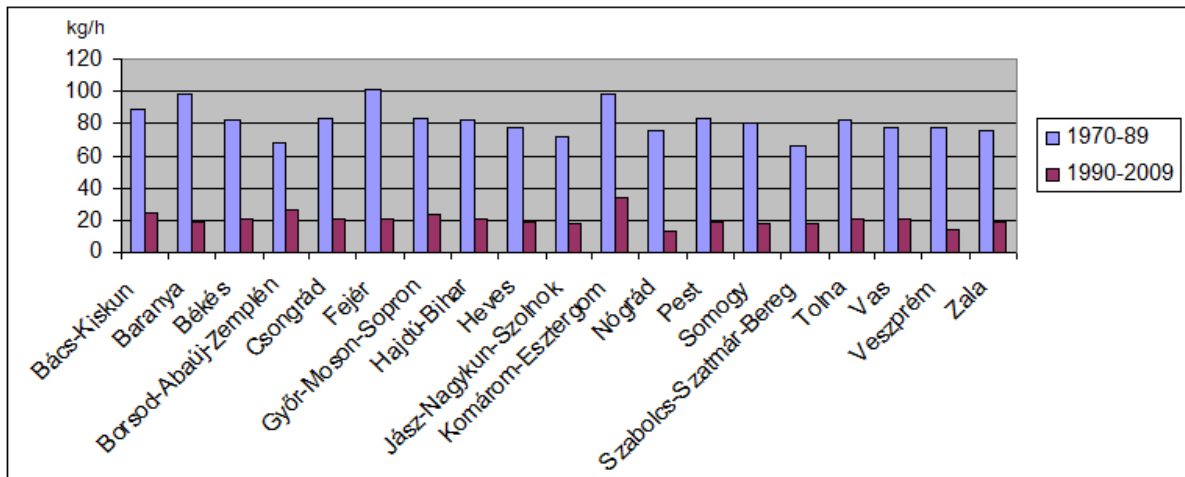
A műtrágyahasználat és az oldható foszfor tartalom összefüggéseit csak országos léptékben tudtam elemezni, mivel Európa egészére nem állt rendelkezésre megfelelő mennyiségű adat.

A műtrágyahasználat országos alakulását összesítve 1970-2009-ig a 10. ábra mutatja be. A foszfor hatóanyag P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-ben értendő és csak a szántóterületek kijuttatási adatait tartalmazza. Az ábra a megyei adatok összesítésével jött létre, de az idősor az összes 19 megyére külön-külön is elkészült. Az ábra jól szemlélteti az ország műtrágya felhasználásának nagymértékű változását, a rendszerváltást követően 1989-90-től, aminek következtében a korábbi intenzív foszfor műtrágyahasználat kb. a 25%-ára csökkent.



10. ábra. A műtrágyakijuttatás országos alakulása a KSH megyei évkönyveinek (KSH, 1970-2008) adatai alapján

A műtrágya-kijuttatás és a talajok oldható foszfor koncentrációjának kapcsolatát megyei bontásban vizsgáltam. Ebben az elemzésben a két oldható foszfor adatokat tartalmazó adatbázis mérési éve előtti 20 éves periódus (1970-1989 valamint 1990-2009) műtrágya kijuttatási adatait és a két adatbázisban mért talaj oldható foszfor értékeket hasonlítottam össze az ország 19 megyéjének az adatsorán. A 19 megye két időszakra (1970-1989 és 1990-2009) átlagolt műtrágya kijuttatását az 11. ábra mutatja be. Jól látszik, hogy a hektáronkénti műtrágya kijuttatás megyénként is eltérő. Legtöbb műtrágyát az 1970-89 időszakban a Dunántúl keleti részének megyéire juttatták ki (Fejér, Komárom-Esztergom, Baranya) míg legkevesebbet az ország északi, északkeleti megyéi (Szabolcs, Borsod-Abaúj-Zemplén, Jász-Nagykun-Szolnok) kapták. Az 1990-2009-ig terjedő időszakban már nem figyelhetünk meg az ország egyes régiói között jelentősebb különbséget: a legtöbb foszfort Komárom-Esztergom, Borsod-Abaúj-Zemplén és Bács-Kiskun megye kapta, míg a legkevesebbet Nógrád, Veszprém és Szabolcs-Szatmár-Bereg megye.



11. ábra. A műtrágya kijuttatás átlagos értékei megyei bontásban 1970-89 valamint 1990 és 2009 között.

A két adatsor (műtrágya kijuttatás 1970-89 valamint 1990-2009 időszakokban) közötti lineáris korreláció gyenge-közepes erősségű ( $r=0,44$ ) ami azt jelenti, hogy az 1989-es rendszerváltást követően a műtrágya kijuttatás jelentős csökkenése mellett a térbeli (megyéenkénti) eloszlás is megváltozott.

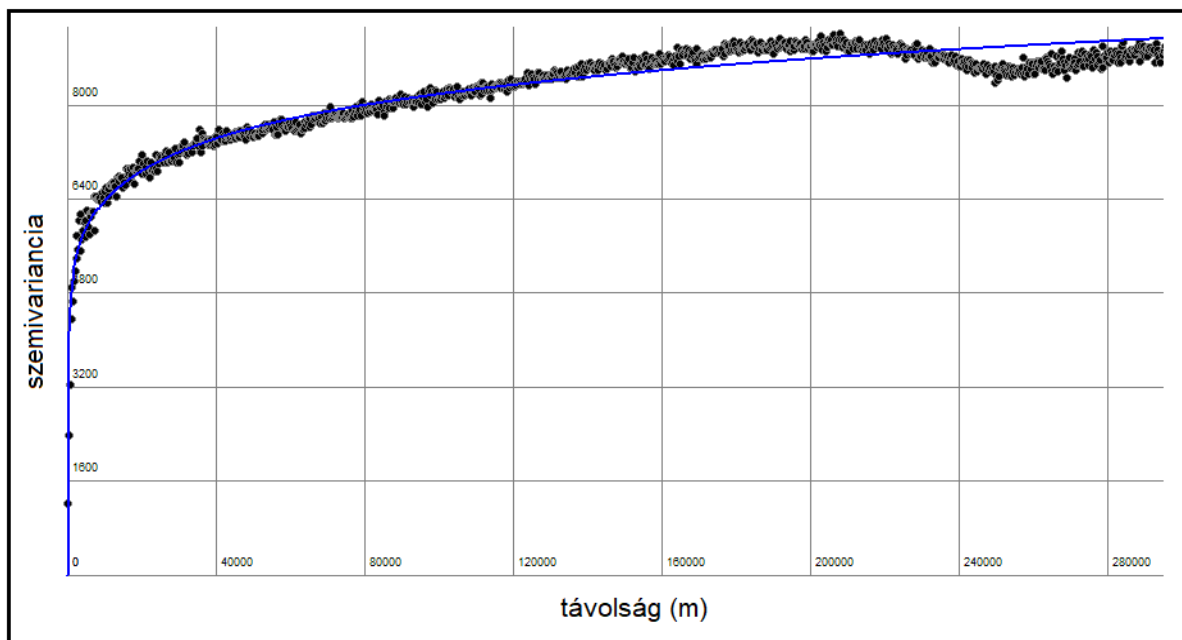
Az elemzés második részében a két oldható foszforméréseket tartalmazó talajadatbázis (AIIR, LUCAS) értékeinek megyei átlagait hasonlítottam össze a műtrágya kijuttatás két időszakára (1970-1989 és 1990-2009) számolt megyei átlagértékeivel. A Pearson-féle korreláció vizsgálat eredménye  $r=0,68$  lett az AIIR adatbázis talaj foszfor adatai és a KSH foszforműtrágya-kijuttatás megyei átlagai (1970-1989) között és  $r=-0,31$  a LUCAS 2009-es adatbázis foszfor adatai és a foszforműtrágya-kijuttatás megyei átlagai (1990-2009) között. Az előbbi eredmény logikus és reális, tekintettel arra, hogy elméletileg ott várunk több foszfort ahol többet trágyáztak, utóbbi eredmény azonban elgondolkodtató. Feltételezhetően a negatív irányú kapcsolat azt jelzi, hogy a tápanyag-mérlegek erőteljesen negatívba fordultak át a rendszerváltást követően. Akkor lehetséges ugyanis fordított irányú kapcsolat a foszfor kijuttatás és a talaj oldható foszfortartalma között, ha több foszfort vontak ki a talajból a legintenzívebben művelt területeken, mint amennyit visszapótlottak. Tulajdonképpen ez történt a rendszerváltást követően és történik napjainkig.

### 4.3 Magyarország talajainak oldható foszfor tartalma és annak változása a rendszerváltástól napjainkig

A térképezés eredményeit a térképek készítésének sorrendjében mutatom be. Mivel az egyes térképek szerkesztéséhez a többi, már elkészült térkép adatait is részben vagy egészen felhasználtam, így ez a logikai sor teszi követhetővé a munkát és annak eredményeinek bemutatását. Elsőként az 1985-89-es foszfor térképet majd a 1985-89 és 2009 illetve 2015 közötti változásokat ábrázoló térképeket mutatom be, ezt követően a 2009 és 2015 évre becsült foszfor koncentráció térképek következnek. A foszfor koncentrációkból kalkulált foszfor-ellátottsági térképek a fejezet utolsó részében kerülnek bemutatásra.

#### 4.3.1 Az AIIR adatbázis felhasználásával készült, az 1985-89 időszakot reprezentáló AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> térkép

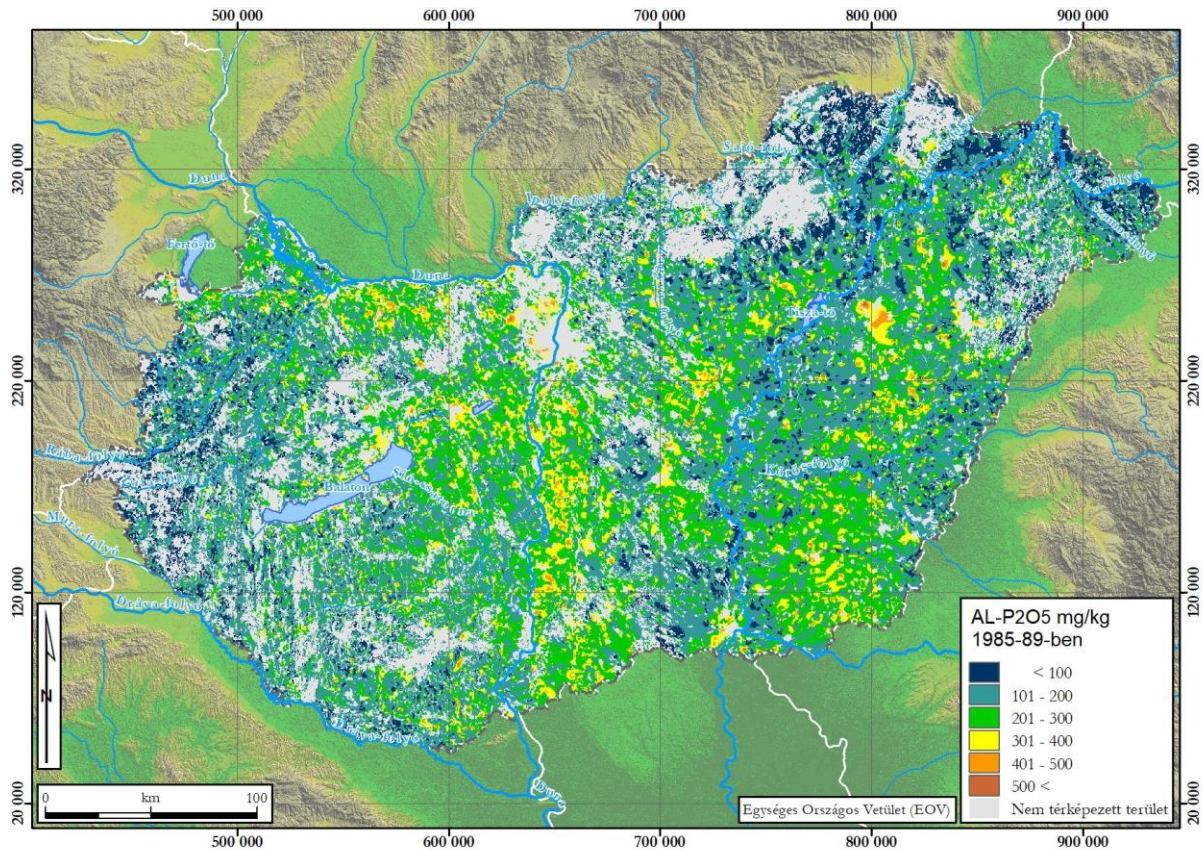
A térképezéshez használt exponenciális variogram a 12. ábrán látható. Az ábra alapján látszik, hogy a pontok igen jól illeszkednek a kiválasztott függvényre. A nagyobb távolságokban (>150km) észlelhető eltérés az ország természetföldrajzi tagoltságának tudható be.



12. ábra. Az AIIR adatbázis AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> adatainak krigeléséhez használt variogram.

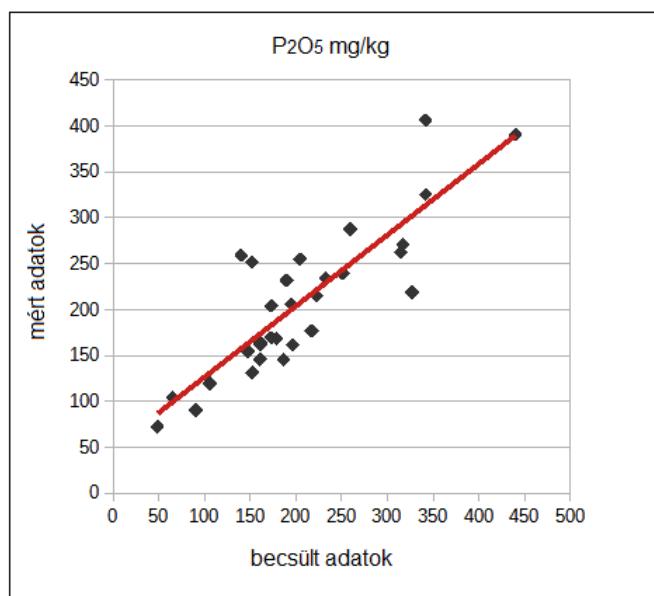
Mivel a pontok sűrűsége az AIIR adatbázis esetén (országos léptékben nézve) kifejezetten nagy volt, ezért a térképezéshez segédváltozót nem használtam. Pontosabban, végeztem ilyen elemzéseket is, de egyetlen olyan segédváltozót sem találtam, amely javított volna a modellezés/térképezés eredményén.

Az egyszerű (ordinary) krigeléssel készült térkép a 13. ábrán látható.



13. ábra. Magyarország szántóinak talaj foszfortartalma (AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) az 1985-1989 időszakban  
(Az AIIR adatbázis alapján)

A modellezés/térképezés megbízhatóságát az AIIR adatbázisból véletlenszerűen szelektált, a számításokból kizárt, előre leválasztott teszt adatbázison vizsgáltam. A térkép validálásának eredményét a 14. ábrán szemléltetem. A mért és a becsült adatok közötti korrelációs együttható  $r=0,85$  lett, ami igen jó becslési pontosságról tanúskodik. Az eredményekből jól látszik, hogy nem mutatható ki szisztematikus alul- vagy felülbecslés, a pontok közelítőleg a korrelációt mutató egyenes közelébe esnek.



14. ábra. Az 1985-89-es P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> térkép becsült adatai és a validáláshoz használt adatbázis mért értékeinek kapcsolata ( $r=0,85$ )

#### 4.3.2 Az AIIR adatbázis és a LUCAS adatbázisok (2009, 2015) foszfor értékei közötti különbségek

Az AIIR adatbázis és a LUCAS adatbázis értékei közötti különbségek statisztikai elemzésének eredményei a 15. táblázatban láthatók. Ennek alapján elmondható, hogy igen jelentős csökkenés figyelhető meg az 1989 valamint 2009 és 2015-ös állapotok között.

15. táblázat: Az AIIR (1989) és a LUCAS (2009 és 2015) adatbázisok talaj oldható foszfor értékei közötti változások AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-ban (mg/kg) kifejezve (n=314)

	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> változás (mg/kg) 1989 és 2009 között	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> változás (mg/kg) 1989 és 2015 között
<b>átlag</b>	-82,78	-82,92
<b>szórás</b>	135,58	116,79
<b>medián</b>	-91,04	-92,10
<b>min.</b>	-410,06	-446,38
<b>max.</b>	949,81	380,89

Természetesen nem minden ponton figyelhető meg csökkenés, a LUCAS pontok körülbelül 20%-án kisebb-nagyobb növekedés volt tapasztalható az oldható foszfor koncentráció tekintetében. Az átlagos csökkenés mindkét adatbázis esetén -82 mg/kg volt, a medián érték pedig -91 illetve -92 mg/kg. Ez az eredmény összhangban van azzal a ténnyel, hogy a műtrágyázás az 1989 előtti 80 kg/ha átlagos hatóanyag kijuttatásról a 2010-es évekre 20 kg/ha alá csökkent.



A csökkenés mértékét megvizsgáltam néhány fontosabb talajtulajdonság függvényében, melyhez a Magyarország talajtulajdonság térképei sorozat (Tóth et al. 2015) rétegeit használtam.

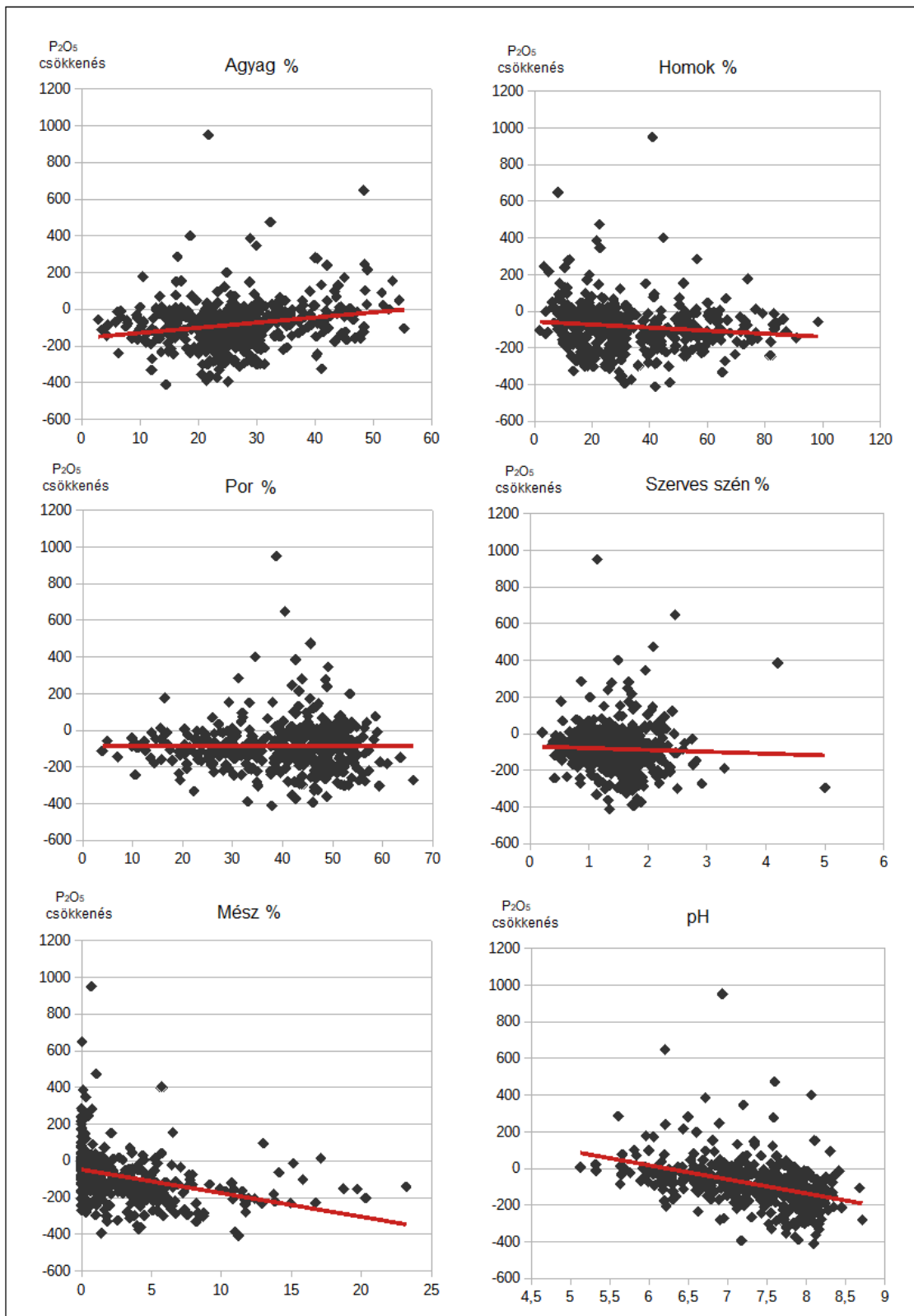
Az összefüggések a 16. táblázatban és a 15. ábrán láthatók.

16. táblázat Az AIIR és a LUCAS adatbázisok alapján megfigyelhető  $P_2O_5$  változás néhány talajtulajdonság függvényében Pearson korrelációs együttható számításával (n=314)

	<b><math>P_2O_5</math> változás 1989-2009</b>	<b><math>P_2O_5</math> változás 1989-2015</b>
<b>agyag</b>	0,21**	0,26**
<b>por</b>	0,00	0,00
<b>homok</b>	-0,12*	-0,15*
<b>pH</b>	-0,41**	-0,43**
<b>mész tartalom</b>	-0,36**	-0,37**
<b>szerves szén</b>	-0,04	-0,06

\*\*szignifikáns korreláció ( $p < 0.01$ ) \*szignifikáns korreláció ( $p < 0.05$ )

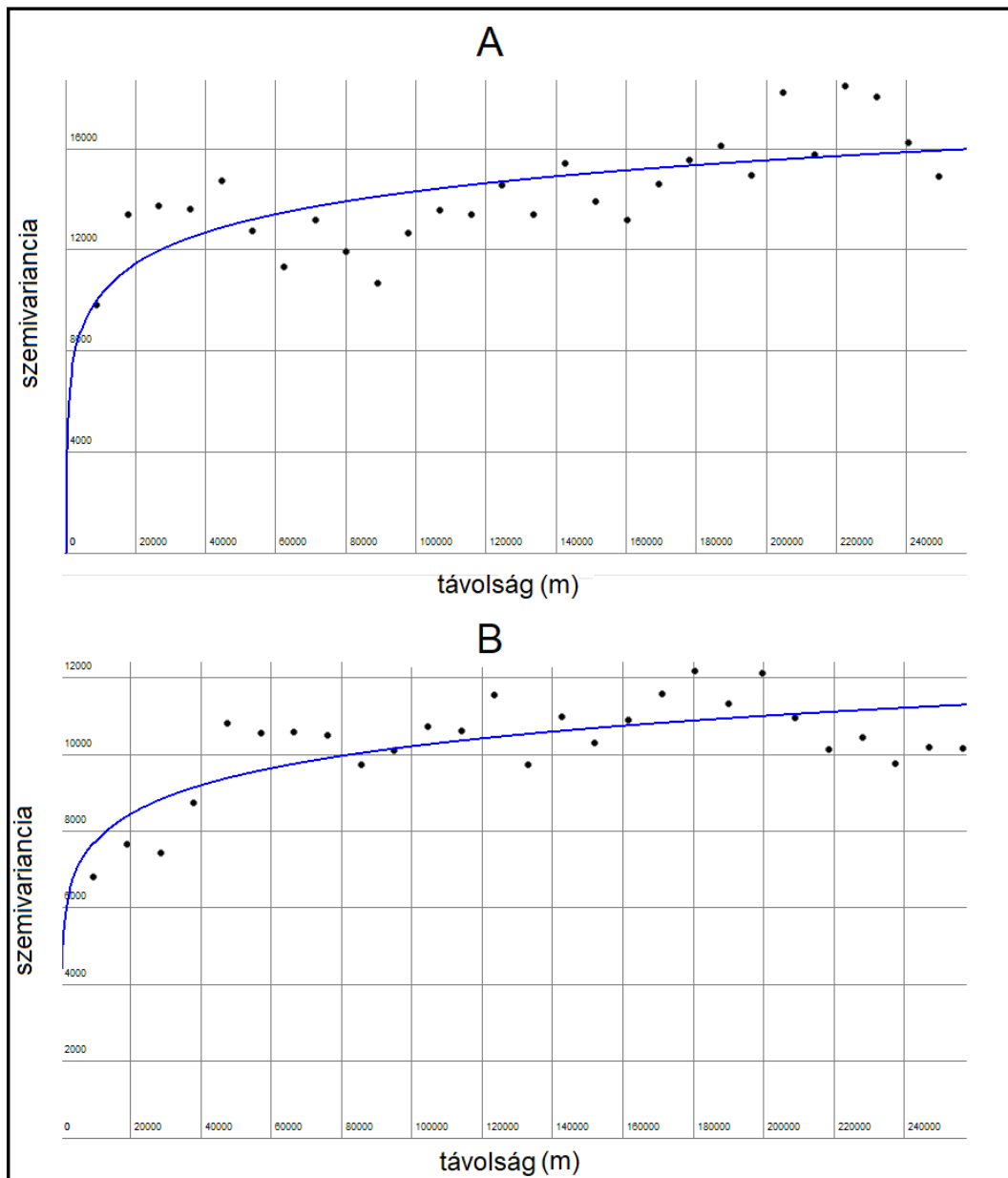
A fenti eredményekből jól látszik, hogy a  $P_2O_5$  változás összességében laza kapcsolatokat mutat a talaj különböző fizikai és kémiai paramétereivel. A por- és a szerves szén tartalommal egyáltalán nem sikerült összefüggést kimutatni, viszont az agyag- és mésztartalommal valamint a talaj pH-val bár nem túl erős, de egyértelműen szignifikáns kapcsolat látszódik. Legerősebb összefüggés mindkét időszakot tekintve a pH-val és a mésztartalommal mutatkozik, ami feltételezhetően több tényező eredője.



15. ábra. Az AIIR és a LUCAS (2009) adatbázisok azonos pontjain mért  $P_2O_5$  koncentrációinak különbsége néhány talajtulajdonság függvényében (n=314)

Az egyik tényező, ami az 1989 és 2009 valamint 1989 és 2015 foszfor változásának fordított irányú lineáris kapcsolatát okozhatja a talaj pH-val és mésztartalmával, feltételezhetően az, hogy a talajban jelen lévő Ca ásványok mennyisége a növekvő pH függvényében emelkedik és ezek az ásványok- különösen pH 8 körül- erőteljesen megkötik a foszfort. Az viszont elgondolkodtató, hogy pH 6 alatt miért nem látszik az Al és Fe általi megkötődés, de valószínűleg azért, mert kevés erősen savanyú mezőgazdasági hasznosítású területen lévő pontot tartalmaz a LUCAS adatbázis és ez a fajta leköötődés hatása nem tud megjelenni az adatsorokban. A fenti összefüggés másik lehetséges oka az Olsen módszer és az AL-módszer közötti különbségekből eredhet, ugyanis az ammónium-laktát kivonószert meszes talajokon arányaiban több foszfort von ki (mivel ez az oldószer oldani képes a Ca által megkötött foszfort, míg az Olsen nem) mint nem meszes vagy kevésbé meszes talajokon. Ezt a különbséget az általam használt konverziós egyenlet figyelembe veszi (a pH bevonásával), de elképzelhető, hogy még így sem tökéletes a korrekció és az általam AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-re átkonvertált Olsen értékek továbbra is alacsonyabb értékeket mutatnak a meszes talajokon, s ezért tűnik úgy, hogy a növekvő mésztartalommal erőteljesebben csökkent a foszfor. Bármelyik hatás eredményezi ezt, megállapítható, hogy a mésztartalom és a pH igen fontos tényező mind a mérések, mind pedig a talajban lezajló folyamatok során.

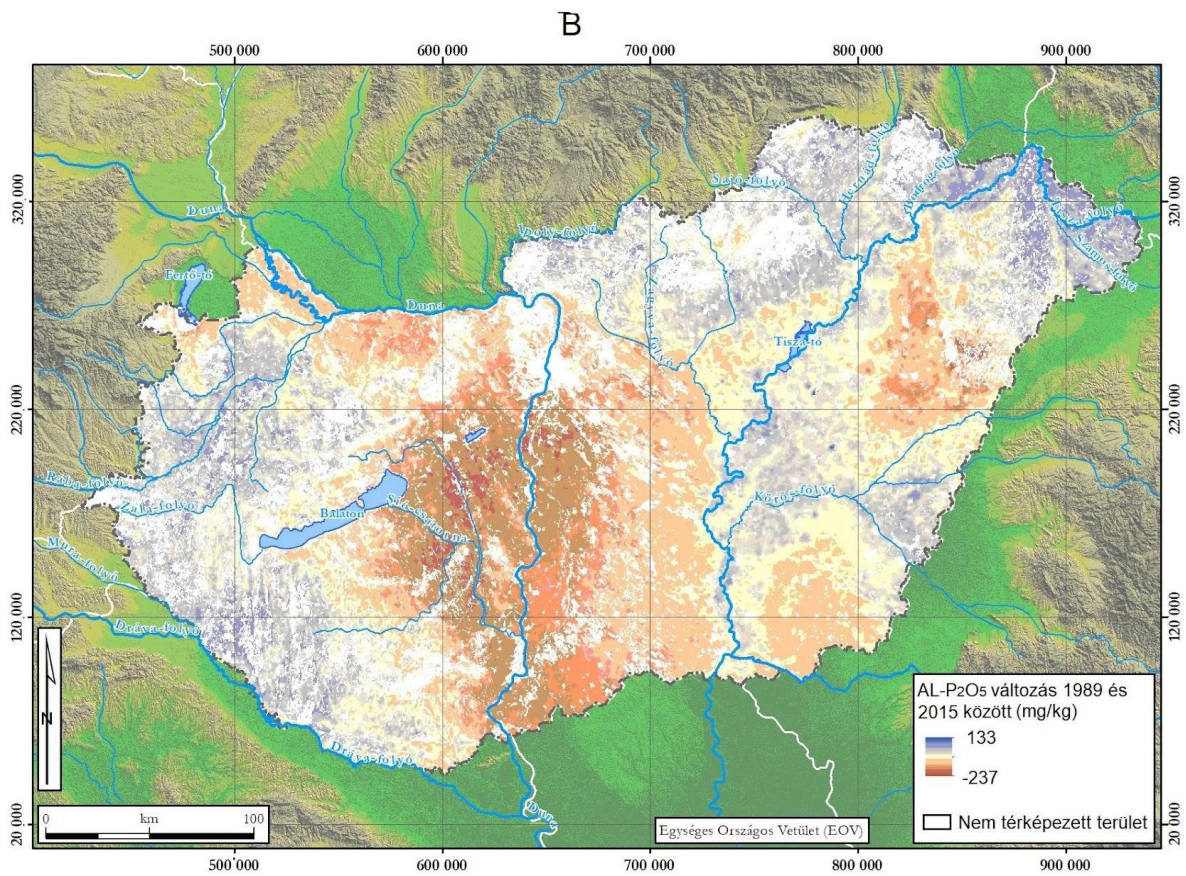
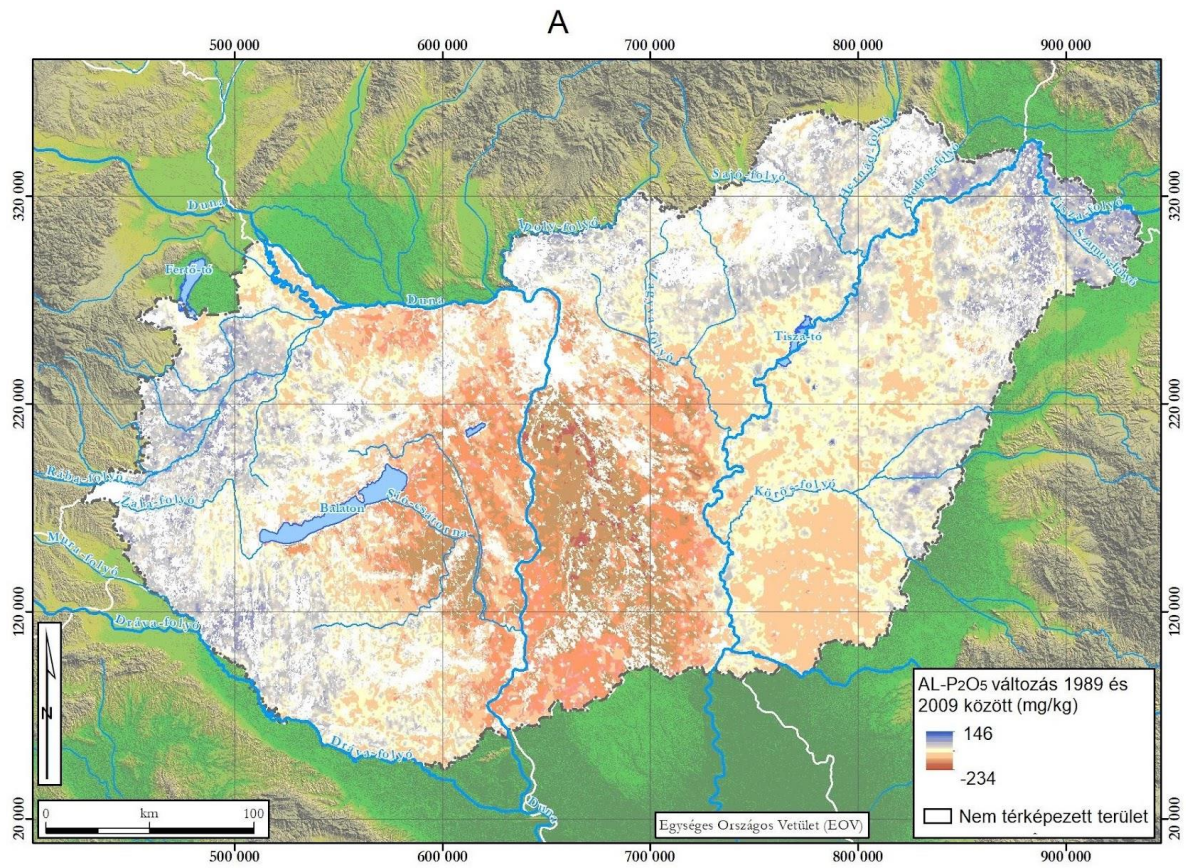
A talajok foszfortartalom változásának térképezéséhez a fenti összefüggések alapján úgy döntöttem, hogy a talaj pH-t mint segédváltozót használom a krigelés során. (A többi talajparaméter bevonása nem javított a becslési pontosságon, ill. a mésztartalom fordítottan arányos, de némileg kevésbé erős kapcsolatot mutatott, ezért maradtam inkább a pH-nál). A változást a két időszakra -1989-2009 és 1989-2015- külön-külön becsültem és térképeztem. A krigeléses becslés tulajdonságairól a 16. ábrán látható variogramok nyújtanak információt.



16. ábra. A  $P_2O_5$  változásának krigeléséhez használt variogramok  
A: 1989-2009, B: 1989-2015)

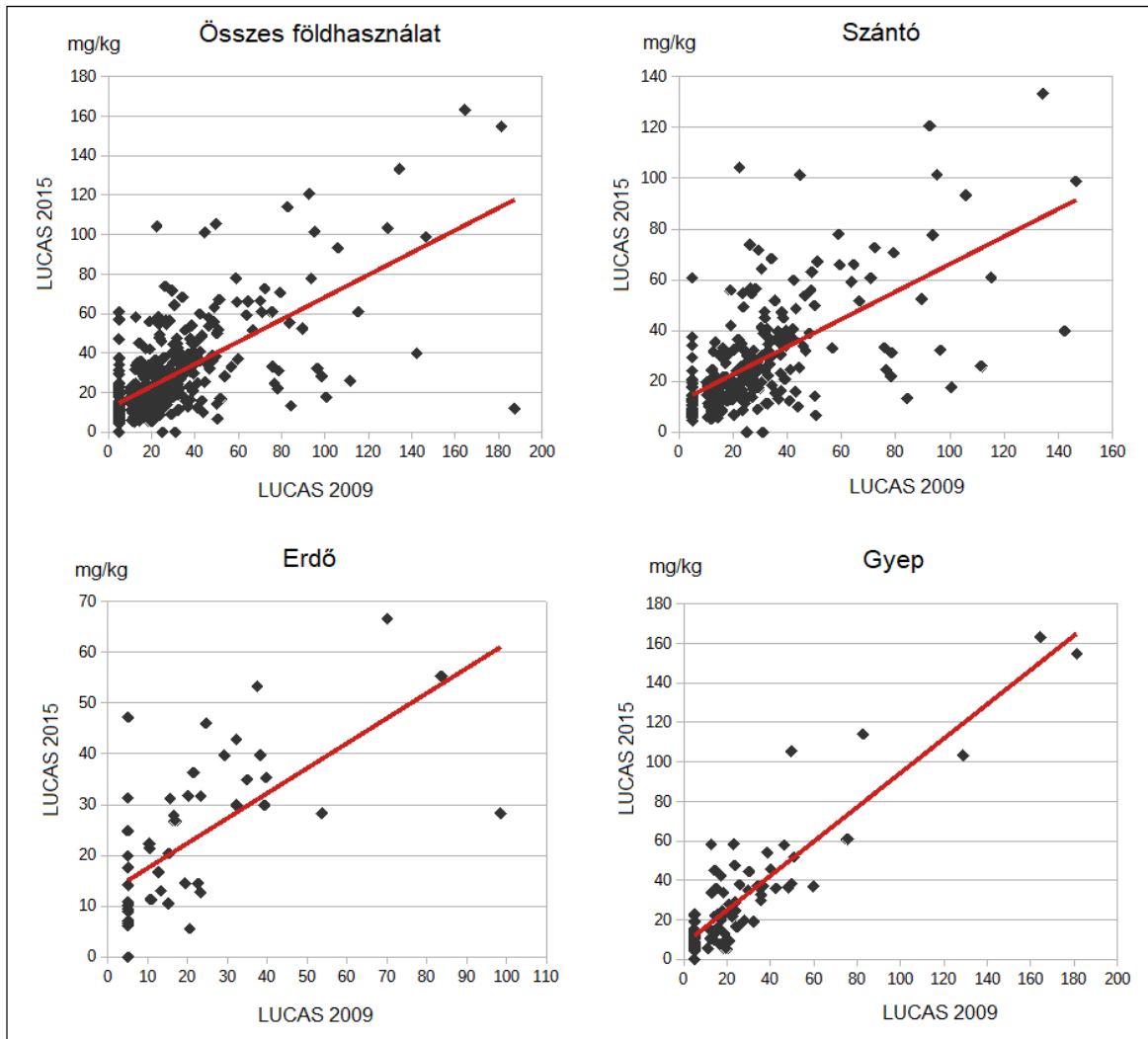
Az 1989-2009 és az 1989-2015 időszakok közötti  $P_2O_5$  változást becsülő térképek az 17. ábrán láthatók. A térképek jelmagyarázatában a negatív (-) értékek  $P_2O_5$  csökkenést, a pozitív (+) értékek növekedést mutatnak. A két térkép bár hasonló, a változás mintázatában láthatóak kisebb-nagyobb különbségek. Mindkét térkép az ország középső részén mutat erősebb csökkenést, de az 1989-2015 közötti térképen az ország keleti felén is láthatunk egy erőteljesebb csökkenést mutató foltot. Ha összevetjük ezeket az eredményeket a korábbi megyei műtrágya kijuttatás elemzésének eredményeivel, akkor azt látjuk, hogy éppen azon megyék területén történt a legnagyobb csökkenés, ahol korábban (a rendszerváltás előtt) a legmagasabb kijuttatás történt (Bács- Kiskun-

, Komárom-Esztergom- és Baranya-megye). Mindezek alapján elmondható, hogy a korábbi kijuttatás „tartalékai” a leginkább feltöltött megyékben is kimerültek. A jelentős csökkenést feltehetően az alacsony szintű trágyázás és ezzel párhuzamosan a növényekkel való betakarítás valamint a fixáció és erózió általi foszforveszteségek okozták.



17. ábra. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> változás 1989 és 2009 (A) valamint 1989 és 2015 (B) között

A LUCAS adatbázis esetében lehetőség volt az azonos helyzetű pontok (összesen 397 db pont) 2009-ben és 2015-ben mért adatainak összehasonlítására is. Itt tehát nem az AIIR adatbázissal hasonlítottam össze az értékeket, hanem a két mérés között eltelt 6 év alatt bekövetkezett változásokat vizsgáltam. Ennek az elemzésnek a célja az volt, hogy kiderüljön vajon a foszfor szint változás tendenciái rövid időtartamot vizsgálva is megfigyelhetőek-e. Ennél az elemzésnél az eredeti Olsen foszfor értékekkel számoltam. A három földhasználati kategórián 2009 és 2015-ben mért foszfor értékeinek összehasonlítása az 18. ábrán látható.



18. ábra. A LUCAS 2009 és 2015-ben mért oldható foszfor (Olsen-foszfor) értékeinek (mg/kg) összehasonlítása földhasználati kategóriánként (n=397)

A Pearson korrelációs együttható értéke az összes adatpont foszfor koncentrációinak összehasonlítása esetén  $r=0,66$ , ezen belül a szántó pontokon  $r=0,63$ , a gyepterületeken  $r=0,90$ , az erdő pontokon  $r=0,65$ . A 2009 és 2015-ös adatsor összehasonlítása során tehát a szántó területek pontjain mért foszfor értékek korrelálnak leggyengébben egymással. Az összes 397 pont adatait

vizsgálva a 2009-2015 közötti foszforszint átlagosan +0,14 mg/kg foszforszint növekedést mutatott az összes földhasználati kategória pontjai alapján. Ha külön-külön vizsgáljuk a földhasználati kategóriákat, akkor az erdők esetén átlagosan 2,37 mg/kg növekedés, a szántó esetén 1,07 mg/kg csökkenés, a gyepek esetén pedig 4,29 mg/kg növekedés mutatkozik. Ez az eredmény tehát igazolja, hogy a szántók esetén további csökkenés tapasztalható az alacsony trágyázás és a két időszak közötti negatív foszformérlegek miatt. A KSH adatai alapján ebben az időszakban (2009-2015 között) szinte folyamatosan negatív mérlegekkel kalkulálhatunk (17. táblázat).

17. táblázat: A KSH által publikált országos foszfor mérlegek 2009 és 2015 között

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
<b>Mezőgazdasági területre jutó tápanyagmennyiség, kg/ha</b>	-3,1	-2,5	-3,2	0,0	-0,4	-2,4	-0,7

Habár a 1,07 mg/kg Olsen foszfor csökkenés 6 év alatt nem tűnik komolyabb eltérésnek, de ha az elmúlt évtizedeket vizsgáljuk a rendszerváltástól napjainkig, akkor már komolyabb csökkenést feltételezhetünk. Ennek az az oka, hogy az 1989-es éveket követően a 2000-es évek elejéig a foszformérleg nem csupán néhány kg/ha értékkel fordult negatívba, hanem átlagosan évente 13,2 kg/ha veszteséggel. (Csathó&Radimszky). Ha átszámítjuk az Olsen P értékeket AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-re és a kezdeti erőteljesen negatívabb foszfor mérlegekkel kalkulálunk a rendszerváltást követő évtizedben akkor reálisnak tűnik az általam számolt AIIR és a LUCAS közötti 82 mg/kg AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> veszteség.

Az AIIR (1985-89) és a LUCAS (2009) 30 évet átfogó adatai közötti foszfor koncentráció változás és a talaj kémiai paraméterei (pH, mész, agyag) közötti összefüggés a trágyázási gyakorlat jelentős változásától mentes jóval rövidebb időtávot (6 évet) átfogó két LUCAS (2009 és 2015) adatainak összehasonlításával nem nyert további megerősítést. A 2009 és 2015-ös LUCAS adatbázis foszforszint változásának vizsgálata a talaj legfontosabb fizikai és kémiai tulajdonságainak függvényében nem igazolt statisztikailag kimutatható összefüggéseket.

Érdekes összevetni a két LUCAS magyarországi pontjainak összehasonlítását, a LUCAS adatbázis teljes európai adatbázisán végzett hasonló elemzések irodalmi adataival is, ahol eltérő mértékben ugyan, de szignifikáns növekedést mutat mind a szántó (+1,65 mg/kg) az erdő (+ 6,19 mg/kg) és a gyepek (+7,23 mg/kg) területek foszfor koncentrációja (Fernandez-Ugalde et al. 2020). A szántó és gyepterületek foszfor koncentrációjának emelkedésében a megnövekedett műtrágya

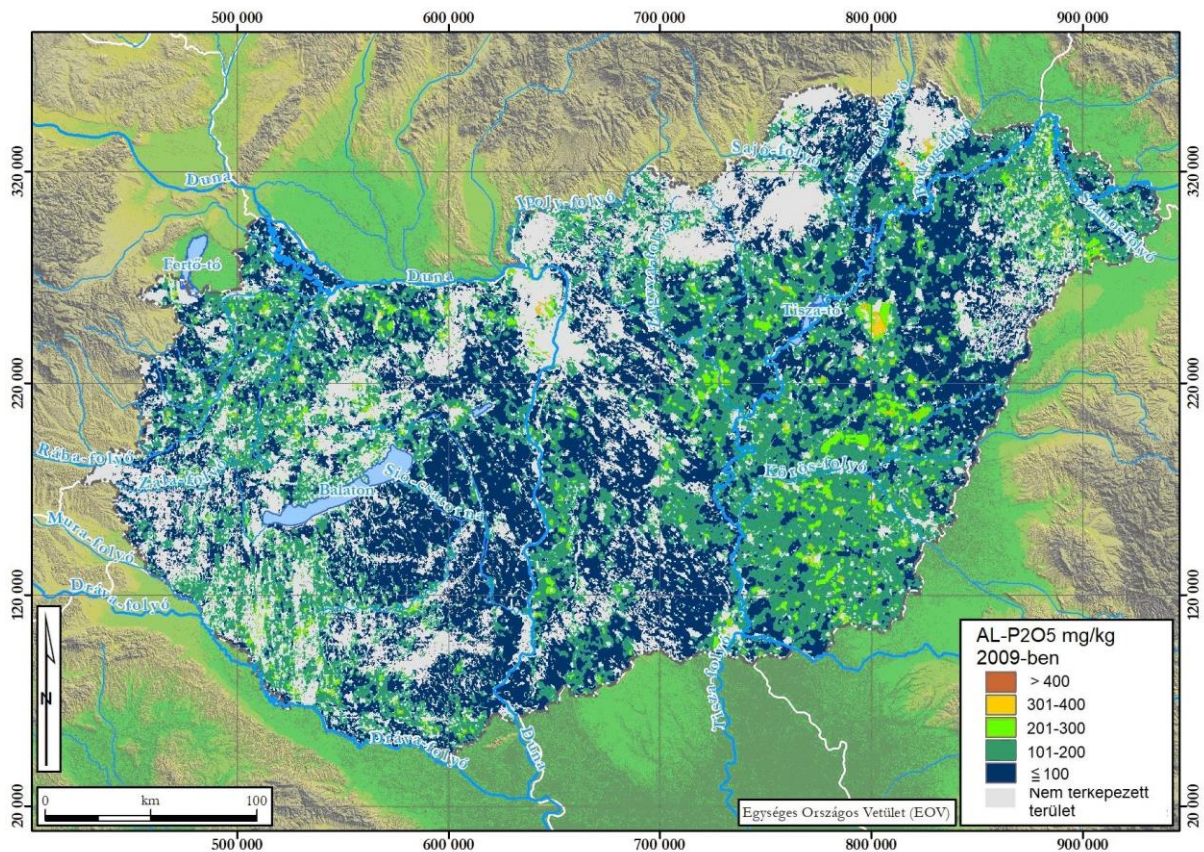


kijuttatás állhat (kontinentális léptékben) az erdő területek foszfor koncentráció emelkedése azonban már nehezebben magyarázható mind kontinentális mind országos léptékben.

### 4.3.3 Hazánk mezőgazdasági talajainak oldható foszfor tartalom térképei 2009-es és 2015-ös adatok alapján

A 2009-es és 2015-ös oldható foszfor koncentráció térbeli becslése az 1989-es AIIR adatbázis alapján készült raszter térkép és a két időszak koncentráció-különbségeinek becsléséből készült raszter térképek egyszerű összeadásával történt.

A 2009-es AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-re konvertált talaj foszforszint a 19. ábrán látható.

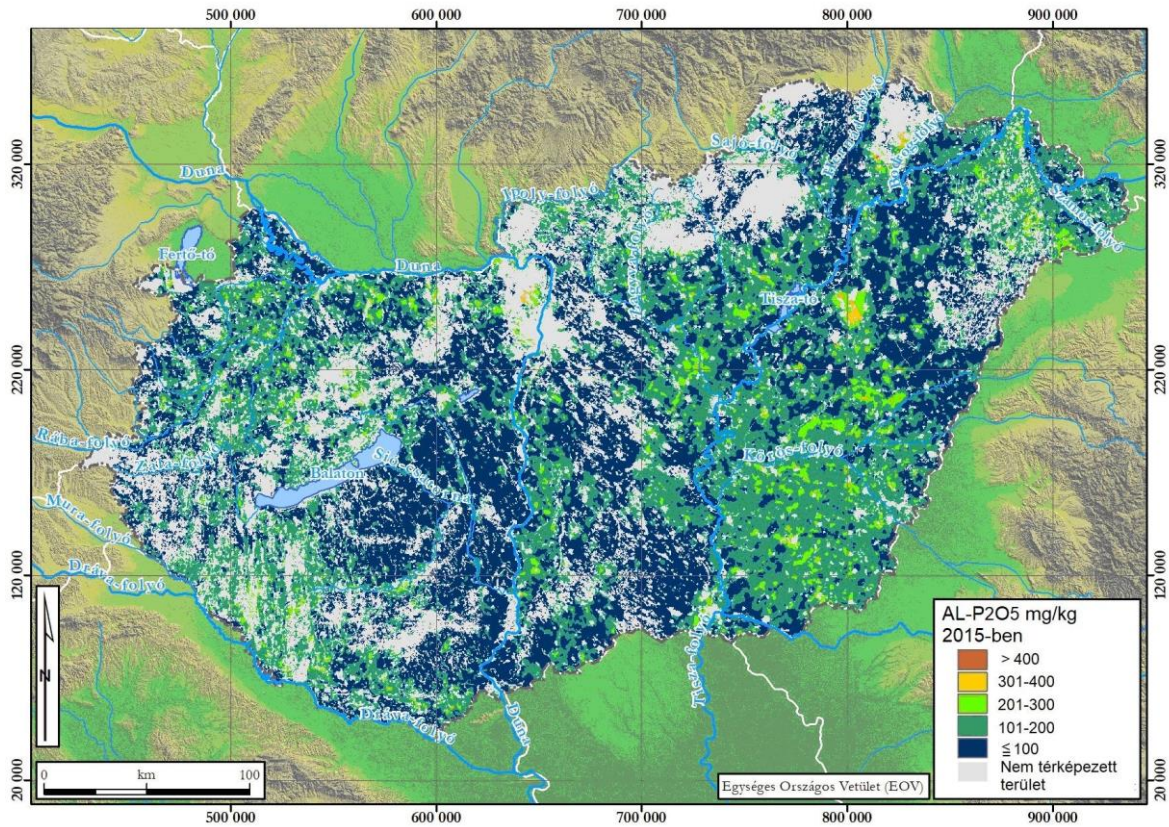


19. ábra. Magyarország mezőgazdasági talajainak P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> koncentrációja 2009-ben

A térkép alapján az ország középső részén (Duna-Tisza köze, Mezőföld, Tolna-Baranyai-dombvidék) tapasztalhatjuk a legalacsonyabb foszfor koncentrációkat. A Tiszántúl (középső és déli része) és Észak-Nyugat Magyarország területén pedig valamivel gazdagabbak a talajok

foszforban. A Duna keleti partján fekvő hosszanti sáv szintén magasabb foszfor koncentrációval jellemezhető.

A 2015-ös foszfor tartalom térkép a 2009-es térképhez nagyon hasonló mintázatot mutat (20. ábra).

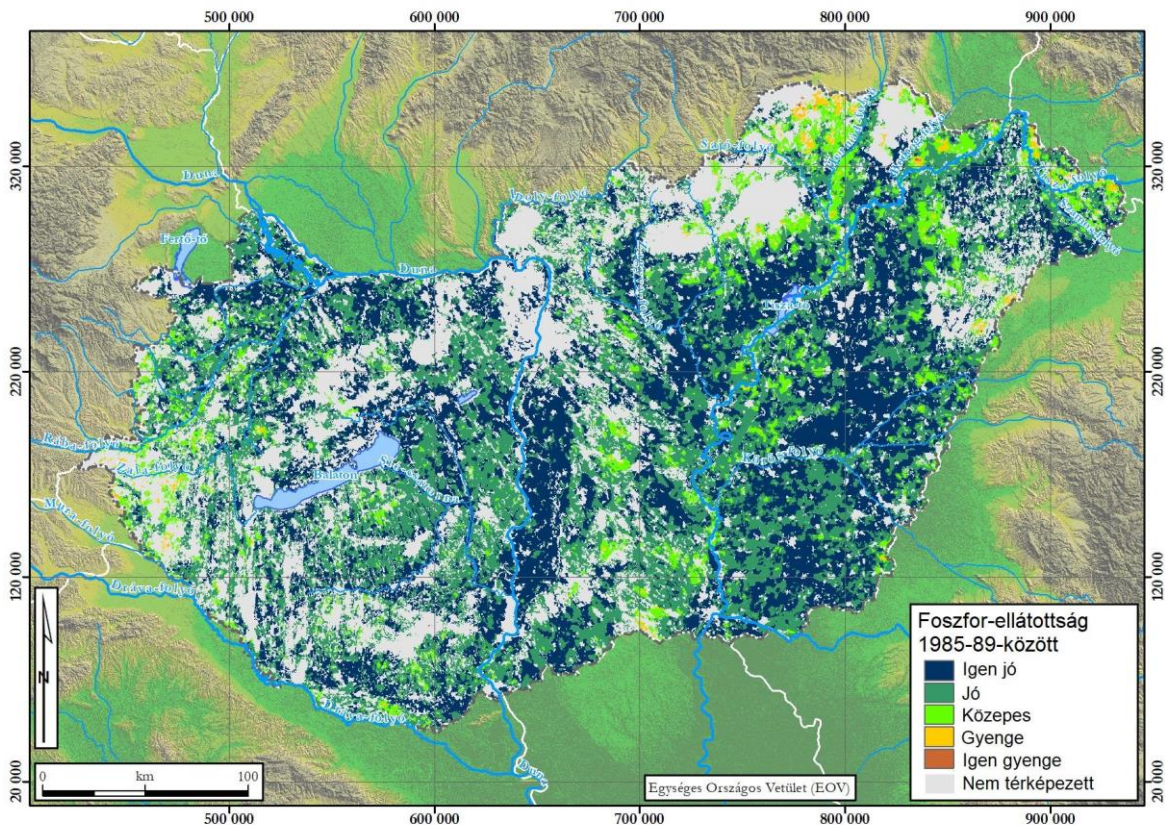


20. ábra. Magyarország mezőgazdasági talajainak P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> koncentrációja 2015-ben

Összességében elmondható, hogy a 2009-es és 2015-ös foszfor koncentrációt az ország mezőgazdasági területein túlnyomórészt 100 mg/kg AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> alatti. A 100 és 200 mg/kg közötti értékkel jellemezhető összefüggő területek a Tiszántúlon valamint Nyugat-Magyarországon találhatóak. 200-300 mg/kg foszfor koncentrációjú talajok szintén az említett területeken figyelhetők meg, de már inkább csak foltokban, s nem összefüggő területeket alkotva. 300 mg/kg AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-el jellemezhető területek már csak elszórtan jelennek meg főként a Tiszántúlon valamint Észak-Nyugat Magyarországon.

#### 4.3.4 Hazánk mezőgazdasági talajainak növénytermesztési szempontú foszfor ellátottsága 1985-89 között és 2015-ben

Az ország foszfor-ellátottságának értékeléséhez Antal et al. (1979) által javasolt ellátottsági kategóriák megállapításával két térképet készítettem. Egyet az 1989 előtti állapotot, egyet a 2015-ös állapotot tükröző oldható foszfor-koncentráció térképek valamint növénytermesztési szempontú tápanyag-ellátottság megítéléséhez szükséges kiegészítő információk (mész%, termőhelyi kategória) alapján. Megítélésem szerint ezek a térképek a foszfor koncentráció térképeknél szemléletesebben ábrázolják az ország foszfor-ellátottságát és annak változását. Az 1989 előtti, az AIIR adatbázis adatainak felhasználásával készült ellátottsági térkép a 21. ábrán látható.

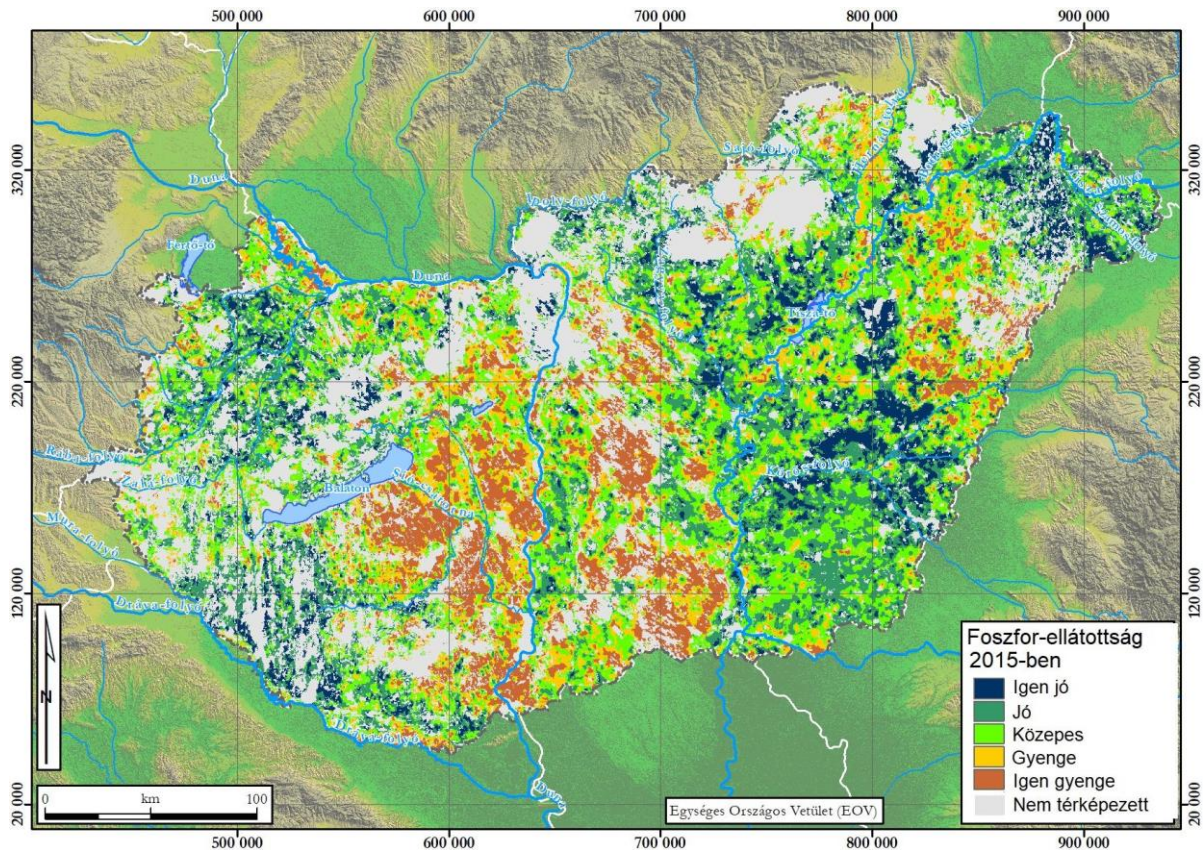


21. ábra. Magyarország mezőgazdasági területeinek foszfor-ellátottsága 1985-89-ben

A térkép alapján kiszámítottam, hogy az ország mezőgazdasági területei százalékosan hogyan oszlanak meg az egyes ellátottsági kategóriák között. Eszerint 1989-et megelőző időszakban az ország 0,03%-án igen gyenge, 0,83%-án gyenge, 8,42%-án közepes, 47,08%-án jó és 43,65%-án igen jó foszfor-ellátottság volt tapasztalható. A rosszabb ellátottságú területek zömében az ország észak-keleti felében találhatók, elsősorban a Duna-Tisza közti területen valamint a nyugati határ mentén.

A foszfor 2015-ös foszfor-ellátottsági térkép már egészen más képet mutat (22. ábra).

A térkép alapján az ország mezőgazdasági területeinek 13,57%-án igen gyenge, 16,01%-án gyenge, 30,25%-án közepes, 29,22%-án jó és 11,94%-án igen jó foszfor ellátottság tapasztalható. Összegezve, az ország kb. 60%-án közepes vagy annál rosszabb az ellátottság a 2015-ös adatok alapján, míg 1989 előtt alig 10% volt a közepes és gyengébb ellátottsággal jellemezhető területek összessége.



22. ábra. Magyarország mezőgazdasági területeinek foszforellátottsága 2015-ben.

A foszfor-ellátottság jellemzően az ország középső részében a legrosszabb, a jó és igen-jó ellátottságú területek továbbra is leginkább az Alföld keleti felében (a nyírségi homokterületeket kivéve) és a Nyugat-Dunántúlon jellemzőek.

## 5. Következtetések

Talajaink foszfor tartalma számos olyan tényező eredője, amelyek különböző léptékekben érvényesülnek. Kontinentális léptékben a klíma, országos léptékben a földhasználat (beleértve a trágyázott területeken történő növénytermesztési gyakorlatot) befolyásolja leginkább a talajok foszfor koncentrációját. Emellett egyes talajtulajdonságok hatása (agyagtartalom, pH, mész) is többé-kevésbé megfigyelhető.

Magyarország mezőgazdasági területe az EU tagállamainak értékeivel összevetve közepes foszfor koncentrációval jellemezhető, messze elmaradva a nyugat-európai országok talajainak foszfor-ellátottsági szintjétől és jócskán meghaladva a mediterrán országokét. A rendszerváltás előtti (1985-89) adatok alapján Magyarország mezőgazdasági területeinek több mint 90%-a jó vagy igen jó ellátottsággal rendelkezett (Antal et al. 1979 határérték rendszere szerint), köszönhetően a 70-es és 80-as évek feltöltő jellegű trágyázási gyakorlatának. A műtrágyázás szintje '89 után körülbelül a korábbiak 25%-ára csökkent, ami tartósan mérleghiányos tápanyag-gazdálkodáshoz vezetett, így nem meglepő, hogy ezzel párhuzamosan talajaink foszfor-ellátottsága is jelentős csökkenésnek indult. Jelenleg csupán talajaink 40%-án jó vagy igen jó a foszforellátottság, és sajnos a 2009 és 2015-ös LUCAS adatai alapján a csökkenés tendenciája továbbra is folytatódik. A KSH adataiból is látszódik, hogy az országos foszformérleg nem javult, jelenleg is negatív és a műtrágyaárak hirtelen és erőteljes növekedése valószínűleg tovább ront majd a helyzetet.

Nehéz megítélni, hogy vajon mennyi foszfor kellene a gyengébb ellátottságú talajaink „visszatöltéséhez”. Talajaink foszfor koncentrációja a rendszerváltást megelőző évekhez képest medián értékkel számolva 92 mg/kg átlag értékkel számolva pedig 82 mg/kg  $ALP_2O_5$ -el csökkent. Láng et al. (1979) számításai szerint gyengébb ellátottságú talajok esetén 10 mg/kg foszfáttartalom-növekedéshez átlagosan 197 kg/ha műtrágya  $P_2O_5$ -re van szükség. Jelenleg a szántóterületeink 60%-a közepes vagy annál rosszabb ellátottságú. Ha ezeket a területeket legalább 50 mg/kg értékkel növelve szeretnénk feltölteni (kb. ennyi szükséges az egyel jobb besorolású kategóriákba kerüléshez), akkor hektáronként hozzávetőlegesen 1 tonna/ha  $P_2O_5$  kijuttatására lenne szükség. 20%-os szuperfoszfát esetében ez kb. 5 tonna/ha műtrágyamennyiség, ami a szuperfoszfát jelenlegi (2022. augusztus) árával (290 ezer/tonna) (AKI, 2022) számolva hektáronként 1 450 000 forintos beruházást jelentene. Megjegyzendő, hogy 2022 folyamán jelentősen drágultak a műtrágyák, és ugyanez a mennyiség egy évvel ezelőtt csak 400 000 Ft-ba került volna (AKI, 2022).

Nyilvánvaló, hogy talajaink foszforfeltöltésére nem most a legideálisabb a gazdasági környezet, de véleményem szerint nem is feltétlenül szükséges ilyen mértékű feltöltés, a talajok foszfor-ellátottsága a műtrágya kijuttatás mellett ugyanis más módszerekkel is javítható lenne.

Ha megnézzük az országos foszfor-ellátottsági térképeket, akkor azt látjuk, hogy a legérzékenyebb/leggyengébb ellátottságú területek az ország középső részén találhatók. Ezeken a területeken csökkent a legnagyobb mértékben a talajok foszfor koncentrációja és itt mérhetjük jelenleg is a legalacsonyabb foszforértékeket. A csökkenés egyértelműen összefüggésbe hozható a talajok pH értékével és mésztartalmával, ami arra enged következtetni, hogy a magasabb mésztartalmú, bázikus pH-val jellemezhető területeken a korábban kijuttatott foszfor különböző Ca-ásványok formájában kötődhetett le. Ez nem jelenti azt, hogy ez a foszfor teljesen eltűnt a talajainkból, hanem a növények számára nehezebben hozzáférhető alakba került át. Ezeken a területeken tehát érdemes lenne olyan alternatív megoldásokat alkalmazni, amelyek a talajban lekötődött foszfortörke újraaktivizálásával segítik a foszfor-ellátottság javulását. A piacon számos ilyen termék elérhető már, és véleményem szerint az általam térképezett gyenge foszfor ellátottságú területek talajain környezetkímélő és hatékony megoldást nyújthatnának az ún. in situ foszfor aktivátorok.

Mivel a növényeknek eltérő a foszforigénye és területenként jelentősen eltérő hozamokkal tervezhetünk nehéz megállapítani a rendelkezésre álló adatok alapján Magyarország növénytermesztésének tényleges foszforigényét. Ha áttekintjük az egyes országok tápanyag-gazdálkodási rendszereit (Jordan-Meille et al. 2012), akkor azt látjuk, hogy rendkívül eltérőek az ajánlások is, ráadásul különböző extrakciós eljárások értékeihez igazodnak a határértékek, amelyek között a konverziós lehetőségek is korlátozottak.

Magyarország foszfor tápanyag-gazdálkodási rendszerét az AL-módszer értékeihez igazították, ami nem feltétlenül mutat reális képet a növények számára hozzáférhető foszfor mennyiségéről. Az AL-módszer túlbecsüli a meszes talajok oldható foszfor szintjét, amire már számos hazai szerző rámutatott és javasolt korrekciós lehetőségeket (Sarkadi et al., 1987, Csathó et al. 2011), ám a jelenlegi határérték rendszerben továbbra is az eredeti AL-értékek szerepelnek (Antal et al. 1979). Bár a rendszer mésztartalom ( $> 1\%$   $<$ ) alapján két részre osztja az ellátottsági határértékeket, és magasabb mésztartalom esetén magasabb AL- $P_2O_5$  értékekhez igazítja az egyes ellátottsági szinteket, de a karbonát-tartalom torzító hatása ezzel csak durván és nagy vonalakban korrigálható. Mivel a Magyarországon bevezetett területalapú támogatási rendszer csupán annyiban köti a gazdát, hogy szaktanácsadó által, talajvizsgálati adatok alapján készített tápanyag-gazdálkodási terv szerint végezze a tápanyag-visszapótlást, ezért gyakorlatilag a szaktanácsadók

szakmai ismeretein és az alkalmazott tápanyagdózis kalkulátoron múlik, hogy ez a fajta torzulás mennyiben jelenik meg a tápanyag-kijuttatás tervezésénél. Nincs elérhető adat arra vonatkozóan, hogy a szaktanácsadók figyelembe veszik-e az AL-módszer korlátait és valódi korrekciót alkalmaznának, holott éppen a meszes talajaink tűnnek a leginkább veszélyeztetettnek a foszfor tápanyag-kimerülés szempontjából.

A mésztartalomtól függetlenül Steinfurth et al. (2022) 55 tartamkísérlet adatai alapján arra a következtetésre jutott, hogy átlagban 15 mg/kg Olsen foszfor érték az a kritikus mennyiség, ami alatt a növények számára foszfor-hiány alakul ki. Mivel a LUCAS adatbázisban eredetileg Olsen foszfor értékek szerepelnek, ezért ennek alapján könnyen megállapítható, hogy Magyarország szántóterületeinek 32 %-át érinti a nemzetközi szakirodalom szerint is foszfor hiány, ami igen kedvezőtlen a növénytermesztés fenntarthatósága szempontjából.

## 6. Összefoglalás

Doktori kutatásom célja a talajok oldható - növények számára könnyen hozzáférhető- foszfor koncentrációjának és növénytermesztési szempontból mérvadó foszfor-ellátottsági szintjének országos térképezése és a foszfor szintek időbeli változásának elemzése volt. Munkám során a foszfor szinteket befolyásoló tényezőket kontinentális és országos léptékben is elemeztem.

Vizsgálataimat az AIIR (Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer), a TIM (Talaj Információs és Monitoring Rendszer) valamint a LUCAS (Land Use/Land Cover Area Frame Survey) adatbázisok adatain végeztem.

A talajok foszforszintjét befolyásoló tényezők közül kontinentális léptékben elemeztem a klíma, a földhasználat és az állatlétszám kapcsolatát, országos léptékben pedig a talaj fizikai-kémiai tulajdonságait és a trágyázási gyakorlat hatását.

Az EEA által publikált agroklimatikus zónatérkép (Ceglar et al. 2019) és a LUCAS adatbázis (Eurostat, 2015) foszforadatai alapján az egyes klímazónák között statisztikailag igazolható szignifikáns különbségek figyelhetők meg. Azokban a klímazónákban magasabb a talajok foszfor koncentrációja, ahol a klíma intenzív növénytermesztést tesz lehetővé, míg a klímát tekintve szélsőségesebb, a növénytermesztés szempontjából kedvezőtlen területek talajain alacsonyabb a foszfor koncentráció. A klímát részletesebben leíró WordClim adatbázis bioklimatikus változóival már nem sikerült szorosabb összefüggéseket kimutatni.

A talajok foszfor koncentrációja és a felszínborítás kapcsolatát szintén kontinentális léptékben vizsgáltam a LUCAS adatbázis adatai alapján. A LUCAS felszínborítási osztályozás mindhárom szintjén végeztem elemzéseket. Összességében elmondható, hogy az átlagos foszforértékek alacsonyabbak a természetes vagy természetközeli (nem trágyázott) területek esetében, míg a trágyázott területek (gyep és termőföldek) illetve mesterséges (városi, ipari) területek lényegesen magasabb foszorszinttel jellemezhetőek. Az erdő, gyep és szántó területeken mért eredmények igazolják azt a felvetést, hogy a talajban lévő oldható foszfor mennyisége elsődlegesen a trágyázási gyakorlattól függ. A mesterséges területek talajainak emelkedett foszfor koncentrációja feltehetően antropogén szennyezésből ered. A LUCAS felszínborítási adatbázis fő kategóriái közül a termőföldek alkategóriáit tovább elemezve az egyes növénykultúra csoportok talajain mért oldható foszfortartalom összehasonlításával érdekes összefüggéseket találtam. Az elemzés azt



mutatta, hogy messze a gyök gumós növények (burgonya, cukorrépa) talajaiban található a legtöbb foszfor, ami azért is meglepő mert az említett növényeknek lényegesen alacsonyabb a fajlagos foszfor tápanyag igényük, mint pl. az egyéb szántóföldi növényeknek (napraforgó, gabonafélék). Ez az eredmény némileg ellentmond annak a felvetésnek, hogy a talajban lévő oldható foszfor mennyisége elsődlegesen a trágyázási gyakorlattól függ. Ez azonban csak akkor lenne ellentmondás, ha az említett növények ténylegesen alacsonyabb trágyadózisokat kapták volna. A LUCAS adatbázis mintapontjainak eloszlásából azonban kiderült, hogy ezeknek a gyök gumós növényeknek a reprezentáltsága jóval magasabb az intenzívebb művelésű pedoklimatikus zónákban, ahol eleve jóval magasabb szinten trágyáznak. Emellett az is kiderült, hogy egyes foszforigényesebb növények (pl. napraforgó) kevésbé intenzív művelésű területeken (melegebb klímazónákban) jellemzőek inkább, s alacsony foszfor koncentrációval jellemezhetők, ami tovább erősíti ezt a látszólagos ellentmondást.

A talajok foszfor koncentrációja és az állatlétszám kapcsolatának vizsgálata során a szarvasmarha – félék, a sertés, a juh és a kecske populációk Európa NUTS 2 régióira számolt, az EUROSTAT által közölt állatsűrűségi adatokat hasonlítottam össze az adott régiók talajainak átlagos foszfor koncentrációjával a LUCAS adatbázis alapján. Az eredmények azt mutatták, hogy a szarvasmarha-félék sűrűsége és a talajok oldható foszfortartalma között egyértelmű pozitív irányú kapcsolat figyelhető meg. A sertés állatsűrűség és a foszfor szint kapcsolata közepes, míg a juh és a kecske sűrűség nem hozható összefüggésbe a talajok oldható foszfor koncentrációjával.

A talajok oldható foszfor koncentrációja és a talajok fizikai-kémiai tulajdonságai közötti kapcsolatokat országos léptékben elemeztem az AIIR és a LUCAS adatbázisok adatait vizsgálva. Az AIIR adatbázis elemzése során minden esetben szignifikáns kapcsolat figyelhető meg a talaj foszfortartalma és az egyéb talajparaméterek között, azonban a különböző irányú kapcsolatok többségében igen gyengék. A pH és a mésztartalom az, ami kiemelkedik a kapcsolat erőssége szempontjából (Pearson korrelációs együttható  $r = 0,46$  és  $0,33$  értékekkel).

A LUCAS adatbázis talajparaméterei és a foszfor koncentráció között szintén csak gyenge kapcsolat figyelhető meg, figyelemre méltó viszont, hogy a pH-val és a mésztartalommal való, az AIIR esetén megfigyelt pozitív irányú kapcsolat a LUCAS esetén negatívba fordult át, és bár gyenge a kapcsolat, de statisztikai értelemben szignifikáns. Ennek okát abban kell keresnünk, hogy a két adatbázis mérései között eltelt két évtized alatt a trágyázási gyakorlat gyökeresen megváltozott, a korábban intenzíven trágyázott karbonátos talajaink nem kaptak elegendő foszfortápanyag pótlást, a korábbi foszfortartalékok pedig feltehetően részben kimerültek, részben pedig nehezebben oldódó Ca-ásványok formájában lekötődtek.

A műtrágyahasználat és az oldható foszfor tartalom összefüggéseit szintén országos léptékben elemeztem az AIIR, a LUCAS talajfoszfor adatai, valamint a KSH megyei műtrágya kijuttatási adatai alapján. A KSH adatai alapján az ország foszfor műtrágya felhasználása a rendszerváltást követően a korábbi intenzív műtrágyahasználat kb. 25%-ára esett vissza. Mindez jól látszik az AIIR és a LUCAS talaj oldható-foszfortartalom adatai alapján. A két oldható foszfor adatokat tartalmazó adatbázis mérési éve előtti 20 éves periódus (1970-1989 valamint 1990-2009) műtrágya kijuttatási adatait és a két adatbázisban mért talaj oldható foszfor értékeket összehasonlítottam az ország 19 megyéjének foszfor adatsoraival. A Pearson-féle korreláció vizsgálat eredménye  $r=0,68$  lett az AIIR adatbázis foszfor adatai és a KSH foszforműtrágya-kijuttatás megyei átlagai (1970-1989) között és  $r=-0,31$  a LUCAS 2009-es adatbázis foszfor adatai és a foszforműtrágya-kijuttatás megyei átlagai (1990-2009) között. Előbbi eredmény jól mutatja, hogy elvileg ott mérhetünk több foszfort a talajokban ahol több műtrágyát juttattak ki, a második, negatív irányú összefüggés a LUCAS adatbázis esetében viszont ellentmond ennek. Feltételezhetően a negatív irányú kapcsolat azt jelzi, hogy a tápanyag-mérlegek erőteljesen negatívba fordultak át a rendszerváltást követően (a foszfor szinteket nemcsak a műtrágya kijuttatás, hanem a növénytermesztés általi kivonás is erőteljesen befolyásolja).

Magyarország talaj foszfor tartalmának részletesebb jellemzéséhez három adatbázis adatait használtam: AIIR, TIM és LUCAS adatok. Az adatbázisok leíró statisztikai vizsgálatánál szembejövő, hogy a TIM adatbázis foszfor adatai (1992-től 2010-ig háromévente) az AIIR adatbázishoz hasonló vagy azt akár meghaladó foszfor koncentrációkat mutat országosan, ami az 1989-utáni műtrágya kijuttatás drasztikus csökkenésének ismeretében nem tűnik reálisnak. Feltételezhetően a TIM őszi -az alaptrágyázással egyidőben zajló- mintavételezése miatt a mérések túlbecsülik a talajok oldható foszforkészletét. Emiatt a foszfor szintek térképezéséhez csak a két nyári mintavételezésű adatbázis (AIIR és LUCAS) adatait használtam.

A térképezés során összesen 7 db térképet készítettem a digitális talajtérképezés módszereivel. Összességében elmondható, hogy a foszfor koncentráció országosan medián értékekkel számolva több mint 90 mg/kg AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-el csökkent 1989 és 2015 között. A csökkenés összefüggésbe hozható a talajok pH értékével és mésztartalmával is. Ahol magasabb volt a mésztartalom ott csökkent legnagyobb mértékben a talajok foszfor szintje (ország középső része).

Antal et al. (1979) foszfor ellátottsági határértékeinek megfelelően az 1989-et megelőző időszakban az ország 0,03%-án igen gyenge, 0,83%-án gyenge, 8,42%-án közepes, 47,08%-án jó és 43,65%-án igen jó foszfor-ellátottság volt tapasztalható, míg a 2015-ös ellátottság szerint az ország

mezőgazdasági területeinek 13,57%-án igen gyenge, 16,01%-án gyenge, 30,25%-án közepes, 29,22%-án jó és 11,94%-án igen jó foszforellátottság tapasztalható.

Összegezve, az ország kb. 60%-án közepes vagy annál rosszabb az ellátottság a 2015-ös adatok alapján, ami a növénytermesztés szempontjából nem túl kedvező. Mivel a foszformérlegek a KSH adatai alapján továbbra is negatívak, a műtrágyaárak kedvezőtlen alakulása pedig további input csökkenést eredményezhet, így az elkövetkező évtizedekben talajaink tápanyag kimerülésével számolhatunk, ami a terméseredmények romlásához vezethet. Legnagyobb probléma az ország középső részén figyelhető meg, ahol akár többlépcsős feltöltéssel, akár kiegészítő in situ foszfor aktivátorok alkalmazásával mindenképpen mielőbb javítani kellene a foszfor-ellátottságon.

## **7. Summary**

The main goal of my doctoral research was the national scale mapping of the soluble phosphorus concentration in Hungarian soils and determining the phosphorus supply in different time periods (before and after the regime change in 1989). During my work I analyzed the factors affecting phosphorus levels both on continental and national scale. I used the soil phosphorus data of a national soil database (AIIR) and the LUCAS 2009 and 2015 dataset.

In my research it was confirmed that land use and climate highly affect the soluble phosphorus content in the soils. In summary, the more intensively cultivated soils are characterized by higher phosphorus content. Animal density also shows correlation with soluble phosphorus content in the soils, especially in the case of cattle density.

Based on the results of the statistical analysis of the AIIR database and the LUCAS database it was found that a significant decrease of AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> can be observed in the agricultural soils of Hungary after the regime change in 1989. The results show that the soil pH and the lime content are in negative correlation with the change of AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

Based on the phosphorus supply maps developed from the AIIR and LUCAS database it was found that 86% of the Hungarian soils were characterized by a good or very good phosphorus supply before 1989, but after the regime change -mainly due to under-fertilization- it decreased to 41%.

## 8. Tézispontok

1. Az EEA agroklimatikus zónái és a LUCAS adatbázis talaj oldható foszforkoncentráció között elsőként állítottam fel statisztikai összefüggést és megállapítottam, hogy a klímazónák közül a szélsőséges hőmérsékletű kevésbé intenzív művelésű zónák (Mediterrán, Észak-boreális, Dél-boreális) alacsonyabb talaj foszfor tartalommal jellemezhetőek, magasabb foszfor tartalom az intenzívebben művelt (Észak-tengeri, Kontinentális) zónákban tapasztalható.

2. Az állatsűrűség és a talajok oldható foszfor koncentrációjának összefüggései alapján kimutattam, hogy a szarvasmarha-félék sűrűsége áll legszorosabb kapcsolatban a talajok foszfor koncentrációjával (korrelációs együttható=0,61)

3. AIIR adatbázis és a LUCAS adatbázis statisztikai elemzésének eredményei alapján megállapítottam, hogy országos viszonylatban igen jelentős AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> csökkenés figyelhető meg a rendszerváltás előtti valamint a 2009 és 2015-ös állapotok között. Az átlagos csökkenés az AIIR adatok valamint a 2009-es és a 2015-ös LUCAS adatbázis között egyaránt -83 mg/kg, míg ugyanez medián értékkel számolva -91 mg/kg az AIIR és a 2009-es LUCAS és -92 mg/kg az AIIR és a 2015-ös LUCAS között.

4. Az AIIR és a LUCAS adatbázisok alapján megfigyelhető P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> változás vizsgálatának eredményei néhány talajtulajdonság függvényében azt mutatják, hogy az 1989 és 2009 valamint az 1989 és 2015 között megfigyelhető jelentős talaj P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> változás (csökkenés) statisztikailag igazolhatóan függ a talaj pH-tól (-0,43) valamint a mésztartalomtól (-0,37). Mindez azt jelenti, hogy azokon a területeken csökkent nagyobb mértékben a talaj oldható foszfor koncentrációja, ahol a talajban magasabb mésztartalom és bázikus pH jellemző.

5. Az AIIR és a LUCAS adatbázisok talaj oldható foszfor adatainak felhasználásával, regresszió krigelés eljárással országos léptékű térképek készültek az 1985-89, 2009 és 2015-ös ALP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> koncentrációk térbeli mintázatának reprezentálására.

6. Az AIIR (1985-89) és a LUCAS (2015) adatokból készült AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> adatok alapján foszfor-ellátottsági térképeket készítettem. A térképek alapján megállapítottam, hogy az 1989-et megelőző időszakban az ország 0,03%-án növénytermesztési szempontból igen gyenge, 0,83%-án gyenge, 8,42%-án közepes, 47,08%-án jó és 43,65%-án igen jó foszfor-ellátottság volt tapasztalható. Az 2015-ös ellátottság szerint az ország mezőgazdasági területeinek 13,57%-án igen gyenge, 16,01%-

án gyenge, 30,25%-án közepes, 29,22%-án jó és 11,94%-án igen jó foszforellátottság tapasztalható.

## 9. Theses

1. Significant statistical relationship was found between the agroclimatic zones of the EEA and the soil soluble phosphorus concentration of the LUCAS database. Among the climate zones, the less intensively cultivated zones with extreme temperatures (Mediterranean, North Boreal, South Boreal) are characterized by lower soil phosphorus content. Higher phosphorus content is experienced in the soils of the more intensively cultivated zones (North Sea, Continental).

2. Based on the analysis of the animal density dataset of EUROSTAT it was found that the cattle density shows the strongest correlation (correlation coefficient=0.61) with the concentration of soluble phosphorus in soils (LUCAS).

3. Based on the results of the statistical analysis of the AIIR database and the LUCAS database, it was found that a significant decrease of AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> can be observed in the agricultural soils of Hungary after the regime change in 1989. The average decrease between the AIIR data and the 2009 LUCAS data is -83 mg/kg, while the median value is -91 mg/kg. The average decrease between the AIIR data and the 2015 LUCAS data is also -83 mg/kg, while the median value is -92 mg/kg.

4. The results of the analysis of the AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> change observed in the Hungarian agricultural soils between 1989 and 2009 it was found that the soil pH and the lime content show negative correlation (-0.43 and -0.37) with the change (decrease of AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). It means that the concentration of soluble phosphorus in the soil decreased more in those areas where the soil has a higher lime content and basic pH.

5. Based on the soil soluble phosphorus data of the AIIR and LUCAS database, national-scale phosphorus maps were prepared using regression kriging method in order to represent the spatial pattern of ALP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> concentrations in 1985-89, 2009 and 2015.

6. National scale phosphorus supply maps were created based on the soil phosphorus concentration in 1985-89 and 2015. Based on these maps it was found that in the period before 1989 0.03% of the soils in the country (Hungary) were characterised by a very poor phosphorus supply, 0.83% were poor, 8.42% were medium, 47.08% were good and 43.65% were very good. In contrast the phosphorus supply in 2015 was 13.57% very poor, 16.01% poor, 30.25% moderate, 29.22% good and 11.94% very good in Hungarian agricultural soils.

## 10. Irodalomjegyzék

Abdul Wahid, O.A., Mehana, T.A., 2000: Impact of phosphate-solubilizing fungi on the yield and phosphorus-uptake by wheat and faba bean plants. *Microbiological. Research.* 155, 221–227

Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.G., 2009: Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. *Waste Management*, 29, 1122-1128

AKI, 2022: Műtrágyaértékesítés mezőgazdasági termelőknek, 2022. I. negyedév, Statisztikai jelentés, XXIII. évfolyam, 2. szám , 2022, Agrárközgazdasági Intézet 14 p.

Antal, J., Buzás, I., Debreczeni, B., Nagy, M., Sipos, S. & Sváb, J. (Szerk.: Buzás, I., Fekete, A., Buzás I-né, Csengeri P-né & Kovács Á-né), 1979: A műtrágyázás irányelvei és üzemi számítási módszer. I. rész. N, P, K műtrágyázási irányelvek. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ, Budapest 1–47 p.

Baranyai, F., Fekete, A., Kovács, I., 1987: A magyarországi tápanyag-vizsgálatok eredményei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 189 p.

Behera, B.C., Singdevsachan, S.K., Mishra, R.R., Dutta, S.K., Thatoi, H.N., 2014: Diversity, mechanism and biotechnology of phosphate solubilising microorganism in mangrove - a review. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 3, 97–110.

Blaskó, L. 1981: Meszezés hatása a réti jellegű talajok könnyen oldható foszfor- és káliumtartalmára. *Agrokémia és Talajtan* 30 (1-2), 229-234.

Brod, E., Haraldsen, T.K., Breland, T.A., 2012: Fertilization effects of organic waste resources and bottom wood ash: results from a pot experiment. *Agricultural and food science* 21, 332-347.

Buchner, A und Sturm, H., 1980: Gezielter Düngen. Frankfurt/Main.



Chen, Q., Mu, H., Huang, Y., Yang, W., 2003: Influence of lignin on transformation of phosphorus fractions and its validity. *J. Agro-Environ. Sci.* 22, 745–748

Csathó, P.; Radimszky, L. 2005: A magyar mezőgazdaság környezetvédelmi és agronómiai megközelítésű NPK tápelemmérélege 1901 és 2000 között. *Agrokémia Talajtan*, 2005, 54, 217–234.

Csathó, P., Magyar, M., Osztóics, E., Debreczeni, K., Sárdi, K. 2011: Talaj- és diagnosztikai célú növényvizsgálati módszerek kalibrálása az OMTK kísérletekben. I. Agronómiai célú talaj P-teszt módszerek összehasonlítása a tartamkísérletek talajaiban. *Agrokémia és Talajtan* 60, 2. 343-358.

Ceglar, A., Zampieri, M., Toreti, A. & Dentener, F. 2019. Observed Northward Migration of Agro-Climate Zones in Europe Will Further Accelerate Under Climate Change. *Earth's Future*, 7, 1088–1101.

Debreczeni, B., Debreczeni B-né, 1994: Trágyázási kutatások 1960-1990, Akadémiai Kiadó, Budapest, 410 p.

Debreczeni, I. 1978: Fontosabb szántóföldi növényeink és gyepes területeink nitrogén mérlege. *Növénytermelés*. 27: 269-273.

Deng, S.P., Tabatabai, M.A., 1997: Effect of tillage and residuemanagement on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. *Biol. Fertil. Soils* 24, 141–146.

Gilbert, N, 2009: The disappearing nutrient. *Nature*, 461, 716-718.

Ebelhar S., 2008: Labile pool. In: Chesworth W. (eds) *Encyclopedia of Soil Science*. *Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9\\_313](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_313)

Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W. R., 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung de Nährstoffzustandes der Böden. II. K. *LantbrHögsk. Ann.* 26. 199–215

Eneji, A. E., Honna, T., Yamamoto, S., Masuda, T., Endo, T. & Irshad, M., 2003:

Changes in humic substances and phosphorus fractions during composting.

Communications in Soil Science and Plant Analysis, 34, 2303-2314

Eurostat 2013: LUCAS—A Multi-Purpose Land Use Survey (2013)

<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>

Eurostat 2015: Land cover and land use (LUCAS) statistics.

<http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/>

Eurostat 2022: Agri-environmental indicator - mineral fertiliser consumption.

<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/>

Faragó, T., 200.: A földi környezet változása: tudomány és politika. *Info-Társadalomtudomány*, 52, 15-22.

Farkas, Á., 1942: Magyarország talajerőmérlege. Magyar Gazd. Kutató Intézet, Budapest

Fernández-Ugalde, O., Jones, A. Scarpa, S., 2020: LUCAS 2015 Soil Survey – presentation of data and results, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-21080-1, ISSN 1831-9424, doi:10.2760/616084, p. 75

Fernández-Ugalde, O., Ballabio, C., Lugato, E., Scarpa, S., Jones, A., 2020: Assessment of changes in topsoil properties in LUCAS samples between 2009/2012 and 2015 surveys, EUR 30147 EN, Publications Office of the European Union: Luxembourg 2020, ISBN 978-92-76-17430-1, doi:10.2760/5503, JRC120138.

Filippelli G. M., 2002: "The Global Phosphorus Cycle". *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*. 48/1, 391–425.

Fixen, P.E., Grove, J.H., 1990: Testing soils for phosphorus. *Soil Test. Plant Anal.* 3, 141–180.

<https://doi.org/10.2136/sssabookser3.3ed.c7>.

Fülek Gy., 1999: Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. 714 p.

Gilbert, N, 2009: The disappearing nutrient. *Nature*, 461, 716-718.

Gondek, K., Mierzwa-Hersztek, M., Kopec, M., Sikora, J., Losak, T. Grzybowski, P., 2019: Sewage sludge biochar effects on phosphorus mobility in soil and accumulation in plant. *ECOL CHEM ENG S.* 2019;26(2):367-381, DOI: 10.1515/eces-2019-0026

Grossl, P.R., Inskeep, W.P., 1991: Precipitation of dicalcium phosphate dihydrate in the presence of organic acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 670–675.

Guan, L.Z., Yang, Z.H., Cao, H.L., Zhang, G.C., Zhang, Y., 2013. Effects of phytase on phosphorus release under the influence of exogenous oxalic acid. *Soil Fert. Sci.* 5, 19–23

Gupta, M., Kiran, S., Gulati, A., Singh, B., Tewari, R., 2012: Isolation and identification of phosphate solubilizing bacteria able to enhance the growth and aloin – a biosynthesis of *Aloe barbadensis miller*. *Microbiol. Res.* 167, 358–363.

Győrffy, B. 1965: Talajtermékenység és kemizálás. *Tudomány és Mezőgazdaság.* 3:11-20.

Győri D. 1984: A talaj termékenysége. Mezőgazdasági kiadó, Budapest, 236 p.

Hariprasad, P., Niranjana, S.R., 2009: Isolation and characterization of phosphate solubilizing rhizobacteria to improve plant health of tomato. *Plant Soil* 316, 13–24

Harrison, A.F., 1987: Soil Organic Phosphorus. A Review of World Literature. CAB International, Wallingford.

Havukainen, J.; Nguyen, M.T.; Hermann, L.; Horttanainen, M.; Mikkilä, M.; Deviatkin, I.; Linnanen, L., 2016: Potential of phosphorus recovery from sewage sludge and manure ash by thermochemical treatment. *Waste Management*, 49, 221–229.

He Z, Pagliari P H, Waldrip H M., 2016: Applied and environmental chemistry of animal manure: A review. *Pedosphere.* 26(6): 779–816.

Hengl, T., 2009: A Practical Guide to Geostatistical Mapping. University of Amsterdam. Amsterdam 291 p.

Horta, M., Roboredo, M., Coutinho, J., Torrent, J., 2010: Relationship between Olsen P and ammonium lactate-extractable P in Portuguese acid soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 41, 2358–2370. <https://doi.org/10.1080/00103624.2010.508296>.

International Standard Organisation, [ISO 11263: 1994 (E)] 1994: Soil quality determination of phosphorus—spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution. Geneva, Switzerland.

Istvánovics, V., Honti, M., Torma, P., Kousal, J., 2021: Record-setting algal bloom in polymictic Lake Balaton (Hungary): A synergistic impact of climate change and (mis) management. *Freshwater Biology*, 67, 1091–1106. <https://doi.org/10.1111/fwb.13903>

Jeney I. & Jassó F. (Szerk.), 1983: Magyarország genetikus talajtérképe (méretarány: 1:200.000). Kartográfiai Vállalat. Budapest.

Jing S., Zhang N., Zhang C., Wei B., 2016: Study on the effect of different modified zeolite to phosphorus activation in red soil. *J. Environ. Prot.* 07 2036–2046. 10.4236/jep.2016.713158

Jones, D.L., Oburger, E., 2011: Solubilization of phosphorus by soil microorganisms. In: Bünemann, E., Oberson, A., Frossard, E. (Eds.), *Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling*. Springer, Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 169–198.

Jordan-Meille L, Rubaek GH, Ehlert PAI, Genot V, Hofman G, Goulding K, Recknagel J, Provolo G, Barraclough P., 2012: An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations. *Soil Use and Management* 28(4):419–435 DOI 10.1111/j.1475-2743.2012.00453.x

Kádár, I., 1977: Ausztria talajainak NPK forgalma. *Agrokémia és Talajtan.* 26: 481-490.

Kádár, I., 1979: Földművelésünk nitrogén, foszfor és kálium mérlege. *Agrokémia és Talajtan.* 28: 527-544

Kádár, I., 1982: Talajművelésünk műtrágyaigényét befolyásoló néhány tényező. *Növénytermelés.* 31: 269-280

Kádár, I., 1992: A növénytáplálás alapelvei és módszerei. Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete. Budapest.

Kalayu, G., 2019: Phosphate Solubilizing Microorganisms: Promising Approach as Biofertilizers, Hindawi International Journal of Agronomy Volume 2019, 1-7. s <https://doi.org/10.1155/2019/4917256>

Kamprath, E. J. & Watson, M. E., 1980. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils. In: The Role of Phosphorus in Agriculture. (Eds.: Khasawneh., F. E., Sample, E. C. & Kamprath, E. J.) 433–469. ASA, CSSA, SSSA. Madison, Wisc.

Kátai, J., Jakab, A., Sándor, Zs., Zsuposné Oláh, Á., Tállai, M., 2011: Bentonit és zeolit hatása egy savanyú homoktalajon. Agrokémia és Talajtan 60 (2011) 1 203-218

Kocsis, M., Tóth, G., Berényi Üveges, J., Makó, A., 2014: Az Agrokémiai Irányítási és Információs Rendszer (AIIR) adatbázis talajtani adatainak bemutatása és térbeli reprezentativitás-vizsgálata. Agrokémia és Talajtan, 63/2, 223-248.

Kocsis, M., Berényi Üveges, J., Várszegi, G., Sisák, I., 2015: A MÉM NAK genetikus talajtérkép bemutatása és talajosztályozási kategóriáinak elemzése. Agrokémia és Talajtan, 64/1, 53-72.

Kocsis, M., Szatmári, G., Kassai, P., Kovács, G., Tóth, J., Krámer, T., Torma, P., Homoródi, K., Pomogyi, P., Szeglet, P., Csermák, K., Makó, A., 2022: Soluble phosphorus content of Lake Balaton sediments, Journal of Maps, DOI: 10.1080/17445647.2021.2004943

Krige, D. G., 1951: A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa. 52. 119–139.

KSH 1970-2008: Központi Statisztikai Hivatal megyei statisztikai évkönyvek, Budapest.

KSH, 2022: A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon, 2021. Központi Statisztikai Hivatal, 2022 ISSN 2064-0307, 38 p.

Kumar S, Malav LC, Malav MK, Khan SA, 2015: Biogas slurry: source of nutrients for eco-friendly agriculture. International Journal of Extensive Research. Vol. 2: 42-46.

Lansing, S., Martin, J.F., Botero, R., Nogueira da Silva, T., da Silva, E.D, 2010: Wastewater transformations and fertilizer value when co-digesting differing ratios of swine manure and used cooking grease in low-cost digesters. In: Biomassa and bioenergy. 34, 1711 – 1720.

Lálity, Zs., 2018: Talajerő gazdálkodás a gyakorlatban. E-book. 37 p.

Láng, G., 1960: Istállótrágya gazdálkodás a vetésváltó földművelési rendszerben. Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványa. Budapest

Láng, G., 1979: Ammóniumlaktát oldható foszfát mennyiség változása rendszeres műtrágyázás hatására különböző talajokon. Agrokémia és Talajtan 28, 417-430.

Lappalainen, H.K., Kerminen, V.M., Petäjä, T., Kurten, T., Baklanov, A., Shvidenko, A., Bäck, J., Vihma, T., Alekseychik, P. et al., 2016: Pan-Eurasian Experiment (PEEX): towards a holistic understanding of the feedbacks and interactions in the land–atmosphere–ocean–society continuum in the northern Eurasian region. Atmos. Chem. Phys., 16, 14421–14461, doi:10.5194/acp-16-14421-2016

Larsen, S., 1967: Soil phosphorus. Adv. Agron 19, 151-210.

Lee, A., 2016: Nitrogen and Phosphorus Availability From Various Composted Wastes For Use In Irish Agriculture And Horticulture. Doctoral thesis, Technological University Dublin

Li, Y., Fang, F., Wei, J., Wu, X., Cui, R., Li, G., Zheng, F., Tan, D., 2019: Humic acid fertilizer improved soil properties and soil microbial diversity of continuous cropping peanut: a three-year experiment. Nature Sci Rep , 9, (2019) 1-9.. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48620-4>

Liu Z, Howe, J, Wang, X, Liang, X, Runge, T., 2019: Use of Dry Dairy Manure Pellets as Nutrient Source for Tomato (*Solanum lycopersicum* var. *cerasiforme*) Growth in Soilless Media. Sustainability 2019, 11, 811; doi:10.3390/su11030811 1-12.

Loch, J., Noszticzius, Á. 1992: Agrokémia és növényvédelmi kémia, Mezőgazda kiadó. 408 p.

Lončarić, Z., Popović, B., Tekić, T., Engler, M., Karalić, K., 2006. Comparison of two soil phosphorus analytical methods in Croatia. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 37, 2867–2881. <https://doi.org/10.1080/00103620600832845>.

Malhotra H, Sharma S, Pandey R., 2018. Phosphorus nutrition: plant growth in response to deficiency and excess. In: *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance*. Singapore: Springer, 171–190.

Maluf, H. J. G. M., Silva, C. A., Nilton, C., Lloyd Darrell, N., Sara Dantas, R.. 2018: Adsorption and availability of phosphorus in response to humic acid rates in soils limed with CaCO<sub>3</sub> or MgCO<sub>3</sub>. *Ciência e Agrotecnologia*, 42 (1), 7-20. <https://doi.org/10.1590/1413-70542018421014518>

Naeem, M.A., Khalid, M. Arshad, M., Ahmad, R., 2014: “Yield and nutrient composition of biochar produced from different feedstocks at varying pyrolytic temperatures”, *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, Vol. 51(1), pp. 75-82, 2014.

Naylor, M. L., Schmidt, E.J. 1986: Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material.

Nur Aainaa H, Haruna Ahmed O, Ab Majid NM, 2018: Effects of clinoptilolite zeolite on phosphorus dynamics and yield of *Zea Mays* L. cultivated on an acid soil. *PLoS ONE* 13 (9): e0204401. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204401>

OECD, 1997: National Soil Surface Nutrient Balances: 1985 to 1995. Explanatory Notes. OECD Secretariat. Paris.

Oelkers, E., Valsami-Jones, E., Roncal-Herrero, T., 2008. Phosphate mineral reactivity: From global cycles to sustainable development. *Mineralogical Magazine*, 72/1, 337-340. doi:10.1180/minmag.2008.072.1.337

Olsen S, Cole C, Watanabe F, Dean L, 1954: Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C

Ofosu-Anim, J. and M. Leitch, 2009: Relative efficacy of organic manures in spring barley ( *Hordeum vulgare* L. ) production. Australian J. of Crop Sci., 3(1):13-19.

Othieno, C.O., 1973: The effect of organic mulches on yields and phosphorus utilization by plants in acid soils. Plant Soil 38, 17–32.

Parfitt, R.L., 1989: Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. Journal of Soil Science 40, 359-369.

Parr, J.F., Epstein, E., Wilson, G.B., 1978: Composting sewage sludge for land application. Agriculture and Environment, 4, 123—137

Penn C. J., Camberato, J. J., 2019: A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. Agriculture 2019/ 9/120, 1-18.

Pierzynski, G. M., McDowell, R. W., & Sims, T., 2015: Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In J. T. Sims, A. N. Sharpley, & D. T. Westermann (Eds.), Phosphorus: Agriculture and the Environment. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c3>

Pingali P. L., 2012)...Green revolution: impacts, limits, and the path ahead. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 109 (31), 12302–12308. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912953109>

Price, G., 2006: Australian Soil Fertility Manual; Fertilizer Industry Federation of Australia, Inc. & CSIRO, Collingwood, Australia.

Rahman, M.M.; Salleh, M.A.M.; Rashid, U.; Ahsan, A.; Hossain, M.M.; Ra, C., 2014: Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization— A review. Arab. J. Chem. 2014, 7, 139–155.



Reijneveld, A., Termorshuizen, A., Vedder, H., Oenema, O., 2014. Strategy for innovation in soil tests illustrated for P tests. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 45, 498–515.

<https://doi.org/10.1080/00103624.2013.863909>.

Renneson, M., Barbieux, S., Colinet, G., 2016: Indicators of phosphorus status in soils: significance and relevance for crop soils in southern Belgium. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2016 20(S1), 257-272 DOI: [10.25518/1780-4507.13021](https://doi.org/10.25518/1780-4507.13021)

Russel, D.A.; Williams, G.G. *History of Chemical Fertilizer Development.*, 1977: Soil Sci. Soc. Am. J. 1977, 41, 260–265.

Ruttenberg, K.C., 2014. "The global phosphorus cycle". *Treatise on Geochemistry*. Elsevier. 499–558. doi:10.1016/b978-0-08-095975-7.00813-5.

Samreen, S., Kausar, S., 2019: Phosphorus Fertilizer: The Original and Commercial Sources. IntechOpen, doi: [dx.doi.org/10.5772/intechopen.82240](https://doi.org/10.5772/intechopen.82240)

Sárdi, K., Csathó, P., Osztóics, E., 2009: Evaluation of soil phosphorus contents in long-term experiments from environmental aspects. In: *Proceedings of the 51st Georgikon Scientific Conference, Keszthely, Hungary*, pp. 807–815.

Sarkadi, J., 1975: A műtrágyaigény becslésének módszerei. *Mezőgazda Kiadó, Budapest* 252 p.

Sarkadi, J., 1979: Az intenzív tápanyagellátás hatása a talaj termékenységére. In: *Az intenzív műtrágyázás hatása a talaj termékenységére*. MTA TAKI Ankét

Sarkadi J., Thamm F.-né & Pusztai, A., 1987: A talaj P-ellátottságának megítélése a korrigált AL-P segítségével. *Melioráció-öntözés és tápanyaggazdálkodás*. 66–72. *Agroinform. Budapest*.

Scherer, H. W., Mengel, K., Kluge, G., Severin, K., 2009: Fertilizers- in *Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry* doi.org/10.1002/14356007.a10

Sharma, S.B., Sayyed, R.Z., Trivedi, M.H., Gobi, T.A., 2013. Phosphate Solubilizing Microbes: Sustainable Approach for Managing Phosphorus Deficiency in Agricultural Soils. 2. SpringerPlus, p. 587

Shen, Q, Hedley, M, Camps Arbestain, M, Kirschbaum, M.U.F., 2016: Can biochar increase the bioavailability of phosphorus? *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2016, 16 (2), 268-286

Someus E, Pugliese, M., 2018: Concentrated Phosphorus Recovery from Food Grade Animal Bones, *Sustainability* 2018, 10, 1-17

Staugaitis, G., Narutytė, I., Aabacauskas, J., Vaisvila, Z., Rainys, K., Mazeika, R., Maseviciena, A. Zickiene, L., Sumskis, D., 2016: The influence of composts on yield and chemical elements of winter wheat and spring barley. *Zemdirbyste-Agriculture*, vol. 103/4 (2016), p. 355–362

Stefanovits P., 1975 : *Talajtan*, Mezőgazda kiadó, Budapest, 351 p.

Steinfurth, K., Hirte, J., Morel, C., Buczko, U., 2021: Conversion equations between Olsen-P and other methods used to assess plant available soil phosphorus in Europe – A review. *Geoderma* 401 (2021) 115339. 1-17.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115339>

Steinfurth, K., Börjesson, G., Denoroy, P., Eichler-Löbermann, B...Buczko. U. 2022: Thresholds of target phosphorus fertility classes in European fertilizer recommendations in relation to critical soil test phosphorus values derived from the analysis of 55 European long-term field experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 332:107926, doi: 10.1016/j.agee.2022.107926

Stürmer, B.; Waltner, M., 2021: Best available technology for P-recycling from sewage sludge—An overview of sewage sludge composting in Austria. *Recycling* 2021, 6, 82. <https://doi.org/10.3390/recycling6040082>

Szabó, N. P., 2012: Bevezetés a geostatistikába. *Elektornikus jegyzet*. Miskolci Egyetem Műszaki Főlstudományi Kar, 2012, Miskolc, 116 p.

Szatmári, G., Laborczi, A., Illés, G., Pásztor, L., 2013: A talajok szervesanyag-készletének nagyléptékű térképezése regresszió krigeléssel Zala megye példáján. *Agrokémia és Talajtan* 62 (2) 2013 pp. 219–234

DOI: 10.1556/Agrokem.62.2013.2.4

Szász., K., 1997: Agrotechnika. In: Magyarország a XX. században II. babits, Szekszárd, 498-500.

Tállai, M., 2011: Bentonit és zeolit hatása savanyú homoktalajok tulajdonságaira és biológiai aktivitásának változására. Doktori disszertáció, Debreceni Egyetem

TIM, 1995: Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer Módszertan, 1. kötet. Fölművelésügyi Minisztérium, Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest, 92 p.

Tisdale S, Nelson WL, Beaton JD, Havlin JL, 1993: Soil Fertility and Fertilizers. (5. ed.). MacMillan Publishing Company. New York USA.

Tóth, T.- Kuzmiák, M., 1949: A magyar talajerőgazdálkodás helyzete és jövője a tervgazdaságban. *Agrártudomány*. 1: 65-85.

Tóth, G., 2009: Hazai szántóink minősítése a D-e-Meter rendszerrel. *Agrokémia és Talajtan*. 58. 227–242.

Tóth, G., Jones, A., Montanarella, L., 2013: LUCAS Topsoil Survey – methodology, data and results. EUR 26102 EN Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 141 p.

Tóth, G., Guicharnaud, A., Tóth, B., Hermann, T., 2014: Phosphorus levels in croplands of the European Union with implications for P fertilizer use. *Eur. J. Agron.* 2014, 55, 42–52.

Tóth, G., Hengl, T., Hermann, T., Makó A., Kocsis M., Tóth, B., Berényi Üveges, J., 2015: Magyarország mezőgazdasági területeinek talajtulajdonság térképei. JRC Technical Reports, EUR 27539. <https://doi.org/10.2788/318926>.

Traoré O, Sinaj, S Frossard, E,;\_ Van De Kerkhove, J. M., 1999: Effect of composting time on phosphate exchangeability, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 123–131, 1999.

Turner, B.L., 2008: Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *J. Ecol.* 96, 698–702.

USGS, 2018: "Phosphate Rock Statistics and Information". USGS. Retrieved 12 April 2018. <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/phosphate-rock-statistics-and-information>

Várallyay, Gy., 2001: Szemléletváltások a magyarországi talajjavítás történetében. *Agrokémia és Talajtan* 50 (1-2). 119-135.

Várallyay Gy. 2010. Talaj, mint természeti erőforrás. In: „Az Élhető Vidékért 2010” Környezetgazd. Konferencia kiadványa. 36-52. pp.

Várallyay, Gy., Szücs, L., Murányi, A., Rajkai, K., Zilahy, P., 1980: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 térképe II. *Agrokémia és Talajtan*, 29/1-2, 35–76.

Vollenweider, R.A, 1968: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. O.C.D.E. Paris, Technical Report, DA 5/SCI/68. 27, 250 p.

WorldClim 2021: Global Climate Data. Free climate data for ecological modeling and GIS. <http://www.worldclim.org/bioclim>

Yaroshevsky, A. A, 2006: Abundances of chemical elements in the Earth's crust. *Geochemistry International* 44, 48–55. doi: 10.1134/S001670290601006X

Yu, G., Xie, S., Ma, J., Shang, X., Wang, Y., Yu, C., You, F., Tang, X., Levatti, H. U., Pan, L., Li, J. and Li, C., 2018: Influence of Sewage Sludge Biochar on the Microbial Environment, Chinese Cabbage Growth, and Heavy Metals Availability of Soil, Biochar - An Imperative Amendment for Soil and the Environment, Vikas Abrol and Peeyush Sharma, IntechOpen,

DOI: 10.5772/intechopen.82091. Available from:  
<https://www.intechopen.com/books/biochar-an-imperative-amendment-for-soil-and-the-environment/influence-of-sewage-sludge-biochar-on-the-microbial-environment-chinese-cabbage-growth-and-heavy-met>

Yuan, H.M., Blackwell, M., McGrath, S., George, T.S., Granger, S.J., Hawkins, J.M.B., Dunham, S., Shen, J.B., 2016: Morphological responses of wheat (*Triticum aestivum* L.) roots to phosphorus supply in two contrasting soils. *J. Agric. Sci.* 154, 98–108

Zehetner, F., Wuenscher, R., Peticzka, R., Unterfrauner, H., 2018: Correlation of extractable soil phosphorus (P) with plant P uptake: 14 extraction methods applied to 50 agricultural soils from Central Europe. *Plant Soil Environ.* 64, 192–201.  
<https://doi.org/10.17221/70/2018-PSE>.

Zhu, J., Li, M., Whelan, M., 2018: Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. *Science of the Total Environment* 612 (2018) 522–537

Zukker, F., 1938: Mezőgazdaságunk nitrogén, foszfor és kálium mérlege. *Mezőgazdasági Közlöny.* 11: 10-16.

## **11. Köszönetnyilvánítás**

Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr Tóth Gergelynek és Dr Tóth Zoltánnak, akik a legnagyobb szakértelmükkel támogatva segítették munkámat. Köszönettel tartozom Dr Hermann Tamásnak, Dr Szabó Brigittának, Dr Pásztor Lászlónak, Dr Kocsis Mihálynak, akik hasznos tanácsokkal láttak el és praktikus oldalról is segítették a dolgozatom befejezését.

Hálával tartozom a családomnak, akik végtelen türelemmel és rengeteg biztatással támogattak a kezdetektől a befejezésig. Köszönöm Édesanyámnak, Gerencsér Máriának, hogy mindig minden felmerülő problémám megoldásában azonnal segítségemre tudott lenni. Külön köszönöm Édesapámnak néhai Kassai Ferencnek, akitől gyermekkoromban olyan gondolkodásmódot kaptam, ami elvezetett odáig, hogy a tudományok világában keressem és találjam meg az utamat. Köszönettel tartozom Dr Galács Andrásnak, és Dr Pálffy Józsefnek, akik bár más tématerületen de már az egyetemi éveim alatt a kutatói pályára ösztökéltek, s rávilágítottak arra, hogy számomra ez a karrierút nyújthatja a legtöbb lehetőséget.