



BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM

Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar

Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék

Tisza menti mintaterület talajainak tipizálása foszfor adszorpciós izoterma alapján

Készítette: Tóth Dávid

FHM4HQ

BSc Környezetmérnök szakos hallgató hallgató

Konzulens: Jolánkai Zsolt

Egyetemi tanársegéd

Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék

Tudományos Diákköri Konferencia

Budapest, 2015

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	2
Ábrajegyzék.....	3
1 Bevezetés.....	4
2 Szakirodalmi áttekintés.....	6
2.1 A talaj fogalma, a különböző talajtípusok osztályozása.....	6
2.2 Talajok foszfortartalma.....	9
2.3 Foszforkörforgás a talajban.....	11
2.4 Foszfor talajoldatba kerülése.....	12
2.5 Foszfor adszorpciós folyamatok fizikai, kémiai háttere.....	14
2.5.1 Talajok foszfor adszorpcióját leíró izotermák.....	16
2.6 Talaj foszfor adszorpciós képességére vonatkozó korábbi vizsgálatok.....	17
2.7 Foszfor környezeti hatásai.....	20
2.8 Eutrofizáció folyamatának összefoglalása:.....	21
2.9 Diffúz szennyezés.....	23
3 Anyag és módszer.....	25
3.1 A mintavétel leírása, valamint a mintavételi helyszínek bemutatása.....	25
3.1.1 Mintavételi adatok.....	26
3.2 Foszfor adszorpciós vizsgálatok.....	27
3.3 Görbeillesztési módszer alkalmazása Langmuir- és Freundlich-modellre.....	29
4 Eredmények és értékelésük.....	30
4.1 Eredmények táblázatos összefoglalása.....	41
5 Összefoglalás.....	42
6 Idézett forrásmunkák.....	44

Ábrajegyzék

1. ábra. A genetikai talajosztályozás fő típusainak rendszere [1]
2. ábra. A foszfor körforgalma a talajban [1]
3. Ábra – A szerves foszfátok növényi felvehetősége a pH függvényében [1]
4. ábra – Foszfát megkötés uralkodó mechanizmusa talajreakció és pH szerint [2]
5. ábra - A réti talajtípusok Langmuir adszorpciós izotermái
6. ábra – Az eutrofizáció forrásai [3]
7. ábra - Az eutrofizáció folyamata [20]
8. ábra - A diffúz szennyezés keletkezése [23]
9. ábra - A diffúz szennyezés formái a vízgyűjtőn [23]
10. ábra – Mintavételezési térkép
11. ábra – Minta előkészítés
12. ábra – Laboratóriumi vizsgálat
13. ábra – 11. minta réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire Ca vs Ce
14. ábra – 11. minta réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich Ca vs Ce
15. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich Ca vs Ce
16. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire Ca vs Ce
17. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich szórással optimalizált izotermák Ca vs Ce
18. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire szórással optimalizált izotermák Ca vs Ce
19. ábra – TT1&TT2 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich-izotermák optimális Ca vs Ce
20. ábra – TT1&TT2 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire-izotermák optimális Ca vs Ce
21. ábra – TT1&TT2 közös izoterma talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Átlaggal optimalizált Freundlich-izotermák Ca vs Ce
22. ábra – TT1&TT2 közös izoterma talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Átlaggal optimalizált Langmuire-izotermák Ca vs Ce

1 Bevezetés

A felszíni vizekvízminőségét alapvetően befolyásolja az emberi tevékenység következtében a vizekbe kerülő növényi tápanyag mennyisége. Ennek számszerűsítése fontos és aktuális mérnöki feladat, melyet az EU Víz Keretirányelvének célkitűzései elvárnak. A nitrogén mellett a legfontosabb tápanyag a foszfor, mely limitáló elemként szerepel a tavaink eutrofizációjában. A foszfor a szennyvíztelepek kibocsátásain kívül nagymértékben diffúz eredetű szennyezésként jelenik meg a felszíni lefolyásban, elsősorban a mezőgazdasági területekről lefolyó víz erodáló tevékenysége végett. A vizekbe lépő foszfor egy része oldott, míg a másik része talajszemcséhez kötve, partikulált formában van jelen. A vízi ökoszisztéma számára való elérhetőség szempontjából lényeges kérdés a különböző fázisok közti megoszlási arány.

A talaj foszfátmegkötő képessége már több mint egy század óta vizsgálat tárgya. Ezen idő alatt sok tanulmányt végeztek, hogy ezt a megkötési folyamatot, valamint a folyamatot befolyásoló tényezőket megismerjék. Tudományos alapokon álló megfigyelések a fizikai-kémia és kolloidika terén elért sikerek, valamint a radioaktív izotópok alkalmazás a kutatásban mind új távlatokat nyitottak a kérdés elméleti részének kidolgozásában. Régóta folytak vizsgálatok, arra vonatkozóan, hogy a talajok foszformegkötő képességét valamilyen matematikai modell segítségével jellemezni lehessen.

A talajok foszformegkötő képességére vonatkozó foszfor adszorpciós vizsgálatok segítségével megállapítható a talajmintákon adszorbeálódó foszfor mennyisége, melyet korábbi tanulmányok tapasztalatai is alátámasztanak. Az alkalmazott adszorpciós izotermák az adszorbeálódott foszformennyiség és az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja közötti összefüggés leírására alkalmazhatóak. Az ilyen irányú tanulmányok rámutattak, hogy eltérő genetikájú és fizikai tulajdonságú talajtípusok adszorpciós izotermái különböznek egymástól. A témával kapcsolatban felmerül a kérdés, hogy az azonos talajtípushoz tartozó, de egymástól távol eső területeken vett minták matematikai modellel való leírásai mennyire hasonlítanak egymáshoz, illetve a hasonló talajtípusok izotermái között mekkora a korreláció. Ennek megválaszolására irányul jelen kutatás is, melyben az azonos talajtípushoz tartozó talajminták adszorpciós izotermáit vizsgálom.

Kutatásom során különböző talajtípusok foszfor megkötő képességét jellemzem izotermák segítségével egy Tisza menti mintaterületen. A területen megtalálható talajokat több adatbázis összevetésével kategorizáltam, majd az egyes kategóriákba tartozó típusokból több talajmintát

vettem. Az eredmények elemzése során az egyes talajtípusokhoz tartozó adszorpciós izotermák szórását vizsgáltam és megpróbáltam kidolgozni egy jellemző izotermát minden talajtípushoz. Az izotermák a talaj foszforkészletét leíró modellek bemenő adata lehet, mely segítségével pontosabb becslést lehet tenni a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területekről történő lemosódásból származó foszforterhelésre. Ez a tudás környezetvédelmi szempontból nem elhanyagolható, mivel tudjuk, hogy a természetes vízi ökoszisztémák és élőhelyek tápanyag ellátottsága szempontjából a foszfor, limitáló tényezőnek számít. Már csekély foszfor terhelés növekedése esetén is eutrofizációs folyamatok indulhatnak be a természetes környezetben.

2 Szakirodalmi áttekintés

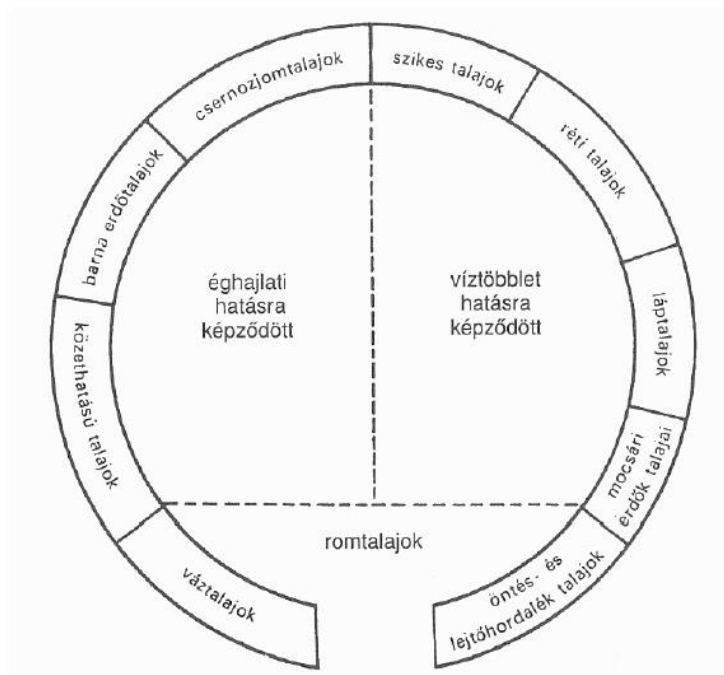
2.1 A talaj fogalma, a különböző talajtípusok osztályozása

A talaj a Föld legkülső burka, a növények termőhelyeül szolgáló közeg, amelynek alapvető tulajdonsága a termékenység. Biztosítja a tápanyag- és vízellátást, így megteremtve a lehetőséget az elsődleges biomassza termelésre. A talaj tartalmaz élő és holt szerves anyagokat az ásványi anyag tartalma mellett. A termőföld egy természeti erőforrás, melynek ismert a környezeti hatásokkal szembeni puffer hatása és az anyagok zavartalan körforgása esetén megújulónak tekinthető. A természeti környezet része és biztosítja az anyagok biológiai körforgását, mindemellett képes tárolni és átalakítani a Föld felszínére érkező anyag- és energiaáramokat. [1]

A talajok képződése során a fizikai, kémiai és biológiai folyamatok egymással összefüggő tényezői alakítják ki a talajok sajátosságait. Ez egy természetes folyamat, melynek során az alapkőzet mállásnak, aprózódásnak indul, majd ezek átrendeződésével alakul ki a talaj. Ezt követő folyamatok a humifikálódás és szerkezetképződés. A talajgenetikára, vagyis a talajok képződésére és fejlődésére hatással van az éghajlat (csapadék, hőmérséklet, párolgás), a növényzet, a talajképző kőzet, a domborzat, továbbá az emberi tevékenység. Az ember különféle beavatkozásokkal (öntözés, talajjavító eljárások, talajművelés, trágyázás stb.) módosíthatja a talaj termékenységét, vízgazdálkodását és tápanyag-ellátottságát.

A talajgenetika lehetőséget nyújt a talajok összehasonlítására, megkülönböztetésére. A genetikai osztályozás során a talajfejlődési folyamatok, a fejlődés szakaszai adják a rendszerezés alapját. Azonos genetikai talajtípusba azokat a talajokat sorolják, amelyek hasonló környezeti tényezők együttes hatására alakultak ki és a talajfejlődés folyamán hasonló fejlődési állapotot, termékenységet értek el. [1]

A hazai talajok genetikai osztályozási rendszere 9 főtypust különböztet meg.



1. ábra. A genetikai talajosztályozás főtypusainak rendszere [1]

Vázталajok

A vázталajok, melyek képződésekor a biológiai folyamatok feltételei csak kis ideig vagy korlátozott mértékben teljesülnek. Ennek oka lehet a talajképző közet tulajdonsága vagy a felszín gyors változása, például erőteljes szél és víz erózió.

Közethatású talajok

Sekély rétegű, hosszú száraz időszakokkal jellemezhető területeken alakulnak ki. Tulajdonságait elsősorban a talajképző közet tulajdonságai határozzák meg. Erre a típusra jellemző az erőteljes humuszképződés és a szerves-ásványi kolloidok kialakulása. Vízátoló és vízvezető képességük kiemelkedő.

Barna erdőtalajok

Erdők és a fás növénytakasulások által teremtett mikroklímán alakulnak ki az itt jelenlévő nagy mennyiségű szerves anyag és az ezt lebontó, főként gombás mikroflóra aktivitásának következtében. A barna erdőtalajokra jellemző humuszkodási, kilúgozási és savanyodási folyamatok főként az erdők által megteremtett mikroklíma és a szerves anyag-tartalom függvényei.

Csernozjom talajok

A csernozjom talajok esetében tapasztalható humuszképződés és a kedvező morzsalékos szerkezet kialakulása. A különböző szintekben jellemző só felhalmozódás, kalciummal telített talajoldat kétirányú mozgása és a kilúgozás mértékét is elsősorban a csapadék mennyisége szabja meg.

Füves növénytakaró alatt bekövetkezett talajképződés eredményei.

Szikes talajok

Kialakulásukban a vízben oldható sók jelenléte a meghatározó. Ezek közül a nátriumsók szerepe a legnagyobb. A sók lehetnek oldott állapotban, megkötve a talajkolloidok felületén vagy kristályos sók formájában. A szikesedési folyamatokat a sók 3 formájának mennyisége és aránya szabályozza. A szikesedés előrehaladásával túlsúlyba kerülnek a talaj kolloidokon adszorbeálódott Na-ionok, így a talajok termőképessége csökken, mert romlanak a fizikai és kémiai tulajdonságaik.

Réti talajok

Ez a talajtípus akkor alakul ki, ha időszakos túlnedvesedés jelentkezik a területen. A nedvesedés forrása lehet időszakos felületi vízborítás, vagy magas szintű talajvíz is. A vízzel való telítettség hatására levegőtlenység alakul ki, ami egyedi szervesanyag-képződést hoz létre és ásványi részek redukcióját váltja ki. A réti talajok nehezen művelhetők, erős foszformegkötő képességgel rendelkeznek, tavaszi nitrogén feltárása nehézkes.

Láptalajok

A láptalajok kialakulásának oka a képződéskor fennálló állandó vízborítás, illetve a csapadékmentes időszakban is állandó telítettség. A vízzel való telítettség következtében a növényzet elhal, és oxigén-mentes környezetben bomlik le. A humifikáció ilyen esetekben tözegesedéssel társul. A tözegképződés következményeként a láptalajokat nagy mennyiségű szerves anyag-tartalom jellemzi.

Mocsári és ártéri erdők talajai

Ezen talajok kialakulásában a vízbőség és az erdők talajalakító szerepe a meghatározó. Az állandó víztakaró azonban az erdei növénytakaró hatására nem vezet szerves anyag felhalmozódáshoz, így a talajfejlődés iránya eltér a réti és láptalajokétól. Jellemző az erős mértékű kilúgozás. [1]

Öntés és hordaléktalajok

A kialakulásuk során az időszakonkénti megismétlődő áradások akadályozzák a biológiai folyamatok egyazon felszínre gyakorolt hatását. Az áradások által kihordott üledék mindig új felületet hoz létre, így ezeket tartós hatás nem érheti. Az egyes rétegek különbözőségei nem a talajképző folyamatokban, hanem kizárólag az üledék tulajdonságaiban különböznek. A lejtőhordalék- talajokat azért sorolhatjuk ebbe a típusba, mert ezeket is a víz hordta el képződési helyükről. [1]

2.2 Talajok foszfortartalma

A foszfor a növények, az állatok és az ember számára egyaránt létfontosságú, esszenciális elem. Mint növényi makro tápelem, meghatározó a szerepe a növény életciklusában, energiaháztartásában, a gének és kromoszómák nukleinsav-szintézisében, a genetikai információ sejtről sejtre, magtól magig történő átvitelében. A talajokban található alacsony koncentrációja és a csekély oldhatósága miatt a foszfort a növénytermelés kritikus tényezőjévé teheti. [2]

A növények számára nélkülözhetetlen fotoszintézis feltételeinek megteremtéséhez. Elsősorban a növények fejlődése szempontjából a kezdeti és a reprodukzív életszakaszban a legnagyobb a foszfor felvétel intenzitása a talajból. A növények tápanyagigénye tehát a gyökérvégződéshez, illetve a virág- és magképződéshez köthető. Ha nem áll rendelkezésre a növény számára megfelelő mennyiségű felvehető foszfor, akkor nem tud egészségesen növekedni. Ennek következtében levelin kékes-zöldes elszíneződés jelenik meg, szárai elvékonyodnak, merev tartásúak lesznek és termésesökkenés is tapasztalható. [3]

A foszfortöbblet is káros következményekkel járhat. Foszfortöbblet esetén relatív Zn hiány következhet be a P-Zn antagonizmusból kifolyólag, mely termésvesztést és minőségromlást indukálhat. A talajban a foszfor az alábbi formákban lehet jelen:

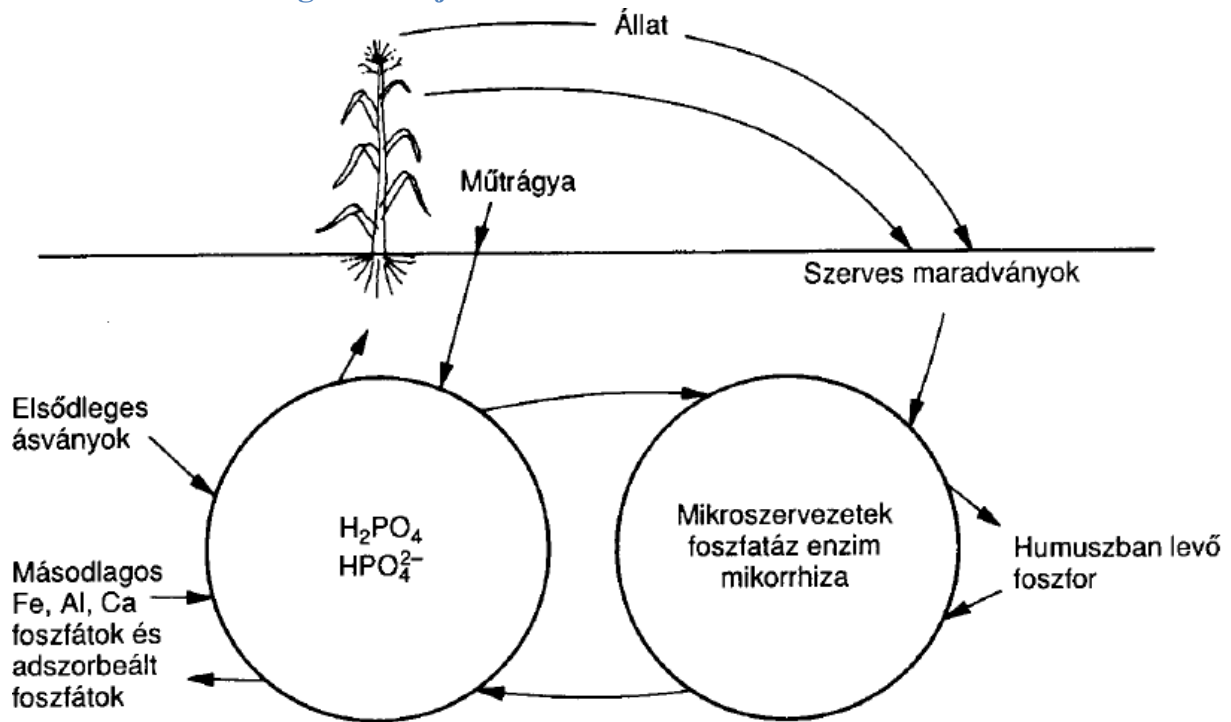
- szerves és szervetlen formákban kötötten (a növények számára közvetlenül nem hozzáférhető)
- talajrészecskék felületén adszorbeálva (a növények számára potenciálisan hozzáférhető)
- talajoldatban oldott formában (a növények által közvetlenül felvehető)

A szerves kötésben lévő foszfor a talajok összes foszfortartalmának a 25-60 %-át teszi ki. A talajok szerves foszfortartalma jórészt növényi maradványokból, bomlástermékekből és a mikroorganizmusok tevékenységéből fakad. A szerves foszforvegyületek fő csoportjai az inozitfoszfátok, a nukleinsavak, a foszfolipidek, a cukorfoszfátok és a foszforproteinek. A talaj szerves foszfortartalmának legnagyobb részét, kb. 50 %-át az inozitfoszfátok teszik ki. Ezek főleg adszorbeált formában vannak jelen és nehezen mineralizálhatók. A nukleinsavak 5-10 %-ban vannak jelen, a foszfolipidek, a cukorfoszfátok és a foszforproteinek mennyisége mindössze 1-2 %-ra tehető. [1]

A szervesetlen foszfor leggyakrabban apatitban, szilikátokban található, illetve kalciumfoszfátok formájában van jelen. Ezen kívül apatitból mállással keletkezett másodlagos ásványokban és a műtrágyafoszfor átalakulásakor létrejövő vegyületekben is jelen van. Ezek közül a legfontosabb ásványok a hidroxilapatit [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$], a flourapatit [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$], a variszcit [$\text{AlH}_2\text{PO}_4(\text{OH})_2$] és a sztregit [$\text{FeH}_2\text{PO}_4(\text{OH})_2$]. A talajok szervesetlen foszfortartalmának további forrása a műtrágyázás; a foszforműtrágyázással a talajba juttatott foszfátok nehezebben oldódó formákká, CaHPO_4 -tá és apatitokká alakulnak.

A talajoldatban lévő könnyen oldható frakciójú foszfor a növények által egyedülként közvetlenül felvehető foszforforma. Ennek megfelelően a növényi foszforellátás elsődleges forrása a talajoldatban oldott foszfor, amely mennyisége (jellemzően 0,003 mg/g talaj) jóval kisebb a kötött formák mennyiségéhez képest. A felvehető foszforformák természetes forrása lehet a mobilizáció folyamata, amely során mikrobiológiai folyamatok hatására a szerves foszforformák a növények számára felvehető $\text{H}_2\text{PO}_4^{4-}$ és HPO_4^{2--} -tá alakulnak. A mobilizációval egy időben zajlik az immobilizáció, amely folyamat következtében a mikroorganizmusok bontó tevékenységének hatására a növények számára felvehető foszforformák szerves foszforra alakulnak.

2.3 Foszforkörforgás a talajban



2. ábra. A foszfor körforgalma a talajban [1]

Mind geokémiai, mind biológiai folyamatok szabályozzák a talajban lévő foszfor hozzáférhetőségét. A geokémiai folyamatok inkább hosszútávon befolyásolnak, míg a biológiai folyamatoknak rövidtávon van nagyobb szerepe, hisz a növények számára elérhető foszfor, döntő mennyisége a szerves anyagok mikrobiális lebontásakor keletkezik. [4]

A foszforciklus kiinduló anyaga a vízben oldott ortofoszfát-ion, mely a foszfortartalmú ásványok bomlásával keletkezik, továbbá a kommunális szennyvizekből és a mezőgazdasági művelés (trágyázás) következtében is juthat a talajvizekbe. A növények által felvett ortofoszfát szerves foszforvegyületekké alakul. Ha a növény elhal a bomlástermékéből keletkező foszforvegyületek visszajutnak a vizekbe, ahol bakteriális aktivitás hatására újra felvehető ortofoszfáttá alakulnak. [5]

Foszfor veszteségekkel is számolnunk kell. A mezőgazdasági termények betakarításával folyamatosan távozik foszfor a körforgásból. Mindemellert a csapadékkal együtt a foszfor kimosódik a talajból, így tovább szegényítve a talajt. Az eróziós folyamatok során a természeti hatások talaj felső, nagy szervesanyag-tartalmú rétegeit érintik, ahol a foszfor, döntő mennyisége is található.

2.4 Foszfor talajoldatba kerülése

A foszfor két féle úton kerülhet a talajoldatba. Egyrészt mikor a szilárd foszforvegyületek feloldódnak, másfelől amikor a talajrészecskéken megkötődött foszfor deszorbeálódik. A foszforvegyületek oldhatósága pH függő folyamat, mely a növényi felvehetőség szempontjából jelentős. Rathje [6] szerint a bázikus alumínium-, illetve vasfoszfátok és az apatit típusú kalcium-foszfátok között egyensúly áll fenn, amely magas pH-nál az apatit, alacsony pH-nál alumínium- és vasfoszfátok felé tolódik el. Tehát alkalikus közegben a kalcium-foszfátok, savanyú közegben a vas és alumínium-foszfátok válnak oldhatatlanná. Szerves vegyületek jelenlétekor a szerves anionok deszorbeálhatják a foszfát-ionokat, illetve adszorpcióval elzárhatják a foszfát-ionok előtt az adszorpció kötőhelyeket. Egyes szerves savak képesek vízoldható komplexet képezni Al^{3+} -, Fe^{3+} - és Ca^{2+} - ionokkal ez által lehetővé téve az oldhatatlan foszforvegyületek oldatba kerülését. [1]



3. Ábra – A szervesen foszfátok növényi felvehetősége a pH függvényében [1]

Összefoglalva a foszforkimosódás mértéke több tényezőtől befolyásolja:

- talajhasználat
- talajtípus
- az esőzések mennyisége és intenzitása
- a trágyázás ideje és mértéke
- a talaj karaktere
- környezeti körülmények, mint a pH
- vas- és alumínium tartalom a savas talajoknál
- kalcium és magnézium koncentráció az alkalikus talajoknál
- a talaj és a víz hőmérséklete, ami a mikrobiológiai folyamatokat befolyásolja
- a talaj foszfor koncentrációja
- az ionerősség
- a talaj red-ox tulajdonságai

- a talaj hidrológiai előzményei
- az aerob körülmény megléte a talajban kedvez a mikrobiális folyamatoknak ezzel elősegítve a mineralizációt

A talaj felszínéről elfolyással távozó vízben a foszfort oldott formában és erodálódott talajrészecskékhez kötődő foszfor formájában találjuk. Ezek között a P-formák között dinamikus egyensúly van a felszíni elfolyásban. Az oldott-P és a partikulált-P elkülönítésére a 0,45µm pórusátmérőjű membránszűrő alkalmazása tekinthető standard eljárásnak. Az oldott-P nagy része szervesen ortofoszfát, de található benne szerves-P vegyületek és komplexek is. Az erodálódott talajrészecskékben a foszfor elsődleges és másodlagos P-ásványok formájában, szerves anyagba épülve, illetve ezeken az anyagokon szorbeált formában található. (Szemle II. A talaj foszforveszteségei, környezetvédelmi célú talaj P-vizsgálatok)

A felületi elfolyásban az erodálódott talajrészecske transzportja részecske-függő, mivel az elfolyó vízzel nagyrészt az agyagfrakció és a kolloid szerves anyag mozdul el. Így általában az erodálódott – legtöbbször finom eloszlású – részecske foszfortartalma és szorpciós kapacitása nagyobb, mint az eredeti talajé.

A vízi ökoszisztémákban jelen levő összes foszfor (ÖP) csoportosítása:

- partikulált foszfor (szilárd anyaghoz kötött) (PP)
 - partikulált szerves foszfor (POP)
 - partikulált szervesen foszfor (PIP)
- oldott foszfor (OP)
 - oldott nem-reaktív foszfor (DNRP)
 - oldott reaktív foszfor (ORP)
 - $\text{ÖP} = \text{PP} + \text{OP}$
 - $\text{PP} = \text{POP} + \text{PIP}$
 - $\text{OP} = \text{DNRP} + \text{ORP}$

Az egyes foszforformák között a vízi ökoszisztémákban bonyolult kölcsönhatások jönnek létre, a foszforformák átalakulhatnak egymásba. (Víz- kémia, elektronikus jegyzet)

A talajoldat foszfortartalmát jelentősen befolyásolja a mineralizáció és az immobilizáció ellentétes folyamata, melyek egyszerre játszódnak le a talajban. Az oldott foszfor koncentrációját befolyásolják az ásványi formák közti egyensúly mellett. A szerves

maradványok lebontásakor szervesetlen ortofoszfát-ionok keletkeznek. Ez a folyamat a mineralizáció, amit a mikroorganizmusok visznek véghez. Immobilizáció során a szervesetlen ionokból szerves molekulák képződnek. Az aerob körülmény megléte a talajban kedvez a mikrobiális folyamatoknak ezzel elősegítve a mineralizációt, így a talajoldatban lévő foszfor koncentrációja növekedhet. [1]

2.5 Foszfor adszorpciós folyamatok fizikai, kémiai háttere

Az adszorpció a talajkolloidok határfelületén történő megkötődés. A talajkolloidok jellemzően 2 µm-nél kisebb szemcseátmérőjű anyagi részecskék, amelyek egyik fő jellemzője, hogy rendkívül nagy fajlagos felülettel rendelkeznek. [1]

Savanyú talajok erőteljesebben kötik meg a foszfátionokat, mint a semlegeshez közel állók. A nagy kicserélhető kationtartalmú talajok több foszfátionot kötnek meg, mint azok a talajok, amelyek kevés kicserélhető kationt tartalmaznak. [7]

A részecskék felületén ionok, ionizált csoportok létesíthetnek elektromos erőteret, amely meghatározza a kolloidrészecskék felületi töltését. A kolloidrészecskék felületén találhatóak állandó töltésű ionok, léteznek azonban változó töltésű ionok, amelyek töltése a kémhatás függvénye. A kolloidok felületén rendre a felületi töltéssel ellentétes töltésű ionok adszorbeálódnak. A megkötődési folyamatok és az adszorpció mértéke tehát elsősorban a kolloidok felületi tulajdonságaitól, illetve a talajoldatban található ionok mennyiségétől és minőségétől függenek. [8]

A negatív töltésű foszfátionok (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) adszorpciójához a talajok felületének pozitív töltésfeleslegére vagy lokálisan pozitív töltésű helyek jelenlétére van szükség. A foszfátionok olyan módon kötődnek meg a pozitív töltésű kolloidszemcsék felületén, hogy a fémionokhoz kapcsolódó ligandumok helyére épülnek be.

A foszfor adszorpcióját a kolloidok sajátosságain, mennyiségén és minőségén felül több tényező is befolyásolhatja. A pH kiemelten fontos a foszformegkötési folyamatokban, hiszen megszabja az ionképződést és a különböző tápanyagok megkötésének mértékét [9]

A foszfátmegkötés különböző mechanizmusait ismerjük. A foszfát megkötés uralkodó mechanizmusa és a talajreakció vagy a pH között Laatsch [10] szerint a következő összefüggés van:

Talajreakció	Szélsőségesen savanyú	Közepesen savanyú semlegesig	Gyengén savanyú gyengén lúgosig	Erősen lúgos
pH	Kisebb 4-nél	4—6	6—8	Nagyobb 8-nál
Uralkodó kötés mechanizmus	Nehezen oldható vas- és alumíniumfoszfátok lecsapódása és kristályosodása	Szorpció vagyis kicserélhető kötés, kemoszorpció a talajkolloidokon	Az agyagásványok felületéhez kapcsolódó közepesen oldódó kalciumfoszfátok	Nehezen oldódó apatitok megkötése

növekedő H⁺-ion koncentráció
 ←—————
 növekedő Ca⁺⁺-ion koncentráció
 —————→

4. ábra – Foszfát megkötés uralkodó mechanizmusa talajreakció és pH szerint

A pH közvetett hatásként más ionokon keresztül is befolyásolja a tápanyag-megkötődés folyamatát. Például a foszformegkötésben kiemelt szerepet játszó, változó töltésű Fe- és Al-hidroxidok lúgos közegben negatív, savas közegben jellemzően pozitív töltéssel rendelkeznek. A foszfátionokat adszorbeálni képesek a Fe- és Al- hidroxidjai és oxidjai, az agyagásványok és a szerves anyagok, ha komplexkötésben vasat vagy alumíniumot tartalmaznak. Ebből adódik, hogy a foszfor adszorpció főleg nagy vas-oxidtartalmú talajokban jelentős. Ennek megfelelően savas kémhatású közegben a kolloidrészecskék felületén nő a foszforvegyületek megkötésére képes pozitív töltések száma. Idővel az adszorbeált foszfor a Fe-oxidok belsejébe vándorolva stabilabb kötéseket alakít ki. A foszfor adszorpció az oxid-ásványok és a szilikátos agyagásványok élein vagy más felületein található hidroxil-ionok helyettesítésével játszódik le. Kimutatták, hogy egy adszorbeált foszfátion vasoxi-hidroxid ásványok felületén két szomszédos OH-iont helyettesít. Ezzel magyarázható, hogy a vas-ásványok miért kötik meg a foszfort erősebben, de kisebb mennyiségben, mint a többi ásvány. Az alumíniumtartalmú ásványok által megkötött foszfor jóval felvehetőbb, mint a vastartalmú ásványok által megkötött foszfor. [11]

A hőmérséklet minden kémiai reakcióra, így a foszfor adszorpciójára is hatással van. Liu és munkatársai azt vizsgálták, hogy bizonyos tényezők, köztük a hőmérséklet miként befolyásolják a foszfor adszorpció mértékét. 20-50 °C-on végeztek foszfor adszorpció méréseket. Kutatásuk során arra az eredményre jutottak, hogy a hőmérséklet pozitív hatással van a foszfor adszorpció kapacitására, magasabb hőmérsékleten tehát nőtt a megkötődött foszfor mennyisége. [12]

2.5.1 Talajok foszfor adszorpcióját leíró izotermák

Korábbi kutatások alapján megállapítható, hogy a talajrészecskéken adszorbeált foszfor mennyisége nem egyenesen arányban változik a talaj szuszpenzió foszfor koncentrációjának változásával. Ilyen esetekben a megkötött foszfor mennyiségét adszorpciós izotermákkal jellemezhetjük.

Talajok foszforellátottságára irányuló foszfor adszorpciós mérések elve, hogy az adszorpciós folyamatok során a talajrészecskék felületén adszorbeálódott ionok és a talajoldatban lévő ionok között dinamikus egyensúly áll fenn. Ebben az állapotban az ionok eloszlásában nem történik további mennyiségi változás. [1] Az adszorpciós izoterma segítségével tudjuk a talaj foszfor megkötő képességét jellemezni az egyensúlyi állapot matematikai leírásán keresztül és ezzel a talaj tápanyagterhelés csökkentésében betöltött szerepét meghatározni.

Az adszorbeálódott foszformennyiség és az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja közötti kapcsolat leírására leggyakrabban a Langmuir- és a Freundlich-összefüggéseket alkalmazzák. Freundlich-izoterma folyamatosan emelkedő – a növekvő koncentrációval exponenciálisan növekszik a megkötődő anyagmennyiség – és nem határértékhez tartó görbéje elsősorban akkor írja le jellemzőbben a szorpciós folyamatokat, amikor uralkodóan egy ionkicserélődési folyamatról van szó. [15]

A Freundlich-összefüggés az adszorbeált mennyiség és az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja közötti arányosságot írja le. A Freundlich-modell:

$$c_a = k * c_e^n, \text{ ahol}$$

- c_a az adott talajmintán adszorbeálódott teljes foszformennyiség [mg/kg],
- c_e az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja [mg/l],
- k a szorpciós energiát jellemző konstans [l/kg],
- n a Freundlich-tényező, dimenziómentes korrekciós konstans [-].

A Langmuir izoterma esetében arra vagyunk tekintettel, hogy a megkötő felület véges és ezen meghatározott mennyiségű szorpcióra alkalmas belépési pont található. Éppen ezért a megkötődő anyagmennyiség egy telítési határértékhez közelít. Ebben az esetben a megkötött anyagmennyiség hiperbolikusan közelít ehhez a telítési határértékhez a koncentráció emelkedésével. [13]

A Langmuir-összefüggés a maximálisan megköthető foszformennyiség paraméterén keresztül jellemzést ad a talaj adszorpciós kapacitásáról. A Langmuir-modell:

$$C_a = \frac{c_{max} * k * c_e}{1 + k * c_e}, \text{ ahol}$$

- C_a az adott talajmintán adszorbeálódott teljes foszformennyiség [mg/kg],
- C_e az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja [mg/l],
- C_{max} az adott talajmintán maximálisan adszorbeálható foszformennyiség [mg/kg],
- k a foszfor szorpciós energiáját jellemző konstans [l/mg].

Mind a Langmuir-, mind pedig a Freundlich-modell esetében a c_a és a c_e értékek számítással megadhatók, azonban a c_{max} , a k és az n paraméterek kalibrálandó mennyiségek, melyeket az Excel Solver nevű bővítményével végeztem el.

2.6 Talaj foszfor adszorpciós képességére vonatkozó korábbi vizsgálatok

Az elmúlt években több kutató is végzett különböző talajtípusok foszfor adszorpciójára vonatkozó, esetenként összehasonlító vizsgálatokat. De különböző vizsgálatok születtek arra vonatkozóan is, hogy az eltérő adszorpciós izotermák közül melyek írják le a legpontosabban a talajon lejátszódó adszorpciós folyamatokat. Néhányat e tudományos cikkek közül emelnék ki.

Hazánkban is vizsgálták a foszforszorpciót és az azt befolyásoló egyes tényezők hatását. Osztóics Andrásné kutatása a talaj foszforszorpciós folyamatának leírására olyan összefüggést keresett, melyben a paraméterek lehetővé teszik különböző talajok foszforszorpciós képességének kvantitatív összehasonlítását. Órbottyáni karbonátos homoktalajok vizsgálatánál azt tapasztalták, hogy a vizsgált foszforszorpció leírására a két tagra bontott Langmuir-összefüggés a legmegfelelőbb. [14]

Haas Árpádné jellegzetes hazai talajtípusok foszfátmegkötését és mobilizációját vizsgálta. Kutatásai során meghatározta, hogy a talaj, különböző szerkezeti tulajdonságai és jellemzői miképpen befolyásolják a foszfor adszorpciós tulajdonságukat. Megfigyelései alapján a talaj leiszapolható része, komplexonnal kioldható alumínium- és vas- és a hidrogénkoncentrációja jelentős befolyásoló hatással bírnak. A leiszapolható rész, az alumínium és a vas tartalma a talajnak pozitív irányba fejti ki a hatását, míg a hidrogénkoncentráció negatív irányba. Meszes talajoknál a CaCO_3 felületének foszfátmegkötő hatása nem elhanyagolható tényező. Kitért a talaj pH jelentőségére is, mindamelllett, hogy különböző befolyásoló tényezők összefüggésére

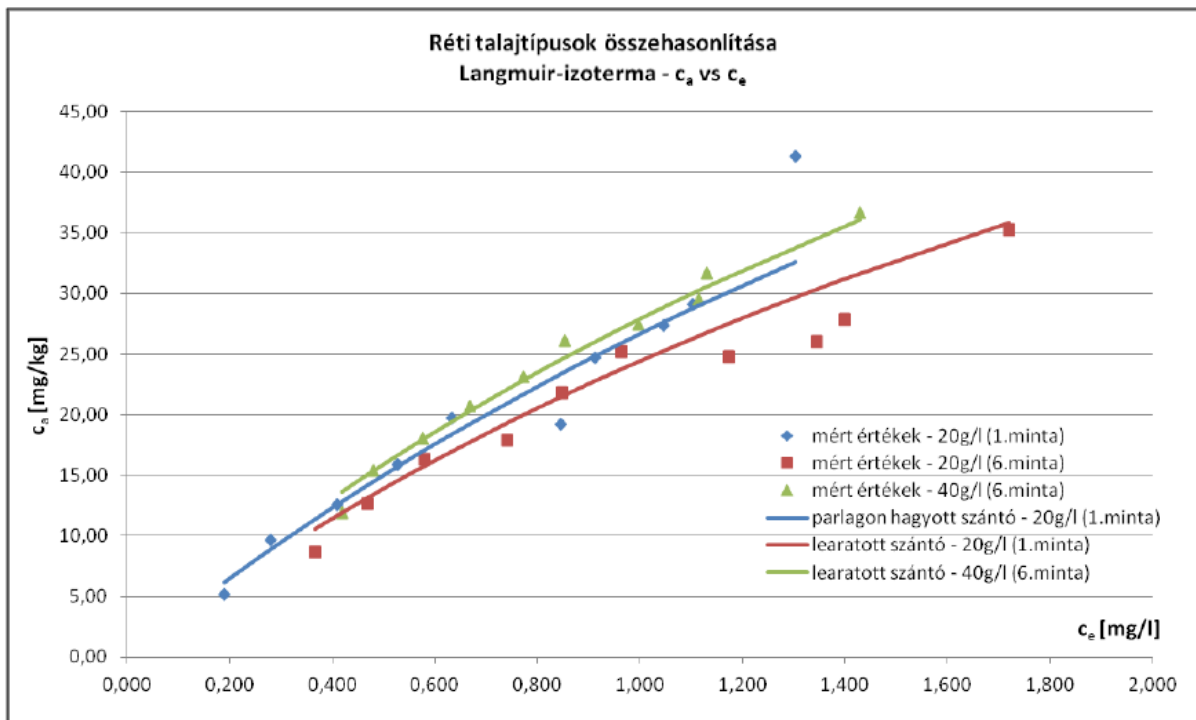
egyenletet állított fel, így meghatározva milyen százalékos arányban vesznek részt a foszftámgkötésben. [7]

A témába illeszkedően voltak kutatások holtágak üledékes talajának vizsgálatára vonatkozóan is. Barta Kinga a Gemenc Béda-Karapancsa üledékének és talajának foszfor adszorpcióját vizsgálta. Megállapította, hogy a mélyebben fekvő területeken, ahol az elöntés gyakoribb, ott a talaj nagyobb adszorpciós kapacitással rendelkezik. Tavi üledékeket összehasonlítva a hullámtér időszakosan elöntött talajaival azt tapasztalta, hogy az üledékek kisebb adszorpciós kapacitást mutatnak. Következtetésként levonta a mért eredményekből, hogy a művelés alatt álló területek talajai kevesebb foszfátot fixálnak, mint a nem művelt talajok. Az adszorpciós izotermák összehasonlító vizsgálatával kijelenthető, hogy a talaj sokkal gyengébben köti meg a foszfort, mint az üledék. Utóbbi foszfor adszorpciós kapacitása körülbelül négyszerese a talaj kapacitásának. [15]

Az eddigi tapasztalatokat alátámasztja Füleky György és Jakab Sámuel kutatása is, miszerint az alumínium és vas tartalmú talajoknak nagyobb a foszformegkötő képessége. Kutatásaik során azt az eredményt kapták, hogy magasabb területeken fekvő vulkanikus eredetű talajok a magasabb alumínium és vas tartalmuknak köszönhetően nagyobb a foszfor megkötő képességük. [16]

Füleky György és Tolner László egy 2005-ben publikált cikkében foszfor adszorpciós izotermák segítségével határozza meg, hogy az adott talajmintáknak mennyi az eredeti foszfortartalma. Az izoterma paraméterekkel kalkulált eredmények jól összefüggésbe hozhatóak a kémiai úton meghatározott talaj foszfortartalmának. [17] Ez a kutatás is jól mutatja, hogy izotermák segítségével jó közelítéssel meg lehet határozni egy adott talaj foszfortartalmát.

Jakab Dorottya szakdolgozatában különböző genetikájú és felhasználású termőtalajok foszfor adszorpciós viselkedésének összehasonlító vizsgálatát végezte el. A szakirodalom szerint a réti talajok többek közt a foszfor erős megkötődésével jellemezhetőek. [1] Az általa vizsgált réti talajú talajminták izotermái közel azonos, lineáris lefutásúak. A meredek adszorpciós izotermák, valamint a megállapított, többi talajmintához képest magas maximálisan adszorbeálható foszformennyiség ($c_{max} > 100 \text{ mg/kg}$) arra engedtek következtetni, hogy az általa vizsgált szántóföldi művelésű réti talajok foszfor adszorpciós kapacitása a többi talajtípushoz mérten meglehetősen nagy. A mérési eredmények tehát alátámasztják a szakirodalomban leírtakat. [20]



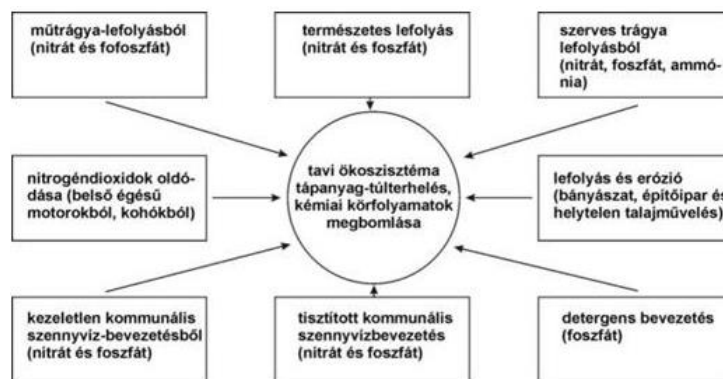
5. ábra - A réti talajtípusok Langmuir adszorpciós izotermái

2.7 Foszfor környezeti hatásai

A foszfor a növények, állatok és az ember számára egyaránt létfontosságú, esszenciális elem. Mint növényi makrotápelem, meghatározó szerepe van a növény életciklusában. A felszíni vizek eutrofizációja már $0,01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ oldott P-, illetve $0,02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ összes P-koncentrációnál is végbemehet, így P-koncentráció bármilyen kis növekedése a felszíni vizekben jelentős változással járhat [18] [19]

Az eutrofizáció során a vizekben lévő foszfor és nitrogén túl nagy mennyisége a víz algásodásához vezet. Ez a folyamat korlátozhatja az érintett vizek ivóvízként, valamint iparban történő felhasználását, illetve a környezet üdülőkörzetként való hasznosítását.

P-terhelés fokozhatja a vizek biológiai produktíóképességét, ezért elszaporodnak az elsődleges termelő szervezetek: fitoplankton, gyökerező hínár-, mocsári növények. Az eutrofizáció természetes és mesterséges tavakban egyaránt előfordul. A növények gyakorlatilag csak az ortofoszfátot képesek felvenni, ami a bioszférában szinte kizárólag teljesen oxidált formában van jelen. A vizes rendszerekben a kémhatástól függően az ortofoszfát lehetséges három alakja közül mindig csak az egyik van jelen. A semleges kémhatás környezetében a H_2PO_4 és a HPO_4^{2-} dominál. A foszforciklus kiinduló anyaga a vízben oldott ortofoszfátion, ez van limitáló mennyiségben természetes viszonyok között. [20]



6. ábra – Az eutrofizáció forrásai

Megkülönböztetünk természetes és antropogén forrásból származó foszfort, mint a vízvirágzás kiváltó okát. A természetes források közé soroljuk a vízgyűjtő területéről légköri kiülepedésből illetve a talajról a felszíni elfolyással és erózióval kerülő foszfort. Utóbbi folyamat a talaj felső 1-2,5 cm-es rétegét érinti. Míg felszín alatti vizekbe lemosódással kerülhet P-terhelés. Antropogén forrás a kommunális szennyvízből, ipari emissziókból és mezőgazdaság által használt műtrágyázásból származó foszfor.

A talaj felszínéről elfolyással távozó vízben a foszfort oldott formában és erodálódott talajrészecskékhez kötődő foszfor formájában találjuk. Ezek között a P-formák között

dinamikus egyensúly van a felszíni elfolyásban. Az oldott-P és a partikulált-P elkülönítésére a 0,45 μ m pórusátmérőjű membránszűrő alkalmazása tekinthető standard eljárásnak. Az oldott-P nagy része szervesen ortofoszfát, de találhatók benne szerves-P vegyületek és komplexek is. Az erodálódott talajrészecskékben a foszfor elsődleges és másodlagos P-ásványok formájában, szerves anyagba épülve, illetve ezeken az anyagokon szorbeált formában található. [21]

A partikulált-P a hagyományos talajművelés mellett a szántóterületekről távozó összes P-veszteségnek mintegy 75-95%-át teszi ki. [22]

Becslések szerint az összes-P terhelésből a mezőgazdasági terhelés részarányát Magyarországon 10%-ra teszik, ami Európai viszonylatban kevésnek számít. Részben ezt az arányt elősegítette a rendszerváltás utáni visszaesése a mezőgazdaságnak.

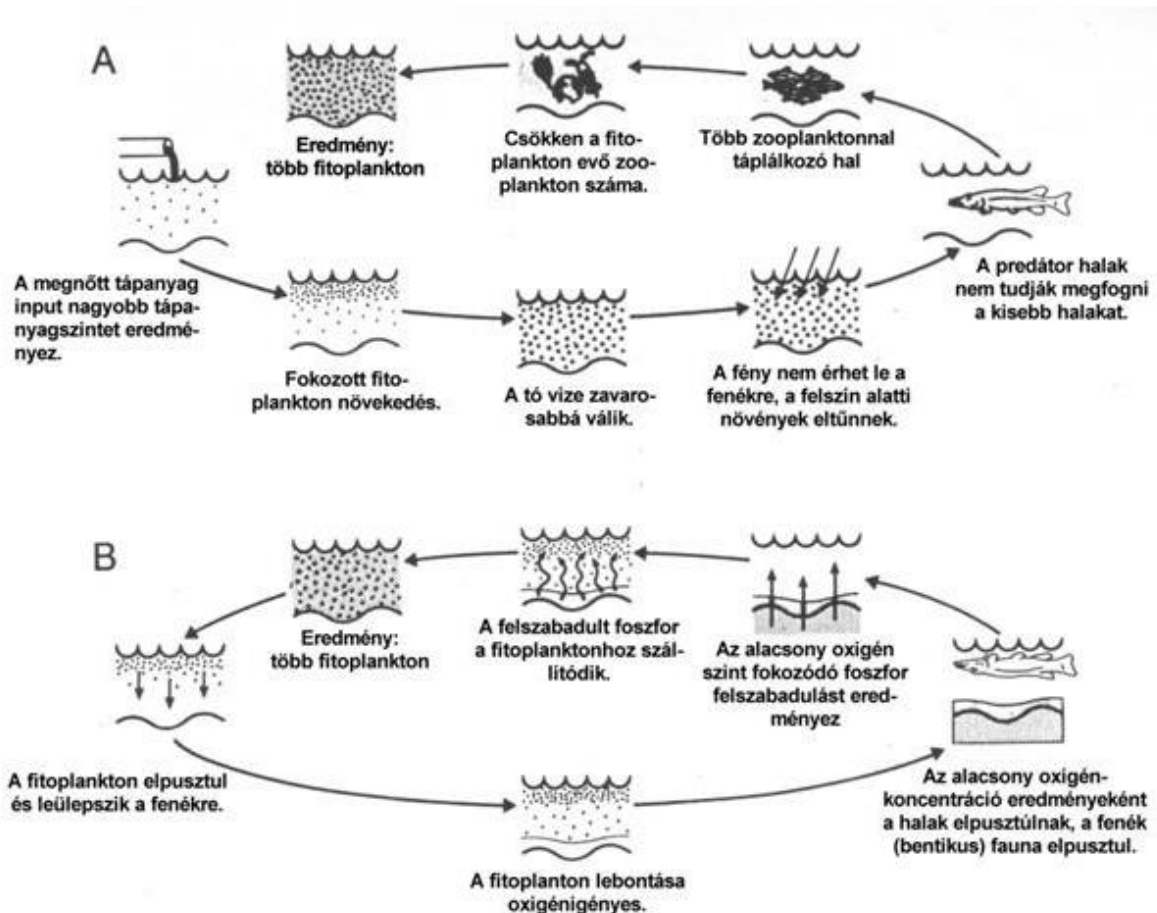
A felületi elfolyásban az erodálódott talajrészecske transzportja részecske-függő, mivel az elfolyó vízzel nagyjából az agyagfrakció és a kolloid szerves anyag mozdul el. Így általában az erodálódott – legtöbbször finom eloszlású – részecske foszfortartalma és szorpciós kapacitása nagyobb, mint az eredeti talajé.

A természetes eutrofizálódás során a tápanyag feltöltődése egy igen hosszú folyamat, mely az állóvíz kialakulásától annak feltöltődéséig tart. Az emberi tevékenység következtében kialakuló természetes folyamatoknál lényegesen nagyobb tápanyagterhelés hatására úgynevezett gyorsított (antropogén) eutrofizáció játszódik le. Kezdetben oligotróf rendszer a megnövekedett tápanyagterhelés hatására mezotróffá válik, ekkor megkezdődik az állóvíz lassú feltöltődése, ami a sótartalom növekedéséhez vezet, lefolyástalan tavak esetén. Majd a folyamat részeként a mezotróf rendszer először eutróffá válik, majd további feltöltődéssel és az idő múlásával kialakul a mocsár.

2.8 Eutrofizáció folyamatának összefoglalása:

A megnövekedett növényi tápanyagok hatására a leggyorsabban alkalmazkodó fitoplanktonok gyors szaporodásnak indulnak, ezáltal az állóvíz zavarossá válik. A zavaros víz miatt a fény kevésbé tud lehatolni a mélyebb rétegekbe, ahol a növényzet pusztulni kezd. Fény limitálttá válik az ökoszisztéma, így több oxigén fogy el, mint amennyi a fotoszintézis során keletkezik. A vízfelszín növényvel borítottsága fordítottan arányos a növények számára rendelkezésre álló fény mennyiségével: minél dúsabb a növényzet, annál kevesebb fény jut a víz alsóbb rétegeibe. Így a növények, bár túlzottan elszaporodnak, saját pusztulásukat idézik elő. A vízben fitoplankton dominancia alakul ki, ami a vizet még zavarosabbá teszi. A kék-zöld

algák túlzott növekedése is bekövetkezhet, ami a vízfelszínen hat. A halfajok összetétele is megváltozik, és a zavaros környezettel szemben toleránsabb fajok dominanciája alakul ki. A fitoplankton egy idő után elpusztul, és az elhalt növényi részek a fenékre süllyednek. Az elpusztul növényi anyagok fokozódó bakteriális lebomlása további oxigént von el a rendszerből. Az oxigénhiány miatt az aerob felsőbbrendű, igényesebb fajok kipusztulnak. Az anaerob baktériumok elszaporodása ammónia (NH_3), és kénhidrogén (H_2S) termeléssel jár. Ezek ideg- ill. gyökérmérgek, tehát a víz toxicitása fokozódik. [20]



7. ábra - Az eutrofizáció folyamata [20]

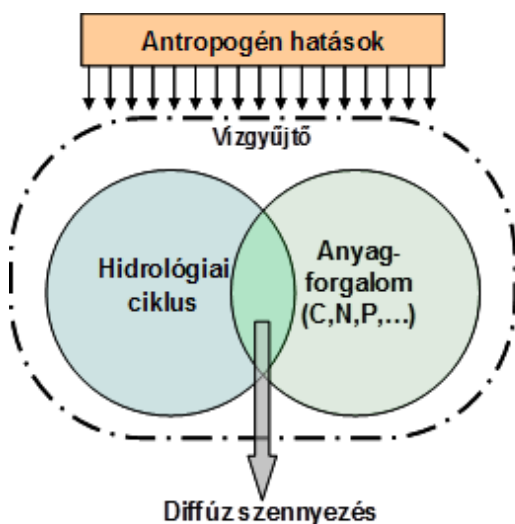
Összefoglalva az eutrofizáció következményei: [20]

- Csökken a biológiai sokféleség.
- A vízvirágzást okozó kéalgák anyagcsere termékei (cianotoxinok) halpusztulást és egyéb állatok mérgezését okozhatják.
- A nagy tömegben elszaporodó algák pusztulását oxigén hiány követi, ami halpusztulással jár.
- A vízkezelés költségei emelkednek.
- Romlik az állóvizek környezeti és esztétikai állapot.
- A víz közegészségügyi szempontból kifogásolható, így üdülésre, sportolásra alkalmatlanná válik.

2.9 Diffúz szennyezés

A diffúz, vagy nem pontszerű szennyezés jelenségét több mint három évtizede ismerjük. A probléma tehát nem új keletű, jelentősége mégis növekvő. A vízminőségi problémák többségéért ma már elsődlegesen ez a szennyezés forma tehető leginkább felelőssé. A tavak és beltengerek eutrofizálódása, a felszín alatti vizek nitrátosodása, a települési és mezőgazdasági eredetű toxikus anyagok vízi ökoszisztémákban való megjelenése többnyire a diffúz eredetű emissziók következménye. [23]

Diffúz szennyezésnek tekintjük a nagyszámú, önmagában kisebb jelentőségű, elszórt, állandó vagy időszakos jellegű pontszerű kibocsátást is, melyek együttesen már számottevő hatásúak lehetnek. A diffúz szennyezések rendszerint nagy területről érkeznek kis koncentrációban, a kibocsátások térbeli elhelyezkedése elszórt és pontosan nem ismert. Az emissziók valamilyen intenzív területhasználat, mint mezőgazdaság, település és erdőgazdálkodás következményei. [24] A szennyezés érkezik felszíni és felszín alatti lefolyással, oldott állapotban vagy szilárd formában (talajhoz/hordalékhoz kötötten), továbbá a légköri száraz/nedves kihullással. Bár az egyes lokális kibocsátások mértéke önmagában kicsi, hatásuk a vizekre összegződve jelentkezik. A szennyezés a forrásoktól valamilyen közvetítő közegen keresztül jut el a vizekig, a befogadóba történő belépés vonal vagy felület mentén történik. A terjedésben a felszíni és felszín alatti transzportnak meghatározó szerepe van a hidrológiai folyamatok mellett. A források és a pontszerű-diffúz jelleg szerinti csoportosítás némileg átfedésben van egymással, ezért megítélésük nagy körültekintést igényel. [23]



8. ábra - A diffúz szennyezés keletkezése [23]

9. ábra - A diffúz szennyezés formái a vízgyűjtőn [23]

A pontszerű és diffúz terhelések közötti eltérés nemcsak a szennyezés helyének és a terjedés útvonalának különbségéből, hanem azok időbeli változásából is adódik. A pontforrások jellemzően időben állandó kibocsátást eredményeznek. A nem pontszerű terhelést – tekintve, hogy a terjedési folyamatokat alapvetően a hidrológiai tényezők határozzák meg – sztochasztikus változások jellemzik. Ilyen értelemben különbséget kell tennünk a vízjárástól függő és az attól független (többnyire időben állandó) terhelés között. A pontszerű-diffúz jelleg megítélése ugyanakkor a lépték kérdése is: sok apró pontszerű kibocsátás együttesen, nagyobb területi léptéken már diffúzként kezelhető (például mezőgazdasági területek dréncsövei), míg egy egész város kibocsátásai egy nagy folyó, mint befogadó szempontjából pontszerűként tekinthetők. [23]

A legfontosabb diffúz szennyezők a növényi tápanyagok (nitrogén, foszfor), különféle szerves és szervetlen mikro szennyezők (nehézfémek, növény védőszer maradványok, szénhidrogén származékok), melyek oldott állapotban, vagy lebegőanyaghoz kötődve érik el a vizeket. [25], [24]).

A hazai helyzet sem mutat a nemzetközínél kedvezőbb képet. Közép-Európa legnagyobb sekély tava, a Balaton foszforterhelésének ma már több mint 85%-a nem pontszerű forrásokból származik [26], elsősorban a szennyvizek tisztítására és (részben) annak vízgyűjtőről történő kivezetésére tett erőfeszítések eredményeinek köszönhetően. A fennmaradó szennyezés oka a magas tápanyag-, elsősorban foszforterhelés, melynek döntő hányada diffúz eredetű. Az 1980-as évek végére nyilvánvalóvá vált, hogy a diffúz szennyezések jelentősége kulcsfontosságú a vízminőségi problémák megoldásában. [27]

A probléma ma is megoldásra vár, hiszen míg korábban a nagy pontszerű kibocsátások egyértelmű hatásai elfedték a diffúz szennyezést, a szennyvíztisztítási technológiák tökéletesítésével és az alkalmazás egyre nagyobb elterjedésével a nem-pontszerű szennyezések „láthatóvá” váltak, szerepük növekszik.

A talajok mezőgazdasági műveléséből, illetve az ehhez felhasznált kiszórt műtrágyából származó foszfor diffúz forrásnak tekinthető. A kutatásom során a talajtípusokhoz próbáltam egy jellemző izotermát rendelni, mely segítségével pontosabb becslést lehet tenni a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területekről történő lemosódásból származó partikulált illetve oldott formában lévő foszforterhelésre.

3 Anyag és módszer

3.1 A mintavétel leírása, valamint a mintavételi helyszínek bemutatása

Célterületként a Szolnoktól északkeletre 25 km-re lévő, a Tisza partján elhelyezkedő Nagykőrű és környéke lett kijelölve, amely területet talajtanilag jól feltérképezett és nagy változatosság jellemzi. A területen megtalálható talajokat több adatbázis összevetésével kategorizáltam, majd az egyes kategóriákba tartozó típusokból több talajmintát vettem. A mintavételi pontokat úgy határoztam meg, hogy azonos talajtípusba tartozzanak. Mivel a minták vizsgálata során egy az adott talajtípusra jellemző izoterma meghatározása volt a célom.

A célterület jellemző talajtípusait a Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Kutatóközpontjának Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében (MTA TAKI) szerkesztett agrotopográfiai térképsorozat és a térképsorozat adataiból kialakított számítógépes adatbázis (AGROTOPO), illetve a területre a TAKI által a területre a Kreybig felmérésből készített talajtérképek összemetszésével határoztam meg. Az AGROTOPO adatbázis olyan talajtani paramétereket tartalmaz, mint a genetikus talajtípus, a talajképző kőzet, a fizikai talajféleség, vagy a termőréteg vastagság, míg a Kreybig talajtérkép talajfizikai paraméterek alapján különíti el a talajokat. Az összemetszésből adódó területegységeken a talaj homogénnek tekinthető, feltételezve az adatok helyességét.

[<http://mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetinformatikai-osztaly/agrotopo>]



10. ábra – Mintavételezési térkép

A mintavételezés 2015.03.15-én történt. Minden minta szántóművelés alatt álló területekről történt. Mind a 11 minta esetében átlagmintákat vettünk a talaj felső 10 cm-es rétegéből; az adott területen 50 m-es távolságokból, 5 pontról vételeztünk részmintákat, amelyekből azonos mennyiségeket mértünk ki. Az átlagminta vétel előnye, hogy a pontmintánál jobban jellemzi a vizsgálandó területet, lehetőséget nyújt a területen belül tapasztalható különbségek torzító hatásának kiküszöbölésére. [11]

3.1.1 Mintavételi adatok

Talajminta sorszám	Területhasználat	Lokáció	Földrajzi egység	Talajtípus	Kód	GPS
1	Szántó	47°16'46.9"N 20°22'11.7"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT1	3
2	Szántó	47°17'19.5"N 20°23'29.6"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT2	4
3	Szántó	47°17'37.9"N 20°23'27.8"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT1	5
4	Szántó	47°18'16.4"N 20°23'37.2"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT1	6
5	Szántó	47°18'33.3"N 20°24'37.7"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT1	7
6	Szántó	47°17'25.9"N 20°24'54.4"E	Nagykörűi mélyártér pereme	Réti talaj, agyagtalaj	TT2	8
7	Szántó	47°17'10.2"N 20°24'30.5"E	Nagykörűi mélyártér pereme	Réti talaj, agyagtalaj	TT2	9
8	Gyümölcsös	47°17'13.6"N 20°25'19.1"E	Nagykörűi homokos gyümölcsös	Humuszos homoktalaj, agyagtalaj	TT3	10
9	Gyümölcsös	47°17'04.9"N 20°25'30.0"E	Nagykörűi homokos gyümölcsös	Humuszos homoktalaj, agyagtalaj	TT3	11
10	Gyümölcsös	47°16'54.6"N 20°25'30.8"E	Nagykörűi homokos gyümölcsös	Humuszos homoktalaj, agyagtalaj	TT3	12
11	Szántó	47°17'53.1"N 20°23'58.7"E	Nagykörűi mélyártér	Réti talaj, agyagtalaj	TT1	13

A vizsgálatok során, egyelőre a TT1 és TT2-es kódú talajokat vizsgáltam meg, mivel ezek talajt genetikailag és szerkezetileg is nagyon hasonlóak. A TT3-mas minták további kutatásaim részét képezik.

3.2 Foszfor adszorpciós vizsgálatok

Nincs egységesen meghatározott mérési procedúra a talajok foszfor adszorpciós vizsgálatának elvégzésére, annak ellenére, hogy több kutatás is volt erre vonatkozóan [28]. Gyakran mutatkoznak eltérések a minta előkészítési folyamatokban és a mérési körülményekben egyaránt. Esetenként eltérőek lehetnek az alkalmazott reagensek és az analízis módja is.

A vizsgálatok a következő lépéseken keresztül történtek. A mintavételt követően, minták homogenizálását végeztem el. Első lépésként átszitáltam, majd az átszitált mintát alaposan elkevertem, hogy kellően homogén legyen. Mindegyik minta esetében meghatároztam a talajok szárazanyag tartalmát, amihez körülbelül 2 g talajt 24 órán keresztül, 105°C-on szárítottam. Minden mintából 1 liternyi oldatot készítettem, ehhez a megfelelő szárazanyag-tartalommal korrigált mennyiségű talajt mértem be analitikai mérlegen. Az 1 literes normál lombikot ion-cserélt vízzel jelig töltöttem, majd az oldat felrázását követően 10db, 100 ml-es részegységekre öntöttem szét mérőhenger segítségével. A részmintákat foszforra nézve 1000 mg/l-es KH_2PO_4 -oldattal kezeltem. 250 ml KH_2PO_4 -oldat elkészítéséhez 1,096 g szilárd KH_2PO_4 bemérésére és desztillált vízben való feloldására volt szükség. A talajmintákhoz annyi foszfor oldatot adtam, hogy a részminták foszfor koncentrációja a következők legyenek: 0,0; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0; 1,5 és 2,0 mg/l.

Ezt követően a mintákat szobahőmérsékleten 24 órára rázógépre helyeztem, amit előzetesen 120 1/min fordulatszámra állítottam be. Majd 24 óra elteltével a rázatását követően 24 órát hagytam a mintákat ülepedni, hogy ki tudjon alakulni az oldatban lévő és talajrészecskékhez kötődő foszfor között az egyensúlyi



11. ábra – Minta előkészítés

koncentráció. Mivel a szuszpenzióknak erőteljes alapszíne volt, ami így fotometriás mérést megnehezítette volna. Ezért a különböző foszfor koncentrációjú részegységekből adott mennyiségű oldatot Labofuge 400 R centrifugába helyeztem, melyben a mintákat 10 percig 4000 1/min fordulatszámom centrifugáltattam.

Majd a lecentrifugált oldatokat 0,2 μm pórusméretű membránszűrőn, vákuumszűrő segítségével szűrtem le. A szűrt minták foszfortartalmát szabvány szerint fotometriás módszerrel határoztam meg. 50 ml-s Erlenmeyer lombikba 12,5 ml szűrt mintát és 12,5 ml desztillált vizet mértem ki, majd 1 ml molibdenát reagenst és 0,25 ml aszkorbinsav reagenst adagoltam hozzá, a lépések között összeráztam a lombik tartalmát. Majd minden különböző koncentrációjú szűrt mintára megismételtem ezeket a lépéseket. A reagens adagolást követően 20 percet vártam a reakció lejátszódását lehetővé téve, a minták fotometriás mérését csak ezt követően kezdtem el. Nanocolor 400D fotométer segítségével 800nm-n vizsgáltam a mintákat, melyről közvetlenül foszfát-foszfor koncentrációt olvastam le mg/l-be.



12. ábra – Laboratóriumi vizsgálat

3.3 Görbeillesztési módszer alkalmazása Langmuir- és Freundlich-modellre

A korábbi fejezetben leírtaknak megfelelően a talajminták adott mennyiségű foszforoldattal lettek kezelve, ennek során a talajszemcsék és az oldatt között kialakul egy koncentráció egyensúly, amely történhet adszorpció vagy deszorpció által. Az így megkötődött foszformennyiség (C_a' [mg/kg]) az alábbi módon állapítható meg:

$$c'_a = \frac{c_0 - c_e}{S} \text{ , ahol}$$

C_0 a hozzáadott foszforoldat koncentrációja [mg/l],

C_e az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja [mg/l],

S a talaj szuszpenzió [kg/l].

A modellek paramétereinek meghatározását paraméteroptimalizációval, a Microsoft Excel Solver bővítményének segítségével végeztem. A bővítmény adott megkötések figyelembe vételével keresi meg a célfüggvény minimumát vagy maximumát, a leíró paraméterek változtatása által.

[<http://office.microsoft.com/hu-hu/excel-help/problema-meghatarozasa-es-megoldasa-a-solverrel-HP010342416.aspx>]

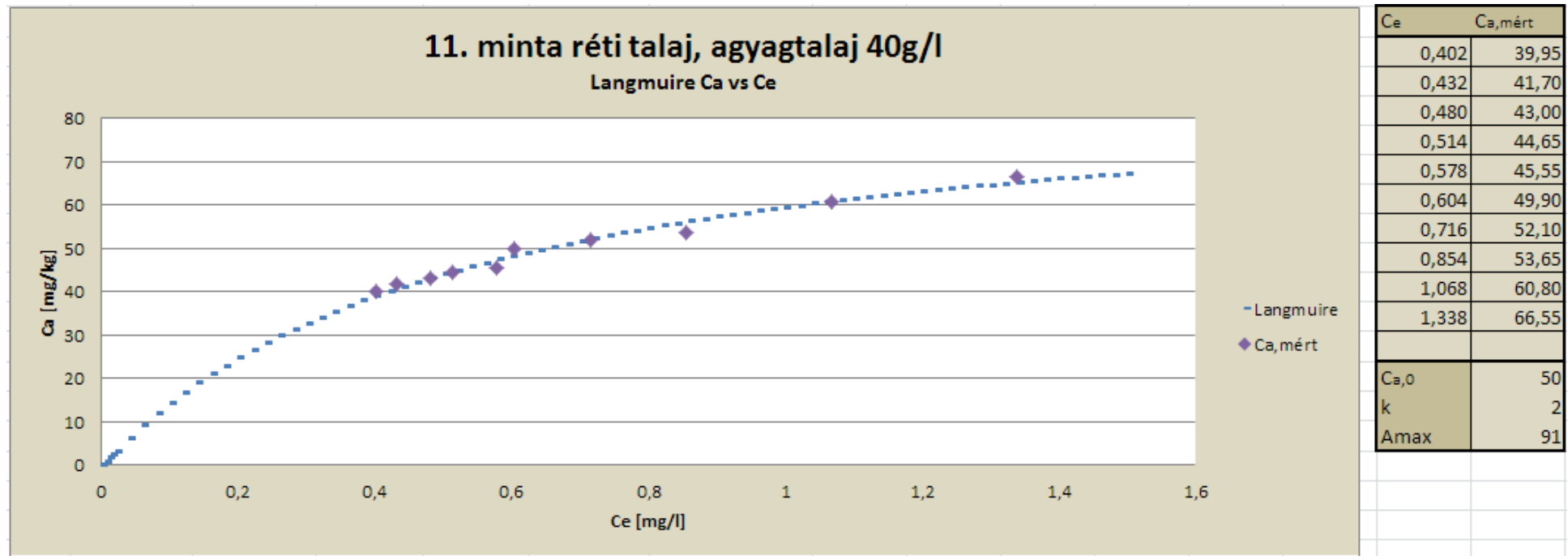
Az általam végzett számítások esetén a célfüggvény a mért és a Langmuir-, illetve Freundlich-moddal kiszámított C_a értékek eltérésnégyzeteinek összege:

$$\Sigma(C_{a,mért} - C_{a,számított})^2 .$$

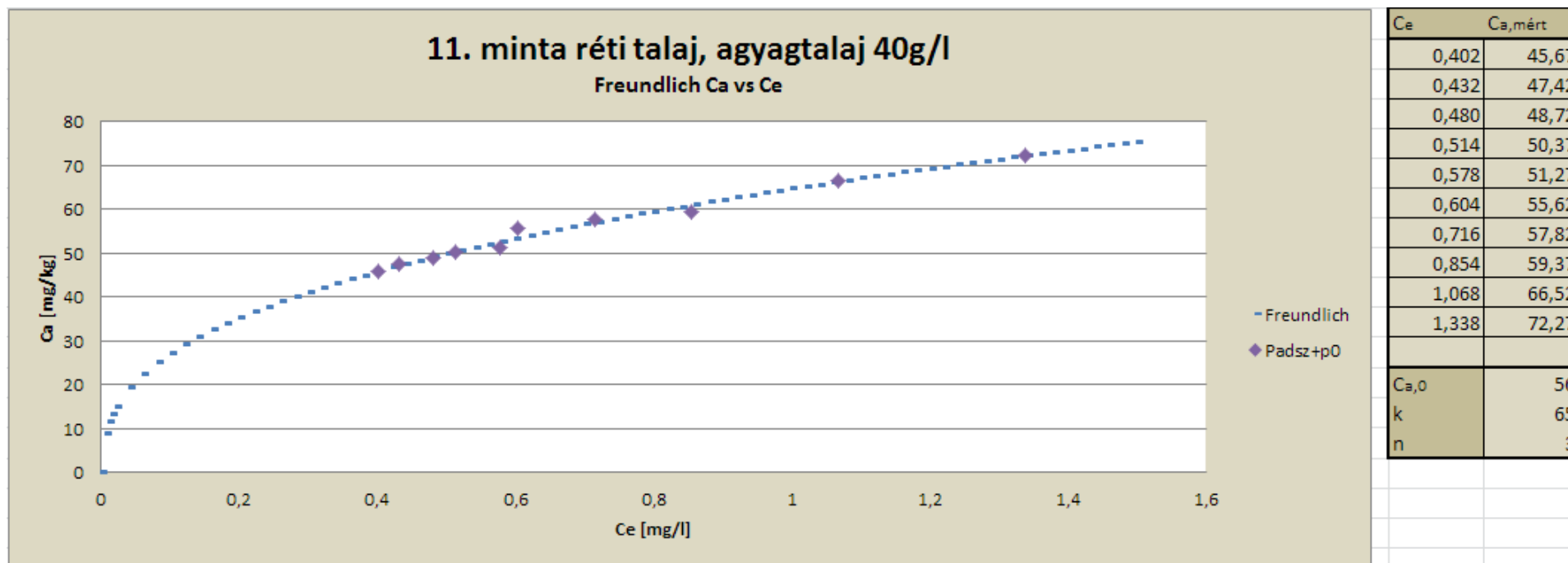
A cél tehát ezen összeg minimalizálása volt, amely eléréséhez a bővítmény a változócellákban lévő paramétereket (Langmuir-izoterma esetén: k és A_{max} és $C_{a,0}$, Freundlich-izoterma esetén: k és n és $C_{a,0}$ 2.5.1 fejezetben tárgyaltak szerint) a kikötésnek megfelelően módosította. A paraméterek megadásával így már felírhatóvá váltak az adott talajok adszorpcióját jellemző izotermák egyenletei. Ebben az eljárásban az az újszerű, hogy a görbeillesztés segítségével határozzuk meg a kezdeti $C_{a,0}$ foszfor koncentrációt is, mely ismerete szükséges a valós görbe meghatározásához.

4 Eredmények és értékelésük

A következő lépésben a mérési eredmények alapján megállapított C_a értékeket ábrázoltam a C_e egyensúlyi foszforkoncentráció függvényében, a kapott adatsorra pedig ráillesztettem a Langmuir-, valamint a Freundlich-izotermát.



13. ábra – 11. minta réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire Ca vs Ce



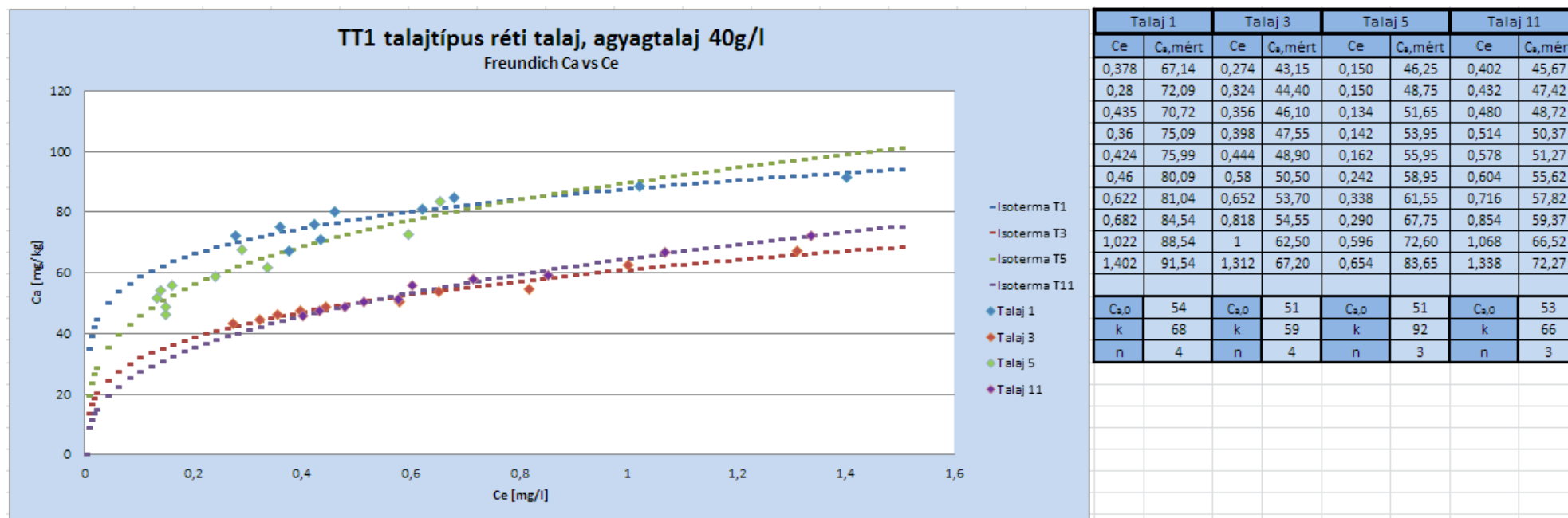
14. ábra – 11. minta réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich Ca vs Ce

Hasonló módon ábrázoltam a TT1 és TT2 es talajtípusba tartozó összes mintát is. Megállapítható, hogy mindkét izoterma modellel jól közelíthetőek voltak a talajon megkötődött foszfor koncentrációk. A 11-es minta esetében a Freundlich-izoterma jobb közelítést mutat, mint ahogy igaz ez a TT1-es típusba tartozó mintákra is. Azonban a TT2-es típusba tartozó talajok a Langmuire-izotermával jobban modellezhetőek.

Megfigyelhető, hogy a Langmuire-izoterma a kezdeti szakaszban nem olyan meredeken emelkedik és a magasabb C_e értékek felé ellaposodik a telítési görbe jellege miatt.

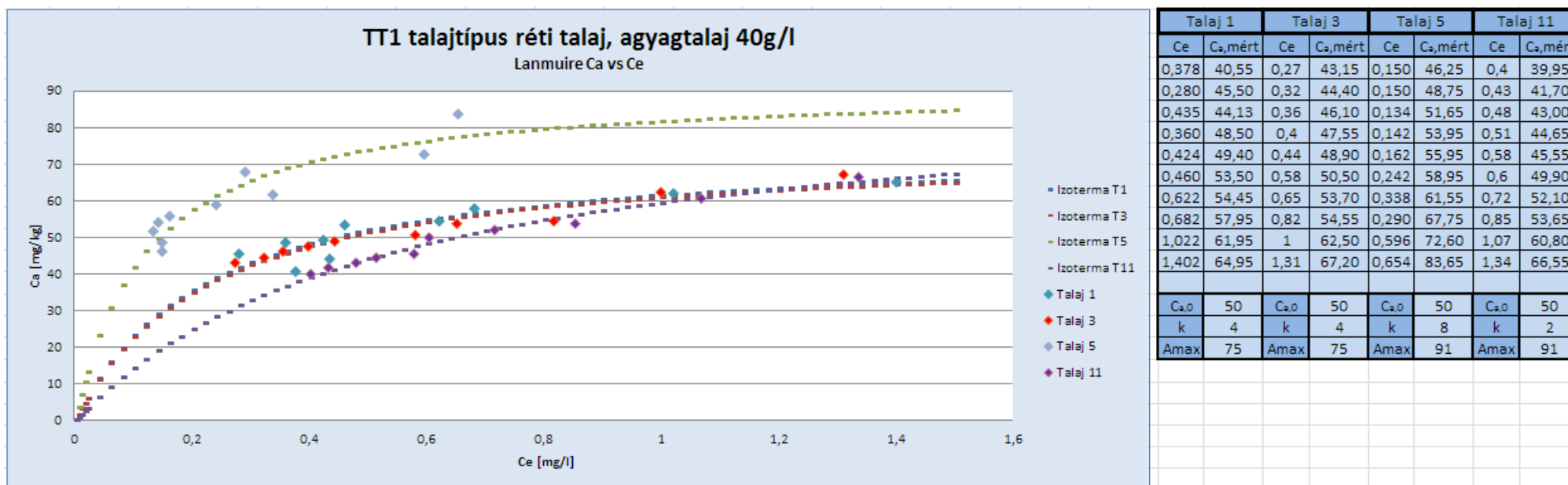
A számítások során korrigálással is éltem, ehhez megvizsgáltam a mért és a kiszámított C_a értékek eltérésnégyzeteinek és az eltérésnégyzetek átlagának százalékos eltérését. Amennyiben 100 %-nál nagyobb különbséget tapasztaltam, úgy kivettem az adott kiugró értéket az adatsorból. Így a 6. mintából 3 mérési értéket kellett kivennem. A 2. és 4. minta annak ellenére, hogy a vizsgált talajtípusba tartozik, más izoterma jellegűt mutat. Ezért a további értékelésből ezeket a mintákat kihagytam.

A könnyebb összehasonlíthatóság miatt az azonos típusba eső minták görbeillesztéssel optimálisnak talált paraméterű izotermáit egy diagramon ábrázoltam.



15. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich Ca vs Ce

Ugyan így elkészítettem a diagramot a Langmuire-izotermák ábrázolásával is.

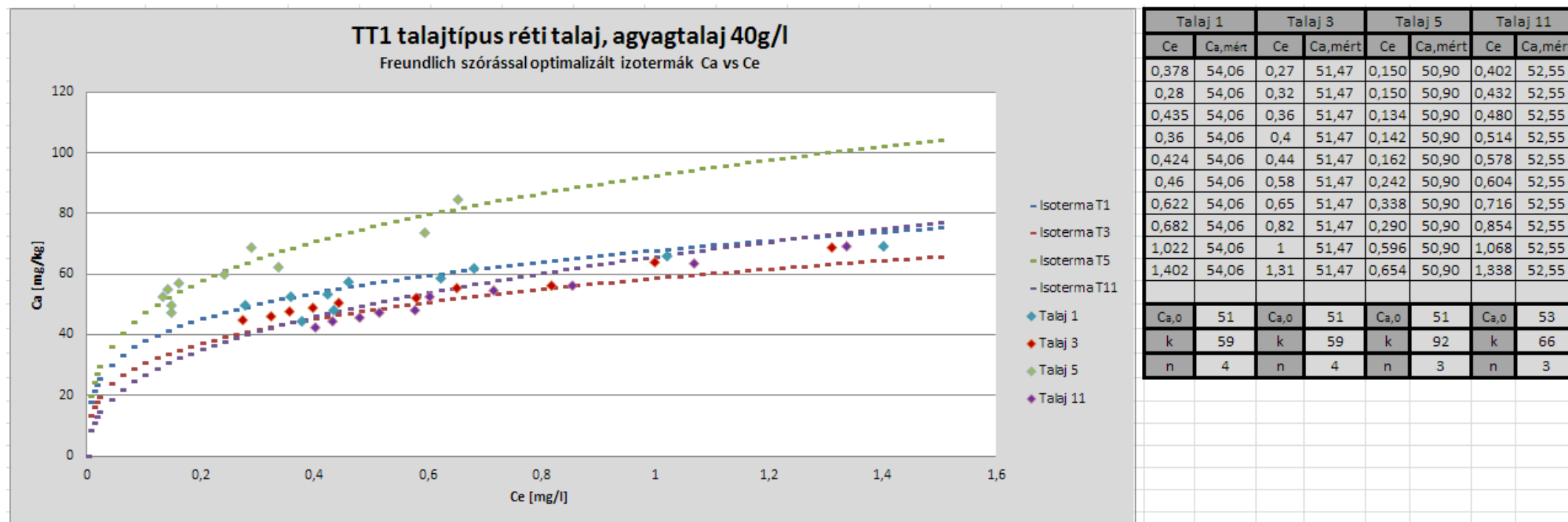


16. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire Ca vs Ce

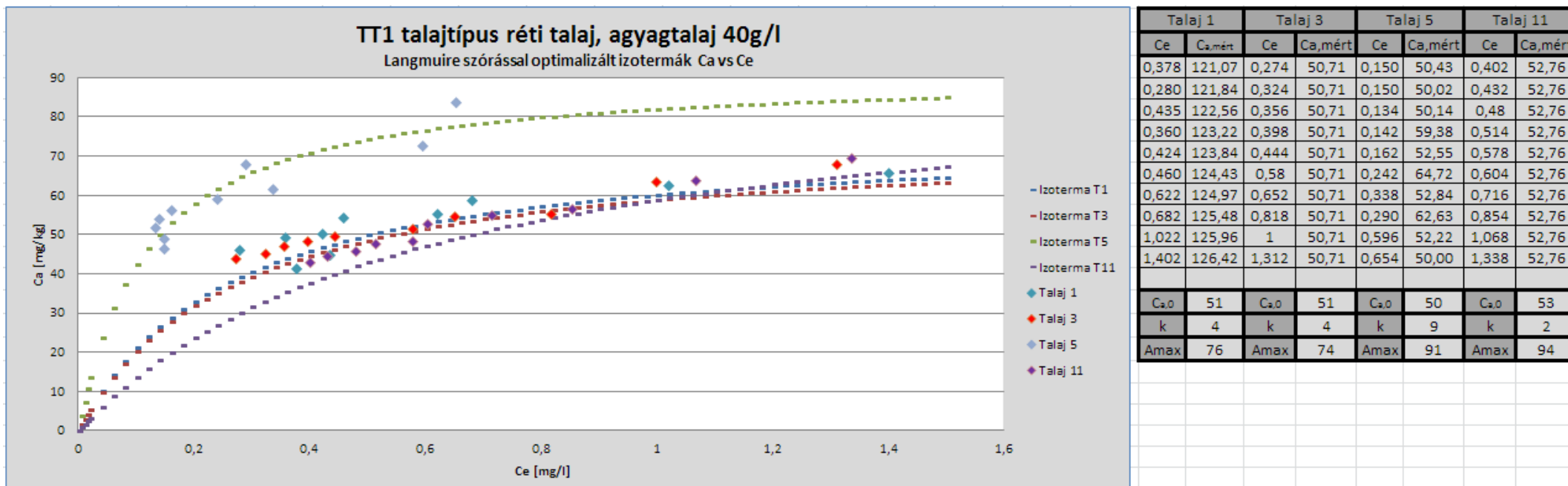
Az egyes talajmintához tartozó görbék mind a Freundlich mind a Langmuire-izotermák esetében hasonló jellegűek, az eltérések főként a különböző $C_{a,0}$ értékekből fakadnak. Az adott talajtípusra jellemző izoterma kialakításában, ezért megpróbáltam a különböző mintákra optimalizált görbéket egymáshoz közelíteni.

Ezt úgy értem el, hogy a különböző minták C_a értékei eltérésnégyzeteinek összegéből vett szórást határoztam meg célfüggvénynek, majd minimalizáltam a Solver bővítmény segítségével. A paraméterváltozók ugyanazok maradtak (Langmuir-izoterma esetén: k és Amax, Freundlich-

izoterma esetén: k és n). Mindig az egyes talajmintákra legjobban illeszkedő izoterma paramétereiktől indítottam az optimalizációt. Ezért, ha az eltérésnégyzetek összegéből vett átlagot határoztam volna meg célfüggvénynek, akkor a görbék nem közeledtek volna egymáshoz. Mivel az átlag minimuma mindig az egyes minták eltérésnégyzet összeg minimumánál van.

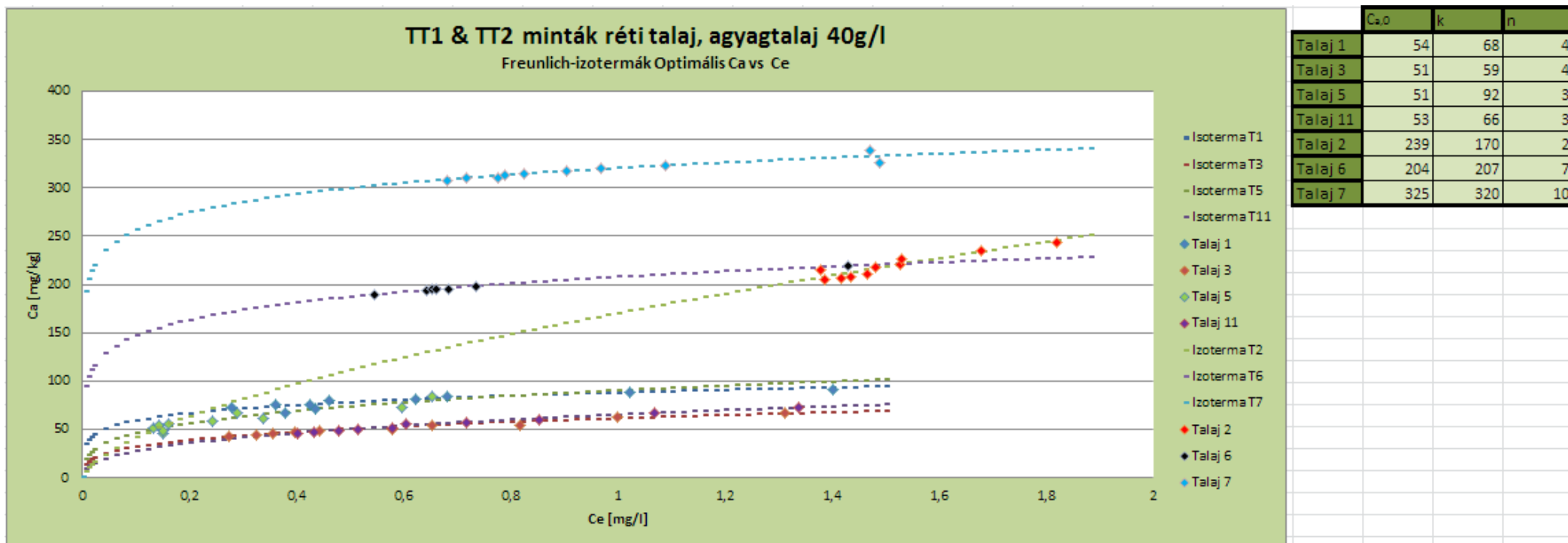


17. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich szórással optimalizált izotermák Ca vs Ce



18. ábra – TT1 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire szórással optimalizált izotermák Ca vs Ce

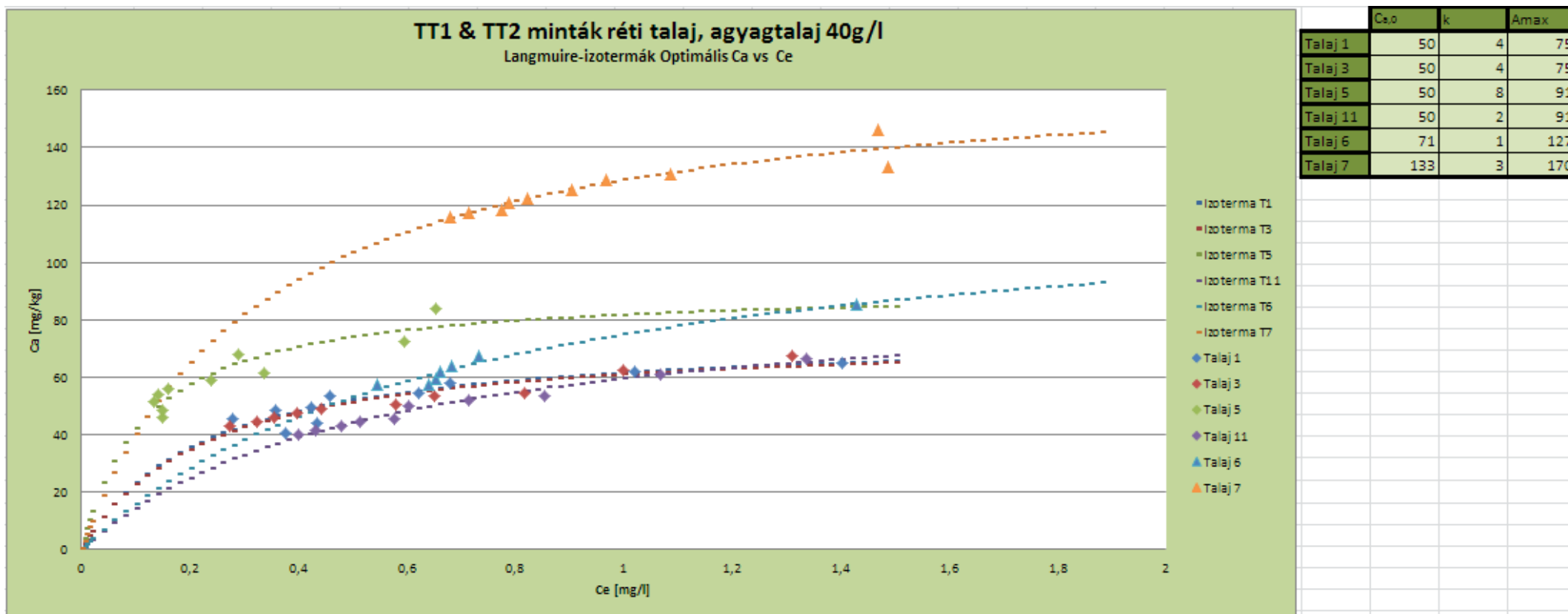
A TT1 és TT2-es talajokról elmondható, hogy mindkettő genetikai típusát tekintve réti talaj illetve fizikai féleségét tekintve agyagtalaj. Így talaj genetikai és szerkezeti szempontból is nagyon hasonlóak. Mindkettő a nagykörűi mélyártér területén fekszik. Különbség a kettő között, hogy a TT2-es talaj típusba tartozó mintavételi pontok a Kreybig féle osztályozás szerint más fizikai tulajdonságúak. A diagramok alapján jól látható, hogy a foszfor adszorpciós képessége a két típusnak, hasonló izotermával írható le. Így megpróbáltam mindkettőt azonos görbével jellemezni, ahogyan TT1-es mintákkal már bemutattam.



19. ábra – TT1&TT2 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Freundlich-izotermák optimális Ca vs Ce

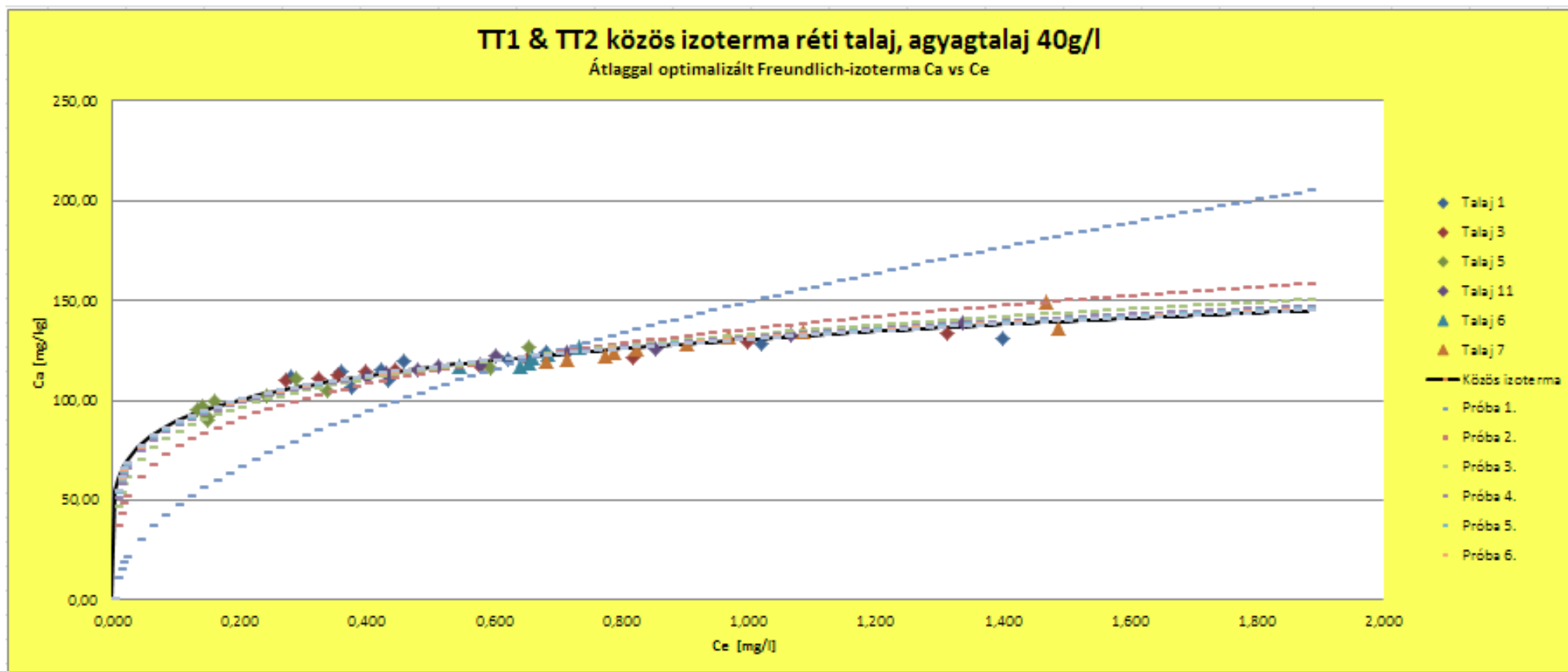
Látható, hogy a 2. minta (Talaj 2) jellege teljesen eltér a többitől (Feltehetően jóval magasabb kolloidtartalom, esetleg vas és alumínium tartalom, vagy más kémhatás jellemzi), ezért továbbiakban kihagytam az optimalizációs folyamatból. Ugyanakkor megfigyelhető, amire a nagyon hasonló szerkezeti és talaj genetikai tulajdonságokból következtetni lehetett, hogy a mintákat leíró izotermák a $C_{a,0}$ értékeiből fakadó eltérésektől eltekintve azonos alakúak.

Ugyan azzal a módszerrel, ahogy a TT1 típusú talajnál, szórással optimalizálva közelítettem egymáshoz az izotermákat. Az eredmény megmutatta a közös izoterma várható jellegét és helyzetét a diagramon. Az előbbiekhöz hasonlóan az átlaggal végzett optimalizáció nem vezetett célra.



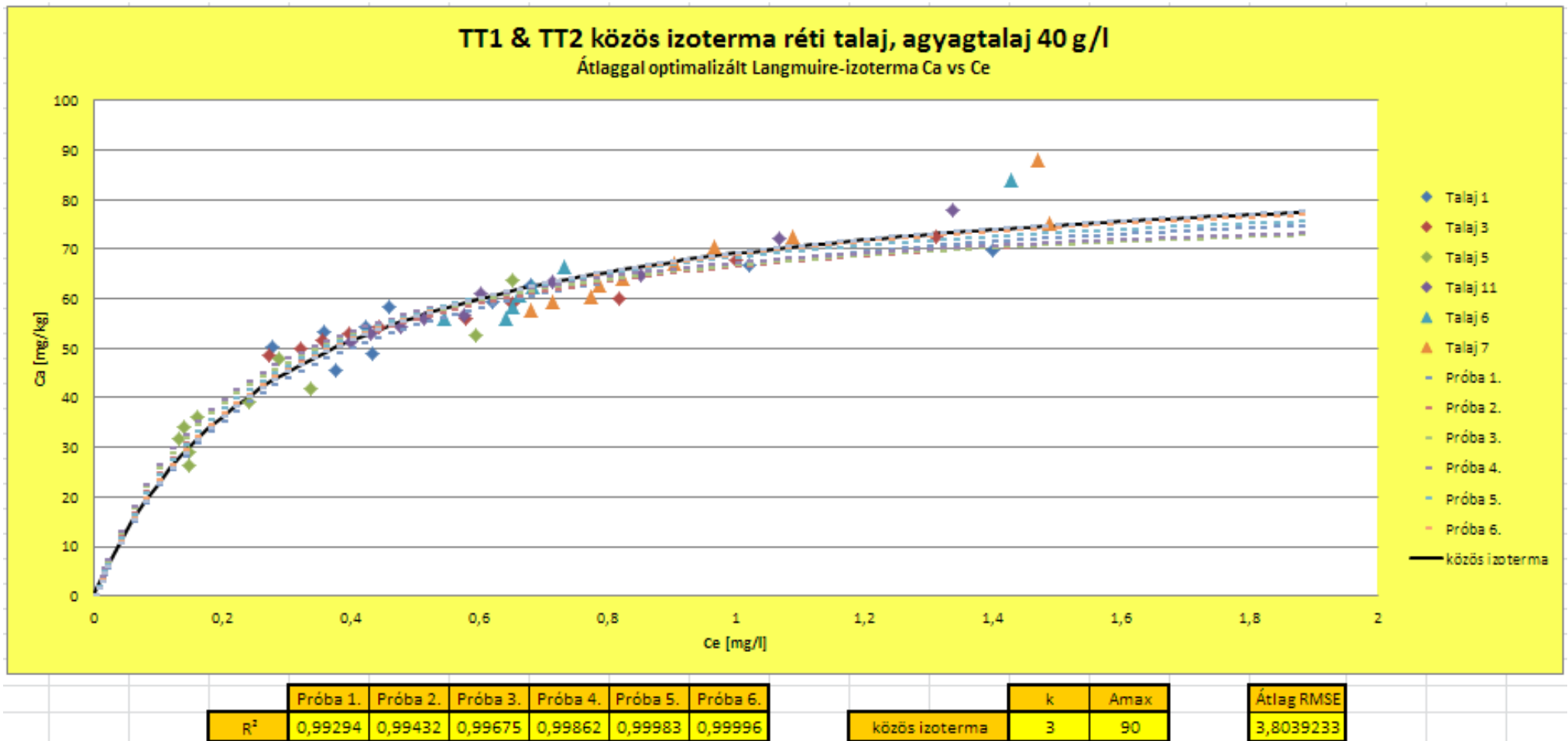
20. ábra – TT1&TT2 talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Langmuire-izotermák optimális Ca vs Ce

Mivel az így kapott izotermák még jobban hasonlítottak egymásra, így megpróbáltam egy közös görbével jellemezni az adott talajtípust. A szórással optimalizált közös izoterma nem mutatott, megfelelően pontos illeszkedést a pontokra. Ezért következő lépésként az eltérésnégyzetek átlagát minimalizáltam, így a közös izoterma jobban jellemezte a mérési eredményeket. Itt már használgató volt az átlaggal való optimalizáció, mivel a közös izotermaparaméterek miatt a görbék eltértek a kezdeti egyes mintákra legoptimálisabb esettől.



	Próba 1.	Próba 2.	Próba 3.	Próba 4.	Próba 5.	Próba 6.		k	n	Átlag RMSE
R^2	0,876478	0,978597	0,995524	0,99912	0,999849	0,999984	Közös izoterma	131	6	3,20

21. ábra – TT1&TT2 közös izoterma talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Átlaggal optimalizált Freundlich-izotermák Ca vs Ce



M_i **22. ábra – TT1&TT2 közös izoterma talajtípus réti talaj, agyagtalaj 40g/l, Átlaggal optimalizált Langmuire-izotermák Ca vs Ce** 1.)
 mindkét esetben az 5%-os hibahatáron belül vannak. Az optimalizációt az eddigiekhez hasonlóan végeztem azzal a kivétellel, hogy mindegyik mintához tartozó egyensúlyi foszfor koncentráció sorozatot ugyan azzal a k és n, illetve k és Amax értékkel jellemzett izotermával közelítettem és az egyetlen nem közös változónak a C_{a,0} értékét hagytam meg.

4.1 Eredmények táblázatos összefoglalása

	Optimális							
	Freundlich				Langmuire			
	Ca,0	k	n	RMSE	Ca,0	k	Amax	RMSE
Talaj 1	174	185	13	3,09	50	4	75	3,13
Talaj 3	50	61	4	1,35	50	4	75	2,22
Talaj 5	50	90	3	3,77	50	8	91	4,12
Talaj 11	56	65	3	0,99	50	2	91	1,23
Talaj 6	204	207	7	1,92	71	1	127	1,89
Talaj 7	325	320	10	3,10	133	3	170	3,04
	Közös átlag RMSE				Közös átlag RMSE			
	2,37				2,60			

	Szórással közelített							
	Freundlich				Langmuire			
	Ca,0	k	n	RMSE	Ca,0	k	Amax	RMSE
Talaj 1	120	133	9	4,02	51	4	72	4,23
Talaj 3	98	109	5	4,02	55	4	78	4,23
Talaj 5	50	86	4	4,02	50	9	92	4,23
Talaj 11	72	75	5	4,02	63	3	93	4,23
Talaj 6	168	170	5	4,02	70	1	119	4,23
Talaj 7	265	261	12	4,02	123	3	154	4,23
	Közös átlag RMSE				Közös átlag RMSE			
	4,02				4,23			

	Közös Átlaggal optimalizált izoterma							
	Freundlich				Langmuire			
	Ca,0	k	n	RMSE	Ca,0	k	Amax	RMSE
Talaj 1	116	131	6	4,15	55	3	90	3,87
Talaj 3	117	131	6	2,84	55	3	90	3,20
Talaj 5	93	131	6	3,82	30	3	90	4,26
Talaj 11	122	131	6	1,12	61	3	90	1,88
Talaj 6	130	131	6	3,32	70	3	90	4,54
Talaj 7	136	131	6	3,96	75	3	90	5,08
	Közös átlag RMSE				Közös átlag RMSE			
	3,20				3,80			

5 Összefoglalás

A kutatómunkám során az volt az célom, hogy különböző talajtípusok foszfor megkötő képességét jellemezsem több adott típusba tartozó talaminta adszorpciós izotermáinak segítségével. Cél volt még olyan izoterma keresése, melyekkel az adott talajtípusba tartozó minták közösen jellemezhetőek.

Mintavételi helyszínnek a Tisza partján elhelyezkedő Nagykörű és környéke lett kijelölve, amely területet talajtanilag jól feltérképezett és nagy változatosság jellemzi. A vételezett talajok genetikai talajtípusai között találhatóak nagy agyagtartalmú réti talajok és humuszos homoktalajok réti öntéstalajok, valamint szolonyec talajok is. Jelen dolgozatban a réti talajokat vizsgáltam.

A minták foszfor adszorpciós tulajdonságainak vizsgálatát a következő mérési procedúra szerint végeztem. A talajmintákhoz ismert töménységű foszforoldatot adagoltam, majd 24 óra rázatást és 24 óra üleptetés követően centrifugáltam és leszűrtem majd a vizes fázis foszforkoncentrációját fotometriás módszerrel határoztam meg. A hozzáadott foszfor és az egyensúlyi oldatban maradt foszformennyiség különbségeként kiszámítható a talajszemcséken megkötődött foszfor mennyisége. Az adszorbeálódott foszformennyiség és az egyensúlyi oldat foszforkoncentrációja közötti kapcsolat leírására Langmuir- és Freundlich-összefüggéseket alkalmaztam.

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy az azonos talajtípusba tartozó minták többsége hasonló jellegű adszorpciós izotermákkal jellemezhetőek. A modellezés során sikerült olyan görbét találni a Freundlich-, és a Langmuire-izoterma esetében is, amellyel jól leírható az adott talajtípus. Így megállapítható, hogy a talaj $C_{a,0}$ kezdeti adszorbeált tartalmától függően elhelyezhető a kapott göbén. Ezek a tapasztalatok segítséget nyújthatnak diffúz szennyezések modellezése vagy a foszfor terhelés csökkentéséhez köthetően a mezőgazdasági műtrágyázás optimalizálása során is.

A módszer teljes igazolásához szükséges lenne elvégezni a talajok valós kezdeti adszorbeált foszfor mennyiségét is valamely ismert analitikai módszerrel, csak ez után lehetne a módszer további alkalmazásairól dönteni.

A vizsgált koncentrációtartományban mindkét izoterma modellel jól leírhatók a mérési pontok. A pontosabb eredmények érdekében, azonban célszerű lenne az alacsonyabb és a magasabb koncentrációtartományt is megvizsgálni.

6 Idézett forrásmunkák

- [1] F. G. F. G. Stefanovits Pál, Talajtan, Budapest: Mezőgazda Kiadó, 1999.
- [2] F. Gy., Talajkémia, Budapest: Akadémia Kiadó, 1988.
- [3] T. L., Talajtan és agrokémia alapja, Egyetemi jegyzet, Gödöllő: Szent István Egyetem. Vadgazda Mérnöki Szak – Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, 2005.
- [4] C. A. F. & S. W. H., „A literature review and evaluation of the Hedley fraction: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems, kötet 64. kötet, 1. szám Geoderma, pp. 197-214, 1995.
- [5] D. H. E., Talaj- és talajvízvédelem, Magyarország: TAMOP 4.2.5 Pályázat könyvei, 2011.
- [6] W. Rathje, Zur Kenntnis der Phosphate, VI. Das Phosphatgleichgewicht im Boden, 1942.
- [7] H. Árpádné, „Foszfátmegkötés és mobilizáció vizsgálata hazai talajtípusokon,” *A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Osztályának közleményei*, %1. kötet 16., szám 1., pp. 129-131., 1959.
- [8] P. Stefanovits, Talajtan, Budapest: Mezőgazda Kiadó, 1992.
- [9] H. L. Z. L. Fekete Zoltán, Talajtan és agrokémia, Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, 1967.
- [10] L. W., Dynamik der mitteleuropaischen Mineralböden, Dresden: 4. Aufl. Stainkopff., 1957.
- [11] D. F. György, Geológiai körfolyamatok jegyzet, Gödöllő, 2011.
- [12] J. L. L. W. L. Z. Q. Zhuo, „Effect of pH, ionic strength, and temperature on the phosphate adsorption onto lanthanum-doped activated carbon fiber,” *Journal of Colloid and Interface Science*, kötet 364. kötet, szám 2., pp. 490-496., 2011.
- [13] L. C. & N. I., „Környezeti folyamatok modellezése,” 2006.
- [14] O. Andrásné, „Foszforszorpció vizsgálata homoktalajokon,” in *Agrokémia és Talajtan*, kötet 33., Akadémiai Kiadó, 1984., pp. 228-238..
- [15] B. Kinga, „Gemenc Béda-Karapancsa üledékének és talajának foszfor adszorpciója,” *Hidrológiai tájékoztató*, pp. 21-23, 2012.
- [16] S. J. György Füleky, „Phosphate adsorption on soils in the Gurghiu and Harghita

- mountains, Romania,” *Carpath. J. of Earth and Environmental Sciences*, kötet 2., szám 1., pp. 25-32., 200.
- [17] T. L. Füleky György, „Determination of the phosphate content originally adsorbed on the soil by fitting an adsorption isotherm model,” Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, University of Agricultural Sciences Gödöllő, Gödöllő, 2006.
- [18] K. J. Vollenweifer R. A., „The leaching concept as a basis for controlling eutrophication: Philosophy and preliminary results of the OECD program on eutrophication,” *Progr. Wather. Technol.*, kötet 12, pp. 5-32., 1980.
- [19] S. S. J. Sharpley A. N., „Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural run off,” *J. Environ. Qual.*, kötet 18., p. 313–316., 1989.
- [20] www.agr.unideb.hu/ebook/vizminoseg/az_eutrofizci_folyamata.html
- [21] A. é. Talajtan, „A talaj foszfor veszteségei,” *Szemle*, kötet 53, szám 1-2., pp. 165-180., 2004.
- [22] A. B. J. e. al, „Phosphorus losses in run off as affected by tillage,” *Soil Sci. Soc. A. J.*, kötet 49., pp. 1523-1527, 1985.
- [23] C. A. Kovács Ádám, „Diffúz szennyezés modellezése vízgyűjtő léptékben: esettanulmány tapasztalatok kézirat,” BME VKKT, Budapest, 2008.
- [24] E. J. F. R. J. A. a. D. R. D’Arcy B.J., „Diffuse Pollution Impacts: The Environmental and Economic Impacts of Diffuse Pollution in the UK,” *Chartered Institute of Water and Environmental Management*, 2000.
- [25] C. N. C. D. H. R. S. A. a. S. V. Carpenter S.R., „Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen,” *Ecological Applications*, kötet 8, pp. 559-568., 1998.
- [26] I. V. S. L. Clement A., „A Balaton vízminőségi állapotának értékelése. A Balaton,” Budapest, Vízügyi Közlemények különszám, szerk: Dr. Szlávik L., 2005, pp. 63-92..
- [27] S. L. é. H. B., „Vízminőség és szabályozása,” in *Somlyódy L.: A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*, Budapest, MTA, 2000.
- [28] V. D. N. D. A. Graetz, „Phosphorus Sorption Isotherm Determination. Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals and Waters.,” *G. M. Pierzynski (ed.): Southern Cooperative Series Bulletin*, kötet 396., 2000.