

Soproni Egyetem

Erdőmérnöki Kar

Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

**TELEPÍTETT AKÁC, NEMESNYÁR ÉS KOCSÁNYOS TÖLGY ÁLLOMÁNYOK
HATÁSA A TALAJVÍZRE AZ ÉSZAK-ALFÖLDÖN**

Doktori (PhD) értekezés

Készítette:

Szabó András

Témavezetők:

Dr. Gribovszki Zoltán

egyetemi tanár

Dr. Tóth Tibor

tudományos tanácsadó

Sopron

-2019-

TELEPÍTETT AKÁC, NEMESNYÁR ÉS KOCSÁNYOS TÖLGY ÁLLOMÁNYOK
HATÁSA A TALAJVÍZRE AZ ÉSZAK-ALFÖLDÖN

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Szabó András

Készült a Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori
Iskola

Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása (E1) programja keretében

Témavezető: Dr. Gribovszki Zoltán
Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

Témavezető: Dr. Tóth Tibor
Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton% -ot ért el,

Sopron.....

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.....) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.....) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló Dr.....) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Sopron.....

.....
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDHT elnöke

NYILATKOZAT

Alulírott Szabó András, jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy a *Telepített akác, nemesnyár és kocsányos tölgy állományok hatása a talajvízre az Észak-Alföldön* című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a Soproni Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében.¹

Kijelentem továbbá, hogy az értekezés készítése során az önálló kutatómunka kitétel tekintetében témavezetőmet, illetve a programvezetőt nem tévesztettem meg.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy az értekezést nem magam készítettem, vagy az értekezéssel kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem megtagadja az értekezés befogadását. Az értekezés befogadásának megtagadása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2019. április 08.

.....

doktorjelölt

¹ 1999. évi LXXVI. tv. 34. § (1) A mű részletét – az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven – a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti. 36. § (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára – a cél által indokolt terjedelemben – szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást – a szerző nevével együtt – fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

Tartalomjegyzék

Kivonat	6
Abstract	8
Bevezetés	9
1. Célkitűzések	10
2. Szakirodalmi áttekintés	12
2.1. Az erdők vízháztartásának elemei	12
2.2. A témakör történeti áttekintése	20
2.3. Az erdőállományok vízfelvétele és a sófelhalmozódás kapcsolata	23
2.4. A gyökérzet és a fafajok szerepe az erdőállományok vízfelvételében	24
3. Anyag és módszer	27
3.1. A mintaterületek kiválasztásának szempontjai	27
3.2. A mintaterületek kialakítása, a mért paraméterek	27
3.3. A monitoring mintaterületek bemutatása	30
3.4. Az adatok feldolgozása, számítások és a felhasznált statisztikai módszerek	34
4. Eredmények és azok értékelése	40
4.1. Az előzetes vizsgálatok eredményei.....	40
4.1.1. A talajvízszint és sófelhalmozódás kapcsolata az erdőállományok jellemzőivel és a talajtulajdonságokkal.....	40
4.1.2. Az erdőállományok és a sófelhalmozódás kapcsolatának vizsgálata.....	45
4.1.3. A talajvízszint napi ingadozásának kapcsolata a vizsgált fafajokkal és a talajtulajdonságokkal.....	52
4.2. Az összes mintaterületre kiterjedő vizsgálat eredményeinek áttekintése.....	56
4.2.1. A talajvízszint depresszió és sófelhalmozódás vizsgálata	56
4.2.2. Lokális befolyásoló tényezők hatása	61
5. Diskusszió	62

6. Tézisek.....	66
Köszönetnyilvánítás	68
Irodalomjegyzék	69
Ábrajegyzék	79
Táblázatok jegyzéke	81
Mellékletek	

Kivonat

Szabó A.: Telepített akác, nemesnyár és kocsányos tölgy állományok hatása a talajvízre az Észak-Alföldön.

A doktori értekezés az erdőállományok és a talajvíz kapcsolatát, illetve az előbbieket vízfelvétele által indukált sófelhalmozódást vizsgálta, különös tekintettel a talajtani tényezők hatására.

A Nagyalföldön elhelyezkedő mintaterületeket két fő csoportra oszthatjuk: 78 ponton (53 erdőállomány, 25 kontroll) egyszeri mintavétel történt, míg 29 ponton (17 erdőállomány és 12 kontroll) talajvízszint monitoring folyt talajvízszint monitoring kutak telepítése mellett. A mintaterületekhez kapcsolódóan talajtani és biológiai adatok gyűjtése történt meg. Ezeket kiegészítik a monitoring pontokon gyűjtött, idősoros talajvízszint adatok.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy az erdőállományok alatt a talajvíz alacsonyabban helyezkedik el, mint a kapcsolódó kontroll területeken (85%). Számos esetben szintén kimutatható volt a fásszárú vegetáció vízfelvétele által generált sóakkumuláció jelenléte is (56%), szignifikáns különbség ugyanakkor csak a nyár esetében tapasztalható.

Az összefüggések alapján az összesítő, a CaCO_3 és a Cl^- felhalmozódás, illetve a napi szintű talajvíz ingadozás vizsgálata alkalmas adott erdőállomány vízfelvételi stratégiájának (közvetlen, vagy közvetett vízfelvétel, gyökérzóna feltételezhető mélysége) felderítésére.

Az akác esetében a kisebb mértékű vízfelvétel és a talajvízzel való közvetlen kapcsolat hiánya kisebb mértékű sófelhalmozódást és kisebb napi talajvízszint ingadozást eredményez, míg nyár esetében ezek az értékek nagyobbak. Ugyanakkor, a nagyobb vízfelvétellel jellemezhető nyár esetében ritkábban mutatható ki a kontroll pontokhoz viszonyított talajvízszint süllyedés.

Minden a dolgozatban vizsgált összefüggésre igaz, hogy annak érvényességét nagymértékben befolyásolják a vizsgált fafaj (vízigény, növekedési erény, gyökérzet mélysége), az adott területen lévő erdőállomány (biomassza, gyökérzet-talajvíz kapcsolat) jellemzői, és a talaj tulajdonságai (elsősorban a talajtextúra). Mivel ezek a befolyásoló tényezők térben és időben rendkívül változékonyak, ezért a lokális megfigyelések igen nehezen kiterjeszthetőek. Ez magyarázza, hogy máig nem alakult ki szakmai konszenzus azzal kapcsolatban, hogy a fásszárú növényzet vízfelvétele milyen hatással van a talajvíz szintjére adott területen.

A felismert összefüggések segíthetnek a végbemenő folyamatok mélyebb megértésében és kiindulópontként szolgálhatnak a további kutatások számára is.

Abstract

Szabó A.: Effect of *Robinia pseudoacacia*, *Populus x. euramericana* and *Quercus robur* plantations on groundwater at the Northern Hungarian Plain.

The PhD thesis investigated the impact of forest plantations on groundwater and water uptake generated salt accumulation accounting for the various influencing factors.

Soil, groundwater samples and biomass data were collected at 107 sampling sites (70 forested), among which groundwater monitoring was also conducted at 29 points (forested: 17).

Main results were: groundwater level decrease and salt accumulation were evidenced under forested points (84,8% and 55,6% of the study sites respectively). Salt, CaCO_3 and Cl^- accumulation curves and diurnal water fluctuation show the differences between water uptake regimes of poplar and black locust (direct versus indirect root-groundwater connections respectively). The groundwater processes under forest are very strongly influenced by different (hydrogeological, biological and soil) factors.

Bevezetés

Idősebb Plinius az akkori tudományos ismereteket összefoglaló „Naturalis Historia”-jában már az i.sz. 1. században kitért az erdők és vizek kapcsolatára, és a terület – adott kornak megfelelő – kutatása gyakorlatilag azóta is tart. Ennek ellenére a mai napig szakmai viták jellemzik a témakört. Ez egyszerre több körülményre is rávilágít a víz-erdő rendszerekkel kapcsolatosan.

Annak ellenére, hogy látszólag a kérdéskör a lakosság jelentős része számára nem tűnik relevánsnak, annak hatásai ma is széles társadalmi rétegeket érintenek és ez a kör a jövőben várhatóan egyre jelentősebb lesz, ahogy a víznek, mint erőforrásnak a szerepe felértékelődik. Ezt a folyamatot figyelhetjük meg jelenleg is az Alföldön. Egy-egy rosszul megtervezett erdőtelepítés, melynek egyik jellemző oka a talajvízzel kapcsolatos ismeretek hiánya, a régmúltban is súlyos gazdasági károkat okozott az erdő tulajdonosának, csakúgy, mint ma. Ugyanakkor az Alföldön jelenlévő erdőállományok vízgazdálkodásban betöltött szerepe már évtizedek óta nem tekinthető az erdészeti ágazat "belügyének", azzal kapcsolatban újra és újra fellángolnak a szakmai viták, melyekben jellemzően a mezőgazdaság és a természetvédelmi ágazat szempontjai is felmerülnek. A talajvíz szintjének a térségben megfigyelhető csökkenése és a viták, érdekellentétek közti összefüggés nyilvánvaló. Az előrejelzések alapján a jövőben a csapadék eloszlásának kedvezőtlen változásával és a szélsőséges időjárási jelenségek (hőhullámok, aszály, heves esőzések) gyakoriságának növekedésével számolhatunk, így a különböző ágazatok közti érdekkülönbségek valószínűsíthetően egyre élesebbé válnak majd. Ezek a diskurzusok közvetlen módon kapcsolódnak a területhasználattal kapcsolatos kérdésekhez úgy, mint az Alföldön telepítendő/megújítandó erdőterületek nagysága, elhelyezkedése, fajösszetétele. A döntéshozók számára fontos tehát, hogy a területhasználattal kapcsolatos kérdésekre megfelelő, szakmailag alátámasztott szabályozással reagáljanak.

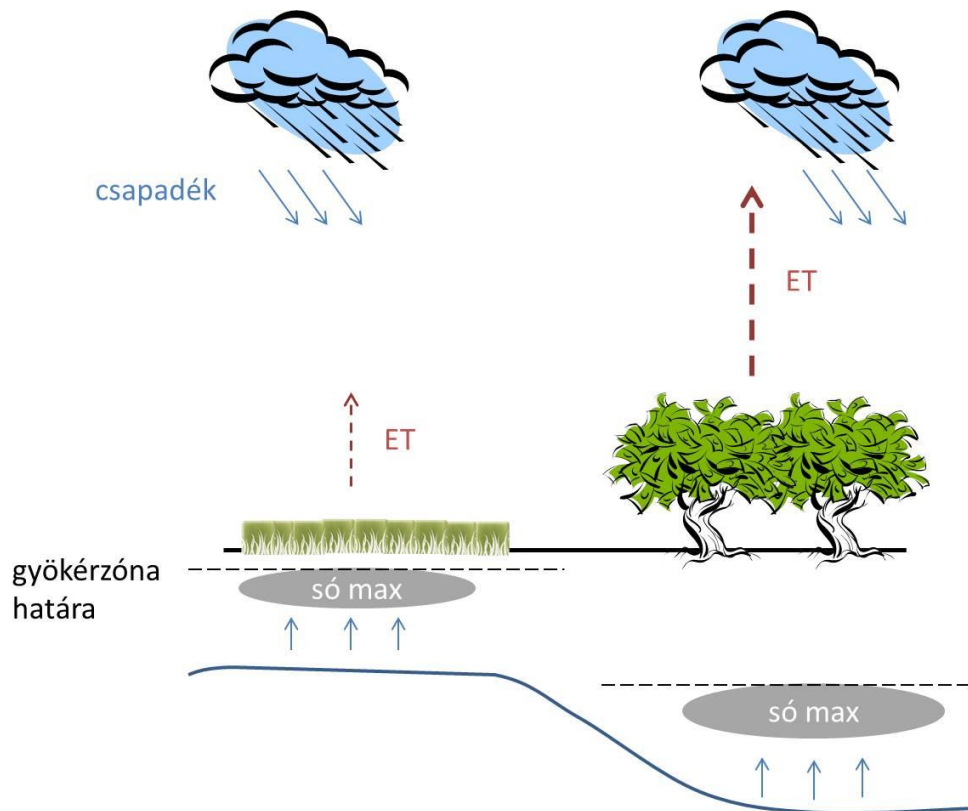
Ahogy azt fent említettem, a több évtizednyi kutatómunka után a mai napig nincs szakmai konszenzus az erdők szerepéről a talajvíz csökkenéssel kapcsolatosan. Ez az ellentmondás főként azzal magyarázható, hogy a (talaj)víz és az erdők kapcsolata – a kívülállónak talán meglepő módon – rendkívül bonyolult rendszer, melyben számos, térben és időben is változékony, esetenként igen nehezen kutatható tényező is szerepet játszik. Könnyen belátható, hogy egy erdőállomány gyökérmélységének vagy a talajfelszín alatti horizontális talajvíz áramlás mennyiségének (utánpótlódás a háttérből) közvetlen mérése milyen nehézségekkel jár, ugyanakkor ezek ismerete fontos feltétele a teljes rendszer megértésének.

1. Célkitűzések

A bevezetésben leírtak alapján hangsúlyozandó, hogy jelen dolgozatnak nem lehet és nem is célja, hogy a teljes talajvíz-erdő rendszert bemutassa, vagy hogy pontot tegyen egy évtizedek óta húzódó szakmai vita végére.

A dolgozat elsődleges célja az alább bemutatandó alaphipotézis érvényességének ellenőrzése, továbbá ezen keresztül az erdők vízfelvételeiben szerepet játszó olyan – elsősorban talajtani – tényezők szerepének tisztázása, melyeket az eddigi szakirodalom csak korlátozott mértékben vett figyelembe. Mivel az említett tényezők (pl. talaj textúra, talaj sótartalom stb.) vizsgálata viszonylag egyszerűen kivitelezhető, reményeim szerint új ötletekkel, módszerekkel is szolgálhatok a téma kutatói számára, továbbá eredményeimmel hozzájárulhatok a lezajló folyamatok jobb megértéséhez.

Hipotézisünk szerint az erdőállományok nagyobb mértékű vízfelvétele miatt – melynek okát a szakirodalmi áttekintésben részleteztem – az erdők alatt talajvízszint depresszió alakul ki, azaz a telepített erdő megváltoztatja az adott terület vízforgalmát. Ez egyben hatással van a talajvízben oldott sók mozgására is, melyek a növények szelektív vízfelvétele miatt annak helyén, azaz a gyökérzónában feldúsulnak. Feltételezzük továbbá, hogy ez a folyamat a növényzet vízfelvételeivel arányos, azaz a nagyobb vízfelvétellel és mélyebb gyökérzónával jellemezhető fásszárú vegetáció alatt mélyebben, relatíve nagyobb mértékű sófelhalmozódást mérhetünk, mint a lágyszárú növényzettel borított kontrollpontok esetében. Hipotézisünket az 1. ábra mutatja egyszerűsített formában.



1. ábra: Az alaphipotézis vázlatos bemutatása. ET: evapotranszspiráció, só max: a talaj elektromos vezetőképességének maximuma

A bemutatott hipotézis a talajvízszint csökkenést tekintve a szakirodalomban általánosan elfogadott konszenzusból, a sófelhalmozódás folyamatát tekintve pedig az erre vonatkozó újabb kutatások eredményeire alapoz.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. Az erdők vízháztartásának elemei

Egy adott területre vonatkozó vízmérleg – függetlenül az ott megtalálható növényzettől – a tömegmegmaradás elvén alapul. Eszerint adott idő alatt a területre érkező (input) és az onnan távozó (output) vizek különbsége egyenlő a rendszerben tárolt víz mennyiségének megváltozásával.

Az erdőkre vonatkozó vízmérleg természetesen figyelembe veszi az itt lezajló speciális hidrológiai folyamatokat. Az erdők vízháztartási egyenlete (1) Rácz (1981) szerint:

$$P + p + H_{f,t} + dS_1 = I + E_n + E_t + E_v + R_{f,t} + dS_2 \quad (1)$$

Ahol: P: a makrocsepadék; p: a mikrocsepadék; $H_{f,t}$: hozzáfolyás (felszínen és talajban); dS_1 : a területen tárolt víz csökkenése; I: intercepció; E_n : transzspiráció; E_t : a talaj párolgása; E_v : a talajvíz párolgása; $R_{f,t}$: az elfolyás (felszínen és a talajban); dS_2 : a területen tárolt víz növekedése.

Az egyenlet egyes elemei közvetlenül hatnak egymásra. A lehulló (makró és mikró) csapadék (P; p) részben az élő és elhalt biotomassza felületét nedvesíti be és elpárolog. Ez az intercepció (I), melyet az elpárolgás helye alapján korona-, és avarintercepcióra osztunk. Az intercepcióval csökkentett csapadék azon része, amely nem tud a talajba szivárogni, felszíni lefolyásként (R_f) távozik, a többi a talajba szivároghatva növeli annak nedvességtartalmát. A talajnedvesség egy része szintén elpárolog a talajból (E_t), egy részét felveszi a növényzet és aktívan elpárologtatja, ez a transzspiráció (E_n). A talajban található többletvíz pedig – a domborzati és geológiai viszonyoktól függően – felszín alatti lefolyásként (R_t) távozik, vagy a talajvíz mennyiségét növeli. Az egyes részelemek kapcsolatát Kucsara (1996) által összeállított ábra síkvidéki viszonyokra adaptált verziója mutatja áttekinthető formában. (2. ábra.)

13

A csapadék, mint az erdő vízmérlegének elsődleges input forrása az erdők vízfelvételét egyértelműen befolyásolja. Az Alföldön a csapadék, mint vízháztartási tényező fontosságára világít rá Ijjász (1939) és Magyar (1961) megállapítása, miszerint az Alföldet jellemző szubhumid klímán a csapadék mennyisége általában nem elegendő a fás vegetáció fenntartására, ezért az csak úgy maradhat fenn, ha az a csapadékon túl a talajvizet is felhasználja. Ezzel összhangban az Alföld egyes vidékein Pécsi és mtsai. (1985), 100-250 mm/év klimatikus vízdeficitet állapítottak meg, ami Weidinger (2000) és Kovács (2002) számításai szerint 0,3-0,6 mm-rel nő évente a globális klímaváltozás hatására.

Az erdők vízfogyasztásával kapcsolatban a következő jelentős tényező a lomb- és avarintercepció jelensége. Ennek lényege, hogy a csapadék egy részét a fa vegetatív részei (lombozata, ágai, törzse), illetve a talajt takaró avar visszatartja, és az így visszatartott vízmennyiségnek egy része közvetlenül elpárolog ezekről a felületekről (Dingman, 2002). Delfs (1955) hasonló megfogalmazása szerint: az intercepció a fák koronája vagy más föld feletti vegetáció által visszatartott és annak felületén elpárolgó csapadék mennyisége.

Ijjász (1938) szerint a lombkorona átlagban a csapadék egynegyedét felfogja és elpárologtatja. Meg kell említenünk Járó (1980) Gödöllőn végzett intercepciós vizsgálatait, melyek eredményei szerint a nemes nyárasok átlagos intercepciója 25-28%, míg az akácoknál ez az érték 30%, ami megegyezik a lombos fák átlagos intercepciós értékeivel.

Eredményeit megerősítik Sitkey (2004) vizsgálatai. Eredményei alapján a korona és az avar együttes intercepciója a lehullott csapadék 30-40%-át is kiteheti. Ez az érték nagyban függ az adott erdő összetételétől és szerkezetétől (az erdőállományt alkotó fafajok és elegyarány, az állomány kora, magassága, szerkezete, záródása), illetve a csapadék eloszlásától és intenzitásától. Mértékét Móricz és mtsai. (2009) szerint az erdőállomány levélfelületi indexe (LAI) határozza meg leginkább.

Führer (1992) szerint az avarintercepció mértéke hazánkban az éves csapadékmennyiség 9-14%-ára tehető, ami nagyságrendileg egybevág Zagyvainé és mtsai. (2014) eredményeivel, akik egy nyugat-magyarországi tölgyes vizsgálatakor (az átlagos magyarországi klímánál jelentősen humidabb körülmények között) 5-7 %-os avarintercepciót mértek.

Az evapotranszpiráció mindazon folyamatok összefoglaló neve, melyek a földfelszíni vagy felszínhez közeli szilárd, illetve folyékony fázisú víz légköri párává történő átalakulását eredményezik (Dingman, 2002). Ez az erdők esetében a fent leírt evaporációt és a transzspirációt foglalja magában. Ez utóbbi tulajdonképpen szintén egy evaporációs folyamat.

A különbséget az adja, hogy a transzspiráció esetében az a lomboszat teljes felületén zajlik, illetve a felületi ellenállás nagyobb hatással van mértékére (Lee, 1980). Továbbá a fontos különbség az is, hogy a transzspiráció nem az aktuálisan lehulló csapadékból, hanem a talajban már meglévő vízkészletből származik. A lomboszat amellet, hogy nagyobb párologtató felületet biztosít, magasabban is helyezkedik el, és nagyobb érdességgel is jellemezhető, mint a lágyszárú növények levélzete. Továbbá a fásszárú növények gyökerezési mélysége is nagyobb, ezért jelentősebb az a talajnedvesség tározótér, amit fel tudnak tární. A felsorolt okok miatt a szerzők közt egyetértés mutatkozik abban, hogy az erdő – azonosnak tekintett meteorológiai, hidrológiai és talajtani viszonyok közt – növekedése során a vegetációs időszakban nagyobb mennyiségű vizet használ fel, mint a lágyszárú vegetáció (Calder, 1998; Noretto és mtsai., 2005; Kelliher és mtsai., 1993; Jackson, 1999; Schenk és Jackson, 2002).

Magyarországon Járó (1981) végzett átfogó vizsgálatokat a különböző fafajok egységnyi biomasszára jutó vízfogyasztásával kapcsolatban. Eredményei értelemszerűen az adott fafajok transzspirációjaként is értelmezhetőek (1. táblázat). Eredményei szerint a párás klímára jellemző fajok (bükkös, lucos) fajlagos vízfelhasználása kisebb, mint a száraz, jellemzően alföldi területeken élőké (kocsányos tölgy, hazai nyáras). Viszont vannak olyan fajok (erdei fenyő, akác), melyek száraz viszonyok közt is alacsony vízfelhasználással jellemezhetőek.

1. Táblázat: Az egyes fafajok éves vízfogyasztása Járó (1981) szerint

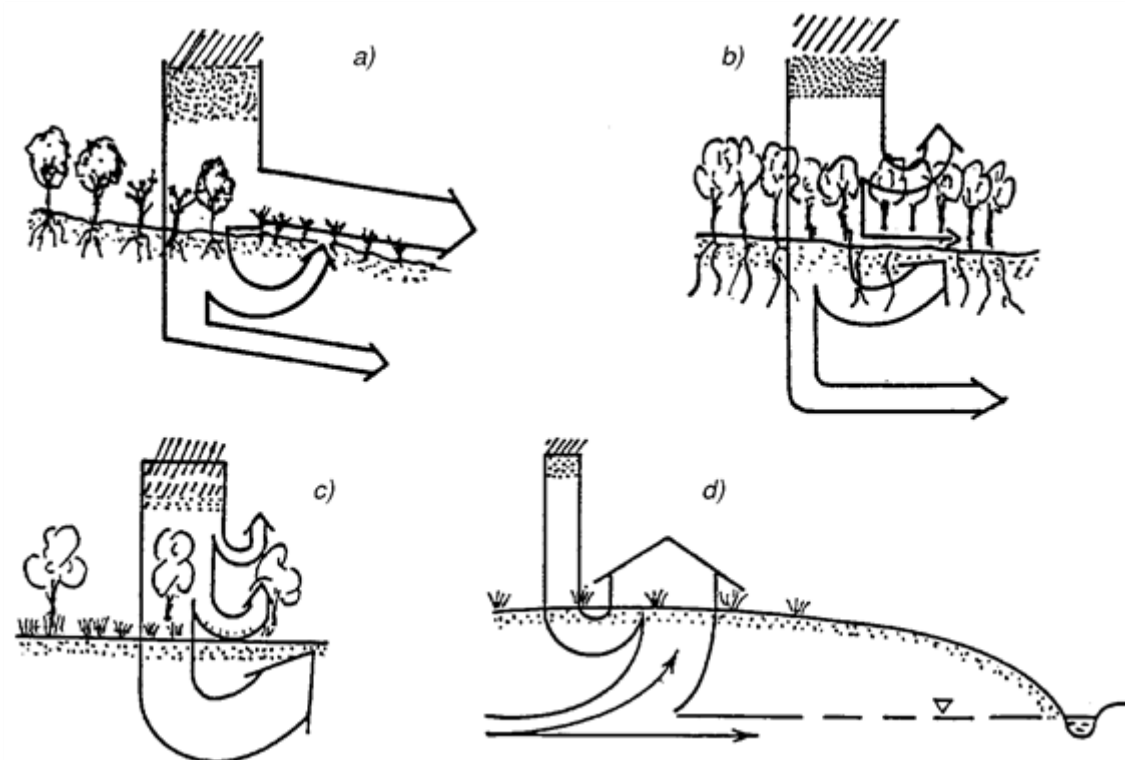
Fafaj	Főbb hazai állománytípusok évi maximális vízfelhasználása (Járó, 1981) (mm/év)
Bükk	188
Gyertyán	163
Kocsánytalan tölgy	267
Kocsányos tölgy	441
Cser	317
Akác	279
Fehér fűz	646
Nemes nyár	680
Hazai nyár	800
Erdei fenyő	205
Fekete fenyő	185
Lucfenyő	148
Vörös fenyő	257

A transzspiráció közvetlen mérése erdei körülmények között ugyanakkor rendkívül nehezen kivitelezhető, ezért számos modellt fejlesztettek, melyekkel ennek mértékét becsülni lehet. Ezen modellek egyike a talajvízből származó evapotranszspiráció számítására alkalmas és White módszer néven terjedt el (White, 1932), melyet Gribovszki és mtsai. (2008) fejlesztettek tovább. Ennek lényege, hogy az adott erdőállomány evapotranszspirációját kiszámíthatjuk a talajvíz napi ingadozása alapján. (A módszert részletesen a 3.4. fejezetben mutatom be.) Ezt alkalmazva, Móricz és mtsai. (2012) Nyírségben végzett kutatásának eredménye szerint egy kocsányos tölgy állomány evapotranszspirációja 30%-kal magasabb (785 mm), mint a közeli parlag területé (623 mm), a talajvízfelvételben pedig háromszoros különbséget mutatott ki a két terület közt (erdő: 243 mm, parlag 85: mm). Későbbi vizsgálataik során hasonló különbségeket mutattak ki az erdőállományok és a lágyszárú

vegetáció, illetve a vizsgált akác és nyár állományok vízfelvétele közt (Móricz és mtsai., 2016). Gribovszki és mtsai. (2014) több mint kétszeres különbséget számítottak egy tölgyes és egy legelő talajvízfelvétele közt.

Bár a lefolyás mértéke alföldi területeken kevésbé jelentős, ugyanakkor az erdősült vízgyűjtők lefolyásának vizsgálata fontos eredményekkel szolgált az erdészeti hidrológia terén (lásd 2.1.2. fejezet). Egy adott vízgyűjtőn lehulló csapadék és a lefolyás arányának (ún. lefolyási tényező) kiszámításával képet kaphatunk a terület evapotranszspirációjának mértékéről is, hisz a 2. ábra alapján, az evapotranszspiráció megegyezik a csapadék és a lefolyás (és a felszín alatti elszivárgás) különbségével. Kettő vagy több hasonló vízgyűjtő párhuzamos megfigyelésével és a területhasználat kontrollált módosításával még részletesebb képet kaphatunk az erdők vízfogyasztásáról. Az ilyen típusú vizsgálatok eredményeit foglalta össze Bosch és Hewlett (1982). 94 mintaterületen végzett korábbi kutatás adatait elemezve arra az általános megállapításra jutottak, hogy az erdőborítás növekedésével csökken, illetve fordítva, a borítás csökkenésével nő az adott terület lefolyása. Ennek ellenkezője a 94-ből egyetlen mintaterületen következett be. Ezzel megegyező eredményre jutott Andréassian (2004): a vizsgált kutatások esetében az erdővel borított terület csökkenése a lefolyás növekedését eredményezte. A kapcsolat ugyanakkor erősen függ az adott terület klimatikus viszonyaitól: szárazabb klimatikus viszonyok közt az erdőborítás csökkenésével a lefolyás relatíve nagyobb mértékű növekedést mutat.

A fent leírt folyamatok területre jellemző aránya megadja a talaj vízháztartási típusait melyek közül hazánkban 4 különböző fajtát lehet elkülöníteni (3. ábra).



3. ábra: A talaj vízháztartási típusai. a) erős felszíni elfolyás típusa; (b) kilúgozásos típusú vízforgalom; (c) egyensúlyi típus; (d) párologtató vízforgalmi típus (Stefanovits és mtsai., 1999) alapján

Ugyanakkor Várallyay és mtsai. (1979) az 1:100 000 méretarányú AGROTOPO adatbázis létrehozásakor egy ettől eltérő, 9 vízháztartási kategóriát magában foglaló kategória-rendszert dolgoztak ki a talajok vízgazdálkodási tulajdonságai alapján. Ezek:

1. Igen nagy víznyelésű és vízvezető képességű, gyenge vízraktározó képességű, igen gyengén víztartó talajok.
2. Nagy víznyelésű és vízvezető képességű, közepes vízraktározó képességű, gyengén víztartó talajok.
3. Jó víznyelésű és vízvezető képességű, jó vízraktározó képességű, jó víztartó talajok.
4. Közepes víznyelésű és vízvezető képességű, nagy vízraktározó képességű, jó víztartó talajok.
5. Közepes víznyelésű, gyenge vízvezető képességű, nagy vízraktározó képességű, erősen víztartó talajok
6. Gyenge víznyelésű, igen gyenge vízvezető képességű, erősen víztartó, kedvezőtlen vízgazdálkodású talajok.

7. Igen gyenge víznyelésű, szélsőségesen gyenge vízvezető képességű, igen erősen víztartó, igen kedvezőtlen, extrémén szélsőséges vízgazdálkodású talajok.

8. Jó víznyelésű és vízvezető képességű, igen nagy vízraktározó és víztartó képességű talajok.

9. Sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok.

Ugyanakkor ezek a kategóriák nem (vagy csak korlátozottan) veszik figyelembe a talajvíz hatását, ami elsősorban a felszín alatti mélységével, továbbá a kapilláris vízemelésen keresztül fejt ki hatását egy adott erőállományra. Míg az előbbi egy fűrésszel könnyen meghatározható konkrét érték, addig az utóbbival kapcsolatban a szakirodalom viszonylag kevés konkrét adatot tartalmaz. Hivatkozási pontként Blume és mtsai. (2016) könyvének idevonatkozó táblázatát (2. táblázat) idézem, mely a talaj textúrájától és a talajvízszint – gyökérzóna távolságától függően adja meg a kapilláris vízemelés sebességét. (Bár a feltüntetett német talajtextúra osztályok nem azonosak a hazánkban alkalmazott osztályozással, a táblázat adatai segítséget adnak a kapilláris vízemelés hatásának megértéséhez)

2. táblázat: A kapilláris vízemelés sebessége (mm/nap), a talaj textúrájától és a talajvízszint – gyökérzóna távolságtól függően Blume és mtsai. (2016) alapján

A gyökérzóna és a talajvízszint távolsága (m)	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,7	2,0	2,5
Durva homok	0,5	0,1							
Homok	1,6	0,5	0,2						
Finom homok	>5	3,3	1,4	0,5	0,2				
Vályogos homok	5	1,6	0,7	0,3	0,1				
Homokos vályog	>5	5	2,8	1,7	1,2	0,8	0,5	0,3	0,1
Homokos iszap	>5	>5	4,1	2,7	1,8	1,2	0,7	0,4	0,1
Iszap	>5	>5	>5	5	3,3	2,4	1,5	1	0,5
Iszapos vályog	>5	>5	5	2,8	1,8	1,3	0,7	0,4	0,1
Vályog	>5	>5	4,2	2,6	1,7	1,1	0,4	0,1	
Iszapos agyag	>5	5	3,1	1,9	1,2	0,8	0,5	0,3	0,1
Agyagos vályog	>5	3,8	2,2	1,3	0,9	0,5	0,3	0,1	
Agyag	1,3	0,5	0,3	0,1					

A táblázat rámutat, hogy az iszapos és a vályog kategóriájú talajok esetében a kapilláris vízemelés sebessége a legnagyobb, míg a durva homok és az agyag kategóriába tartozó talajok esetében a talajok csak lassabb vízemelést biztosítanak.

Fontos megemlíteni, hogy az Alföldön a mezőgazdasági művelés nagy részaránya miatt az erdők általában a kedvezőtlenebb vízgazdálkodási tulajdonságokkal jellemezhető talajokon fordulnak elő.

2.2. A témakör történeti áttekintése

Az erdőállományok talajvízre gyakorolt hatásának fontosságát mutatja, hogy az gyakran társadalmi, környezeti és gazdasági érdeklentétekkel kísért, éppen ezért rendkívül régóta kutatott terület. Már idősebb Plinius az i.sz. első században is következtetéseket fogalmazott meg az erdő kivágása, a források vízhozama és a csapadék összefüggéseivel kapcsolatban. A XIX. századi Franciaországban az erdők hidrológiai szempontból „hasznos” vagy „káros” voltáról rendkívül heves vita zajlott. A felek kezdetben többnyire korábbi történeti feljegyzésekre, illetve személyes meggyőződésükre alapoztak (Andréassian, 2004). Később indultak tudományosnak tekinthető vizsgálatok, elsősorban kisebb vízgyűjtők megfigyelése révén, ezek közt Belgrand (1853), Jeandel és mtsai. (1862), illetve Engler (1919) kutatásait kell megemlíteni. Ez a vita később eljutott az Egyesült Államokba (Pinchot, 1905), ahol a kolorádói Wagon Wheel Gap-nél 1910-től 1926-ig zajlott az első, mérföldkönek tekinthető, páros vízgyűjtő megfigyelés Bates és Henry (1928) munkájának köszönhetően. Ez a kísérlet azóta is mintaként szolgál hasonló erdészeti-hidrológiai vizsgálatokhoz.

A témakör kutatása Magyarországon is hosszú évtizedekre visszatekintő múlttal rendelkezik. Az első kutatások a témában Ijjász nevéhez köthetők (Ijjász, 1938; 1939). A csapadékkal és az erdők vízigényével kapcsolatos az a fent említett, általános érvényű megállapítása, miszerint az Alföldön a fák kizárólag akkor képesek túlélni hosszabb aszályos időszakokat, ha elérik és fogyasztják is a talajvizet. Ennek következtében a talajvízszint az erdőállományok alatt általában mélyebben helyezkedik el a nem erdővel borított területekhez képest és ez a különbség a vegetációs időszak alatt megnő. Ezeket az általános jellegű megállapításait a későbbi nemzetközi és hazai kutatások egyaránt megerősítették.

Ugyanakkor a későbbi évtizedekben intenzív vita folyt a különböző hazai szerzők közt azzal kapcsolatban, hogy az erdők vízfogyasztása milyen mértékben okolható az Alföldön megfigyelhető talajvízszint csökkenéssel kapcsolatban.

Ijjász megállapításaival összhangban Pankotai és Rácz (1975), majd Major és mtsai. (1991) szintén arra a következtetésre jutottak, hogy az erdők alatt a talajvízszint általában egész évben mélyebben helyezkedik el, mint a gyepek alatt, amennyiben az elérhető mélységben van a fás növényzet számára. Major (1993; 2002) eredményei ismételt az erdők talajvízszint csökkentő hatását mutatták.

A fentiekből kiindulva számos szerző kísérletet tett az erdők ezen hatásának számszerűsítésére is. A Duna–Tisza közén folytatott vizsgálataik alapján Szodfridt és Faragó (1968) megállapították, hogy felszínközeli talajvízszint esetében az erdő általában 50–60 cm-es talajvízszint-süllyedést eredményez a lágyszárú felszínborításhoz képest. Ehhez hasonló eredményt adott Nosetto és mtsai. (2007) hazai vizsgálata. Hortobágyi mintaterületükön egy tölgyes és egy legelő alatt mért talajvízszint különbsége 25–75 cm között mozgott. Major (2002) említett kutatásának eredményei szerint egy általa vizsgált fenyő állomány alatt maximálisan 0,8–1,1 m-rel van mélyebben a talajvíz, mint a környékbeli nem fás vegetáció alatt. Markó (2014) ipari nyár ültetvények vizsgálatakor azt találta, hogy a fásszárú vegetáció által indukált talajvíz depresszió mértéke elérheti akár a 2–3 méteres különbséget is a lágyszárú vegetációhoz képest. A távérzékelésen alapuló módszerek elterjedése újfajta vizsgálatokat tett lehetővé. Szilágyi és mtsai. (2012) a MODIS felszíni hőmérsékleti adatain alapuló párolgástérképek segítségével elemezték a Duna-Tisza közének evapotranszspirációs viszonyait. Eredményeik szerint a legnagyobb éves párolgással a lombos erdők jellemezhetőek (505 mm/év). Ez az érték alacsonyabb volt, mint a területen hulló átlagos éves csapadék (550 mm/év). Ugyanakkor a párolgás bizonyos területeken meghaladja a csapadék mennyiségét. Ezek a területek sok esetben megegyeznek a talajvíz feláramlási zónákkal és jellemzően erdővel borítottak. Az ilyen területek tehát folyamatos talajvíz utánpótlást kapnak, így előfordulhat, hogy a fentiek ellenére ezeken a területeken nem tapasztalunk talajvízszint-depressziót.

Szintén a folyamatokat befolyásoló tényező lehet a vizsgált erdő nagysága. A George és mtsai. (1999) által bemutatott összefüggés szerint a fásított terület 10%-os növekedése átlagosan 0,4 m-es talajvízszint-csökkenést eredményezett. (Természetesen az a csökkenés csak bizonyos határértékeken belül értelmezhető.) Ehhez kapcsolódóan, ha a vizsgált terület 30%-ánál kisebb az erdősített terület aránya, annak hatása a talajvíz szintjére relatíve csekély, és lokális jellegű. Ugyanakkor Lu és mtsai. (2016) jelentős, regionális szintű talajvízszint csökkenést mutattak ki egy nagy volumenű erdősítési projekt esetében.

Ugyanakkor szintén számos szerző hangsúlyozza, hogy a nagyszámú helyspecifikus tényező miatt nem lehet általános jellegű következtetéseket levonni az erdők és a talajvíz kapcsolatáról. Szodfridt (1990), Járó (1992) és Göbölös (2002) is felhívta rá a figyelmet, hogy hiba a talajvízszint csökkenés és az erdőállományok területnövekedése közt közvetlen és általánosan érvényes kapcsolatot feltételezni. Megállapításaik szerint az erdők talajvízhez kötődő kapcsolata nem általánosítható, az csak a fafajoktól és korosztályoktól függően ítéltető meg helyesen, ezért az erdők összevont területű értékelése a célnak nem megfelelő módszer az erdők vízfogyasztásával kapcsolatban.

„Ma nem áll rendelkezésre olyan egyértelmű kutatási eredmény sem az erdészeti, sem a társudományok területén, amely bizonyítaná az erdők negatív hatását a talajvíz-süllyedés kapcsán. Téves az a módszer, amely az erdők elterjedését és a talajvíz süllyedését jelző térképek egymásra helyezéséből azt a következtetést vonja le, hogy a talajvíz-süllyedésért az erdők felelősek. Az természetesen igaz, hogy egy adott térség vízháztartásában az erdő, mint fogyasztó jelentős tényező” (Göbölös, 2002).

Szodfridt mtsai.(1990; 1993; 1994) számos olyan tényezőre hívta fel a figyelmet, mely alapvetően befolyásolhatja a fásszáru vegetáció talajvízre gyakorolt hatását, és ebből kiindulva kritizálták a korábban említett szerzők mérési módszereit, illetve cáfolták megállapításaik általános érvényességét.

Szesztay (1993), Nováky és Szesztay (2002) épp az erdősültség csökkenésében látják az Alföldön tapasztalható kedvezőtlen vízviszonyok fő okát, mivel a csökkenő erdőterületekkel együtt jár általában a lefolyás, de ezen belül különösen a felszíni (árvízi) lefolyás, megnövekedése, így a hasznosítható vízkészlet csökkenése is.

Gácsi (2000) eredményei ugyanakkor szintén azt mutatják, hogy az erdőállományok alatt alacsonyabban helyezkedik el a talajvízszint, mint a lágyszáru növényzettel borított terület alatt, továbbá összefüggéseket állapított meg az vizsgált erdők kora, fejlettsége, és a talajvíz mélysége közt. Ugyanakkor felhívta a figyelmet arra, hogy a talajvízszint vizsgálata önmagában nem elegendő módszer az erdők vízháztartásban betöltött, rendkívül összetett szerepének megismerésére.

Szintén a probléma komplex megközelítésének egy példája Pálfai (2010) munkája, mely a korábbi publikációkra támaszkodva vizsgálta a talajvízszint süllyedés lehetséges okait a Duna-Tisza közére vonatkozóan. Eredményeit az alábbi táblázatban foglalta össze:

3. táblázat: A Duna-Tisza közén tapasztalható talajvízszint csökkenés okainak százalékos megoszlása Pálfi (2010) szerint

Időjárás (csapadék és párolgás)	50%
Rétegvíz kitermelés	25%
Talajvíz kitermelés	6%
Területhasználatban bekövetkezett változások (erdőterületek növekedése, mezőgazdasági technológia módosulása, növekvő terméshozamok)	10%
Vízrendezésben bekövetkezett változások	7%
Egyéb	2%
Összesen:	100%

Az általa bemutatott adatok nem fejeznek ki olyan erős, közvetlen kapcsolatot az erdőterületek növekedése és a talajvízszint csökkenése közt, mint egyes korábbi vizsgálatok eredményei a Duna-Tisza közén.

Bolla (2017) eredményei is az erdők és a lágyszárú vegetáció alatti talajvízszintek különbségét mutatták, ugyanakkor itt már árnyaltabban megjelentek az egyes fafajok közti különbségek, összhangban az első táblázattal. Az általa vizsgált lombos fafajok jelentősebb hatással vannak a talajvíz szintjére, mint a vizsgált erdei fenyő állomány. Ez szintén arra világít rá, hogy a problémakör mélyebb megértéséhez és általános következtetések levonásához mindenképp szükséges annak lokális tényezőket is figyelembe vevő vizsgálata.

2.3. Az erdőállományok vízfelvétele és a sófelhalmozódás kapcsolata

Mivel az erdők vízfelvétele – a körülményektől függően – a talajvízben oldott ionok transzportját is generálja, a talajvíz mozgása és kémiai összetétele pedig alapvetően meghatározza a talajban lévő só mozgását mennyiségi és minőségi jellemzőit (Sapanov, 2000; Mahmood és mtsai., 2001; Jobbágy és Jackson, 2007), egy erdőállomány jelenléte különböző mértékű ion-, illetve sófelhalmozódást is okozhat a talajban. Ez különösen érvényes telepített erdők esetében, melyek a megelőző gyepes/szántó vízháztartásához képest jelentős változásokat eredményeznek a talaj víz-, és sóforgalmában egyaránt (Heuperman, 1999;

Vertessy és mtsai., 2000). Ezt a jelenséget több kutató is vizsgálta, illetve igazolta (Jobbágy és Jackson, 2004; Engel és mtsai., 2005; Jackson és mtsai., 2005).

Ez a folyamat különösen erős lehet azokon a területeken, ahol a negatív vízmérleg sekély, sós talajvízzel párosul (Bazykina, 2000; Noretto és mtsai., 2007; 2008). Extrém példaként Jobbágy és Jackson (2007) 15-30-szoros sókoncentrációt mért az argentin Pampákon az erdőállomány alatt, a kontrol területhez képest. Az ilyen mértékű sófelhalmozódás már súlyos ökológiai és gazdasági következményekkel járhat: Silberstein és mtsai. (1999) szerint, ha a talajvíz sótartalma meghaladja a 2000 mg/l-t, az erdőállomány növekedését már elsősorban az adott faj sótűrő képessége határozza meg. Magyar (1961) szerint III. osztályú, vagy rosszabb szikes talajokon (összes sótartalom: $> 0,25\%$, szódartartalom: $> 0,10\%$) fásítással nem lehet kielégítő eredményeket elérni. A szikesedés veszélyét az Alföld esetében növeli, hogy területének jelentős részén (59%) egyszerre van jelen a sekély talajvízszint és a magas sótartalommal ($> 1\text{g/l}$) jellemezhető talajvíz (Tóth és mtsai., 2001). A fent említett kutatások a kérdéskörben több tényezőt is vizsgáltak, ugyanakkor figyelmen kívül hagyták a talaj textúra szerepét, mely Várallyay (2002) szerint hazai viszonyok közt a leírt folyamatokat jelentősen befolyásoló tényező.

2.4. A gyökérzet és a fafajok szerepe az erdőállományok vízfelvételében

A fásszárú vegetáció vízfelvételének helye, a gyökér-talajvíz kapcsolat típusa szintén egy olyan tényező, mely alapvetően befolyásolja a talajvíz és az erdő kapcsolatát.

A gyökérzet vízfelvétele ott a legerőteljesebb, ahol az – figyelembe véve a hidraulikus vezetőképességet, a talaj vízpotenciálját és a gyökérzet sűrűségét – a legkisebb energiabefektetéssel jár a növény számára (Adiku és mtsai., 2000). Ugyanez Schenk (2008) megfogalmazása szerint: a növények gyökérzetüket olyan sekélyen tartják, amennyire az lehetséges, miközben el kell érniük azt a minimális mélységet, a hozzáférhető vízmennyiség függvényében, mellyel vízszükségletük kielégíthető. Következésképp a növények többsége elsősorban a felszín közeli talajnedvességet részesíti előnyben, amennyiben az megfelelő mennyiségben rendelkezésre áll, ennek hiányában pedig a mélyebben fekvő vízkészleteket hasznosítja (Zencich és mtsai., 2002). Más megközelítés szerint a gyökérzet mélységét a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai (Führer és mtsai., 2011), továbbá a telepített erdő faj- és korösszetétele határozza meg.

A gyökérzet és a vízfelvétel mélységével kapcsolatban extrém példaként Jennings (1974) Botswanában végzett kutatásait említhetjük, ami szerint a *Boscia albitrunca* és az *Acacia erioloba* gyökérzete 68 és 60 méteres mélységekre is lehatolt.

Sajnos általánosan igaz az, hogy az egyes fajok mélységi (2 m-nél mélyebb) gyökérzeteloszlása tekintetében rendkívül kevés adattal rendelkezünk (Naumburg és mtsai., 2005), melynek egyértelmű oka a mélyen fekvő gyökerek vizsgálatának nagy munkaidő és költségigénye.

Hasonló gyakorlati okok miatt szintén adathiány mutatkozik a vizsgált fajok esetében, a gyökérzet szívóerejével kapcsolatban, ugyanakkor támpontot adhatnak a levelek vízpotenciálját vizsgáló kutatások (Tardieu és mtsai., 2017; Yan és mtsai. 2017), továbbá lágyszárú növények esetében léteznek módszerek a gyökérzet vízfelvételének közvetlenebb mérésére is (Cseresnyés, 2014).

A rendelkezésre álló adatokat több szerző is összegyűjtötte általános következtetések és statisztikai elemzések céljából. Foxx és mtsai. (1984) a gyökérmélységről és gyökérzet ökológiájáról, Canadell és mtsai. (1996) pedig a maximális gyökérmélységről készítettek szakirodalmi áttekintést. Előbbi a nyár és az akác esetében is megállapította, hogy gyökérzetük egy méternél mélyebbre nyúlik. Utóbbi kiemeli, hogy míg biomassza tekintetében a növények gyökérzetének túlnyomó része a felszíntől számított 0,5 m-es mélységen belül található, a mélyebb gyökereknek jelentős szerepük van az adott terület víz- és tápanyagforgalmával kapcsolatosan. Szakirodalmi adatokat közöl a különböző nyár fajták maximális gyökérezési mélységére, mely 1,9 m (*P. nigra*) és 2,9 m (*P. tremuloides*) közt változik.

Szintén több szerző eredményeit felhasználó áttekintő jellegű Fan és mtsai. (2017) munkája, mely szerint a gyökérzet mélységét befolyásoló fő tényezők a talaj beázási profilja, a talajvíz mélysége és ezzel kapcsolatosan az erdőállomány topográfiai helyzete. Eredményeiket részben vitatva Pierret és Lacombe (2018), illetve Xi és mtsai. (2018) is kiemelték a talajvízszint ingadozás, mint gyökérmélységet befolyásoló tényező fontosságát.

A fentiekből következik, hogy a vízfelvételi stratégiák növényfajonként és a talajvíz mélysége szerint is eltérnek (Chimmer és Cooper, 2004). Ezt támasztja alá Mahmood és mtsai. (2001) megállapítása, miszerint a fajok közötti vízfelvételben jelentkező relatív különbséget a klimatikus tényezők önmagukban nem befolyásolják. Ennek megfelelően vannak olyan fajok (pl. a nyár), melyek vízszükségletük túlnyomó részét a csapadékviszonyoktól függetlenül a

talajvízből veszik fel, ugyanakkor a szerzők ez esetben is kiemelik a helyi tényezők fontosságát (Snyder és Williams, 2000). Ugyanakkor egy adott növény is képes megváltoztatni ezt a stratégiát, követve a talajnedvesség, a talajvízszint és a szárazság által jelentett stressz időbeli változásait (Sala és mtsai., 1989; Hodgkinson, 1992).

Szintén a gyökérzet erdők vízforgalmában betöltött szerepére utal az ún. „hydraulic lift” jelensége is. Az elnevezés alatt azt a folyamatot értjük, amely során a nedvesség „fordított irányban”, azaz a fák sekély gyökérzetéből az alacsonyabb vízpoteenciállal rendelkező száraz talajrétegekbe áramlik, miközben a mélybe nyúló gyökerek vizet vesznek fel a nedvesebb rétegekből vagy a talajvízből (Caldwell és mtsai., 1998). Bár a jelenséget eredetileg passzív, csupán az ozmotikus körülmények által szabályozott folyamatként értelmezték, bizonyos szerzők szerint azt a fák aktívan szabályozzák (Ghezzehei, 2015). Ennek megfelelően az érintett vízmennyiség nagysága, így szerepe az erdők vízforgalmában még nem kellően ismert, ugyanakkor ez a folyamat jelentős szerepet játszhat a fás szárú és lágyszárú növényzet közti ökológiai kapcsolatokban (Yu és mtsai., 2015).

Magyar (1929) megállapításai szerint az Alföldön – kedvező talajviszonyok közt – szinte minden fafaj mély gyökérzet fejlesztésére törekszik, mellyel elérheti a talajvizet. Ez egybevág Ijjász (1939) korábban idézett megállapításaival, ugyanakkor ennek mai érvényességét megkérdőjelezheti az azóta tapasztalható jelentős talajvízszint csökkenés.

Az akác esetében ez az általános jellegű megállapítás kérdéses lehet. Járó (1981) már idézett eredményei alapján ez a fafaj az Alföldön képes lehet vízigényét hosszabb távon kizárólag a lehullott csapadékból fedezni. Ezt segíti az akác kifejezetten a telítetlen talajzónában elterülő, sekély gyökérzete (Keresztesi, 1968).

Ugyanakkor az akác képes lehet a hosszabb száraz időszakokban a talajvíz felhasználására is, amennyiben az elérhető a számára (Rickard és Price, 1989). Ennek részben ellentmond Göbölös (2002) megállapítása, mely szerint a sekély gyökérzetű akácosok és fenyők általában nem állnak kapcsolatban sem a talajvízzel, sem annak kapilláris zónájával. Ezzel ellentétben a nemes nyárok és a kocsányos tölgy közvetlen kapcsolatban áll a talajvízzel így közvetlenül fogyaszthatja azt (Lucot és Bruckert, 1992; Johansson és Hjelm, 2012).

3. Anyag és módszer

3.1. A mintaterületek kiválasztásának szempontjai

Az NN 79835 számú OTKA pályázat előkészítése során, a pályázat célkitűzéseivel összhangban a fő befolyásoló paraméterek alapján kidolgoztunk egy kategóriamátrixot, mely a mintaterületek kijelölésének alapját adta. Az ebben szereplő paraméterek és kategóriák a következők voltak:

- a vizsgált fafajok Kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.), Fehér akác (*Robinia Pseudoacacia* L.), Nemesnyár (*Populus x. euramericana*);
- az ültetvény kora (10-20, 30-40, 50-60 év);
- a talajszelvény fizikai talajfélesége (agyag, vályog, homok,)
- a megütött talajvíz mélysége (1-2, 2-4, 4-8 m)
- a talajvíz sótartalma (1-2, 2-5, 5-10 g/l)

Az egyes pontok kiválasztásakor kritérium volt továbbá az adott erdőállomány mérete is. Csak azok a helyszínek kerültek kiválasztásra, ahol a fásszárú vegetáció a mérőpont 50 méteres körzetében egységesnek mutatkozott fafaj (elegyarány) és kor szempontjából is.

A fenti kategóriákhoz tartozó potenciális mintaterületek kiválasztását a felszíni üledékes kőzetek és talajok geológiai térképfoltjai (Kuti és mtsai., 1981; Tóth és mtsai., 2001) és a nyilvánosan elérhető erdészeti adatbázisok (<http://erdoterkep.mgszh.gov.hu>) alapján végeztük el, majd a konkrét helyszíneket terepi bejárás után véglegesítettük.

3.2. A mintaterületek kialakítása, a mért paraméterek

A kiválasztott mintaterületeket a mintavétel és adatgyűjtés módszere alapján két csoportra osztottam:

- 79 ponton (53 erdőállomány, 26 kontroll) egyszeri, mintavétel történt.
- 29 ponton (17 erdőállomány és 12 kontroll) állomány szintű vizsgálatokat végeztünk talajvízszint monitoring kutak kialakítása mellett.

Mindegyik mintaterületen egy nem fás vegetációval (szántó, rét) borított kontroll pont és a hozzá tartozó erdőállomány(ok) mérési pontja(i)nak talajfuratai találhatóak. A talajok mintázása a furatok kialakítása során a késő nyári–kora őszi időszakban (augusztus–október)

történt, amikor a talajvízszintek mélysége maximális volt. A szegélyhatás elkerülése érdekében a furatokat az erdőállományok és a kontrollvegetáció határától legalább 50-50 m-re helyeztük el. A furatok mélysége minden esetben a talajvízszint +1 m, illetve maximum 11 m volt.

A felső rétegben (0–100 cm) 20 cm-enként, a 100 cm-nél mélyebb talajrétegekben pedig 50 cm-enként vettünk talajmintát. Ahol a talajvíz szintje 10 m-nél sekélyebben volt, kézi vákuumszivattyúval vettünk talajvízmintákat. Ez 68 esetben volt lehetséges. Ezeket 4–5 °C-on, hűtőben tároltuk a laboratóriumi vizsgálatok elvégzéséig. A talajvíz mintákból a helyszínen, terepi műszerrel (Geotech Environmental Equipment, Inc., Multi 340i) kémhatás (pH) és elektromos vezetőképesség (EC) mérést végeztünk. A begyűjtött talaj és talajvíz mintákat laboratóriumban elemeztük. A vizsgált paraméterek és a vizsgálatához használt módszerek listáját a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat Az adatgyűjtés során vizsgált paraméterek és az alkalmazott módszerek. Balog és mtsai (2014) alapján.

Paraméter	Mérési módszer	Mintavételi helyek száma
Tengerszint feletti magasság (m)	Topográfiai térképről leolvasva	107
Talajvíz mélysége (felszíntől, m)	Megütött és nyugalmi talajvízszint meghatározása	103***
Talajvíz mélység időbeni ingadozása* (rövid távú, hosszú távú)	Műszeres talajvízszint monitoring (15 percenkénti mérések)	30
Fatérfogat (m ³ /ha)	Famagasság mérés és mellmagassági törzskerület mérés (Pordan-próba, vagy 0,01 ha-os mintaterület)	107
Talajmintákból		
Higroszkóposság (hy1)	Exszikkátorban (MSZ-08 0205-78)	107
Szemcseösszetétel*	Pipettával (MSZ-08 0205-78)	
Elektromos vezetőképesség (EC)	EC mérő elektród segítségével 1:2,5 arányú talaj:víz szuszpenzióban mérve	107
pH	pH mérő elektród (MSZ-08 0206/2-78)	107
pNa, pCl**	Ionszelektív elektród (MSZ-08 0213/2-78)	107
CaCO ₃ tartalom	Scheibler-féle kalciméter (MSZ-08 0206/2-78)	107

Megjegyzés: * monitoring kutak esetében; **pNa, pCl: az adott ion (Na, Cl) koncentrációjának negatív, 10- es alapú logaritmus. *** 103 esetben sikerült elérni a talajvizet a maximális fúrási mélységen felül.

Azokon a mintaterületeken, ahol a monitoring kutak telepítése is megtörtént, ott a furatokat 5 cm átmérőjű, szűrővel ellátott PVC csövekkel béleltük. Ezután a kibélelt kutakban elhelyeztük a nyomásmérő szenzorokat (Dataqua Elektronikai Kft., DA-LUB 222) és a hozzájuk kapcsolt adatgyűjtőket (EWS Bt., Hyga, majd Dataqua Elektronikai Kft., DA-S-URC 227 típusú műszerek). Ezek segítségével 15 percenként regisztráltuk a talajvízszint változásait.

A fák magassága és a mellmagassági (130 cm) törzsátmérője alapján fatömeg becslést végeztünk. Ehhez sűrű erdőállományok esetében a mintapontok körül kijelölt 0,01 ha-os mintaterületeket (5,64 m sugarú körben), ritka erdőállományok esetében Prodan-próbát alkalmaztunk (a fűrőlyukhoz legközelebb lévő 5 fa felmérése és távolságuk rögzítése a lyuktól). Meg kell jegyezni, hogy az így mért paraméterre az erdészeti terminológia szerint helyes fatérfogat helyett a könnyebb érthetőség kedvéért „biomassza”-ként fogok hivatkozni.

A higroszkóposság (hy1) a $1,6 \times 10^6$ cm tenzió ellenében a talajban visszatartott víztartalomra vonatkozik (Di Gléria és mtsai, 1957). Értéke a talaj agyagtartalmával arányos. Az egyes mintapontokhoz tartozó átlagos talajtextúra kategóriák az adott mintapontokhoz tartozó talajminták higroszkóposságának átlagából, az általánosan használt háromszögdiagram (Stefanovits és mtsai., 1999) segítségével kerültek meghatározásra.

A sófelhalmozódás vizsgálatával összefüggésben a sótartalom helyett az elektromos vezetőképesség került meghatározásra a vonatkozó külföldi gyakorlatnak (Richards, 1953) megfelelően 1:2,5 arányú talaj:víz szuszpenzióban mérve. Ennek alkalmazását az tette lehetővé, hogy a vizsgált területek a talaj sóösszetétele szempontjából homogének (jellemzően nátrium-hidrokarbonát tartalmúak), tehát a kapott értékek jól megfeleltethetőek a valós sótartalomnak. Előnye pedig, hogy könnyen összevethetőek a nemzetközi szakirodalom eredményeivel.

Kialakításra került továbbá egy, a monitoring mintaterületeket lefedő meteorológiai mérőhálózat is, mely az alapvető meteorológiai paraméterek (csapadék mennyiség, sugárzás, szélirány és sebesség, hőmérséklet) mérését végezte. Sajnálatos módon az adatgyűjtők gyakori meghibásodása miatt fellépő nagymértékű adatvesztés, illetve a meglévő adatok bizonytalansága nem tette lehetővé, hogy ezeket az adatokat a dolgozatban szereplő vizsgálatokba bevonjam.

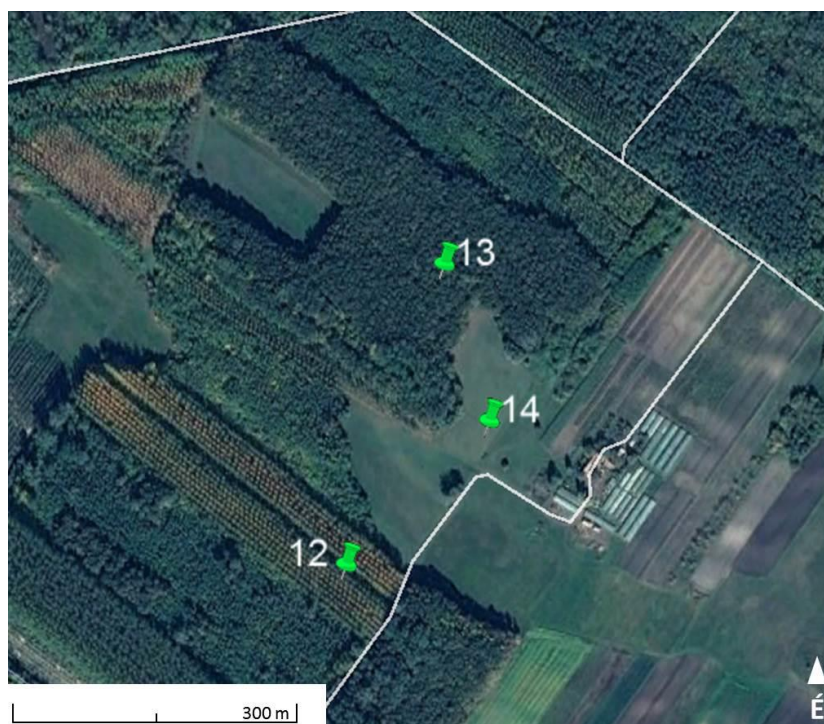
3.3. A monitoring mintaterületek bemutatása

A mintaterületek nagy száma miatt alább azon monitoring mintaterületeket mutatom be, melyek az eredmények ismertetése során külön megemlítésre kerülnek vagy helyi tulajdonságaik miatt kiemelt szerepet töltenek be a disszertáció alapját képező kutatómunkában. Az összes mintaterület adatait a 1. számú melléklet tartalmazza.

Jászfelsőszentgyörgy

2012. júniusa óta zajlik adatgyűjtés a Jászfelsőszentgyörgytől DNy-i irányban elhelyezkedő mintaterületen. A területen három monitoring kút került kialakításra, egy nyáras (12. sz. kút), egy tölgyes (13. sz. kút) és egy kontroll ponttal (14. sz. kút). Ez utóbbi a közeli tanya legelőjén található. A 12. sz.-ú pont a kontrolltól 210 m-re DNy-ra, a 13. sz.-ú 170 m-re É-ÉNy-ra helyezkedik el. A két erdőállomány határa a kontrolltól sorrendben 160 m és 50 m (4. ábra).

A magasság szerint a kontroll pont helyezkedik el a legmélyebben (tszf. 105,4 m), míg az É-i tölgy és D-i nyár állomány magasabban (105,8 m; 106,3 m) fekszik. Szintén különbséget fedezhetünk fel a három pont talajtextúrájában : a kontroll pont szelvénye a vályogos homok, míg a két erdei pont a homokos vályog kategóriába tartozik.



4. ábra: A jászfelsőszentgyörgyi mintaterület elhelyezkedése

Jászfákóhalma

Jászfákóhalma községtől ÉK-re elhelyezkedő területen 2012. júniusa óta zajlik adatgyűjtés. Két monitoring kút került kialakításra: egy akác állományban (6. pont) és egy kontroll ponton (7. pont, szántó). A két pont egymástól való távolsága 110 m, az erdő szegélye a kontroll ponttól 55 m-re, ÉK-re található (5.ábra). Tengerszint feletti magasságuk sorrendben 92,7 és 95,9 m. Talajtextúrájukat tekintve azonosak (mindkét talaj homokos vályog fizikai féleségű).



5. ábra: A jászfákóhalmai mintaterület elhelyezkedése

Tiszaderzs

A Tiszaderzs községtől ÉK-re elhelyezkedő területen 2016. márciusa óta végzünk adatgyűjtést. Itt 3 db talajvízszintmérő kút található. A kontroll kút (139. sz., szántó) kb. 200 méterre fekszik az erdő határától. A kúttól É-ÉNy-i irányban 480 m-re található az idősebb nyár állomány (138. sz.), majd innen 130 m-re É-ÉK-i irányban, a fiatalabb nyár (137. sz.) monitoring kútja (6. ábra). A terület nagy része sík (a 139. és a 137. sz. kút 86,7, illetve 86,8 m-rel van a tengerszint felett, míg a 138. sz. kút tszf. magassága 86,3 m)

A talajtextúrát tekintve, a 139-es, 138-as, és 137-es pontok talajai sorrendben a vályogos homok, vályog és homokos vályog kategóriákba sorolhatóak.

Mivel a két erdőállományt azonos fafaj (nemesnyár) alkotja, de azok eltérő korúak, a két erdei monitoring kút telepítése kifejezetten indokolt volt. 2016. telén a 138. sz. kúthoz tartozó idősebb erdőállományt letermelték, ezt a területet szintén nyárral kívánják újraterlepezni. Ez a körülmény újabb kutatási lehetőségeket nyújt számunkra.



6. ábra: A tiszaderzsi mintaterület elhelyezkedése

Kunhegyes

Kunhegyes és Abádszalók határában szintén három (két erdei és egy kontroll) ponton végzünk talajvízszint monitoringot, ugyancsak 2016. márciusa óta. Itt a kontroll (124. sz., szántó) pont szintén szántóföldön, a Kunhegyes – Abádszalók közti műút keleti oldalán helyezkedik el, míg az erdőállomány az út másik oldalán 90 m-re található Ny-i irányban. Az erdészeti pontok a kontrolltól ÉNy-ra 160 m-re (125 sz. pont) és 250 m-re (126 sz. pont) helyezkednek el (7.ábra). A terület K felé emelkedik, a három felsorolt pont tszf. magassága sorrendben: 86,9 m, 86,2 m 85,3 m.

Talajtextúra szempontjából a kontroll pont talaja a homokos vályog, míg a két mélyebben fekvő erdei pont szelvénye a vályog kategóriába sorolható.

Ez utóbbi két pont egymástól mintegy 90 m-re fekszik, ugyanazon erdőrészletben (Abádszalók 54/E), ugyanakkor kialakításukat az erdőállományban megfigyelhető egyértelmű különbségek indokolták: A K-Ny-i tájolású erdőrészleten É-D-i irányban 80-100 méter széles sávban a vegetáció jelentősen kiritkult, sok a leromlott egészségi állapotú, vagy elpusztult egyed, az itteni átlagmagasság jelentősen kisebb az erdőrészletben máshol tapasztalt magasságnál. A különbség a Google Earth képein is egyértelműen kivehető, a katonai felmérések térképein pedig művelési ág szintjén is elkülönül. Mivel ez a sáv mélyebben található, okunk volt feltételezni, hogy a különbség oka az eltérő talajvízszintben keresendő.



7. ábra: A kunhegyesi mintaterület elhelyezkedése

Hajdúsámson

A hajdúsámsoni mintaterület a várostól ÉK-re helyezkedik el. 2012. júniusa óta végeztünk adatgyűjtést, ugyanakkor az adatgyűjtők sorozatos meghibásodása és a rongálások miatt sajnos viszonylag kevés használható adat származik erről a területről. 2017. januárjában a vizsgált erdő véghasználatra került, ezért és a fenti okok miatt az itteni méréseket beszüntettük.

A kontroll pont (21. sz.) itt az erdőterülettől É-ra helyezkedik el. A fásszárú vegetáció és a kontroll közti távolság 110 m, a kontroll és az pont (22. sz.) közti távolság 160 m (8. ábra). A terület sík, mindkét pont tengerszint feletti magassága 139,6 m) Talajtextúra szempontjából is hasonlóan homogén a terület, mindkét pont a homokos vályog kategóriába tartozik.



8. ábra: A hajdúsámsoni mintaterület elhelyezkedése

3.4. Az adatok feldolgozása, számítások és a használt statisztikai módszerek

A 4.1.2. fejezetben a sófelhalmozódással kapcsolatos esetleges zavaró tényezők (legfőképp a geológiai rétegzettségéből fakadó eltérések) kiszűrése érdekében előzetes szűrést alkalmaztam: A vizsgálatba bevont mintapontok az akác és nyár erdőkkel rendelkező mintaterületekről származó CaCO_3 és pCl görbék alapján kerültek kiválogatásra. Előzetes feltételként szerepelt, hogy a kiválasztott mintaponton egyértelmű CaCO_3 és Cl^- felhalmozódás mutakozzon, továbbá a kontroll illetve az erdei pontok közötti távolság nem lehetett nagyobb 500 m-nél. Kizáró tényező volt, ha a kontroll és az erdei pontokon mért felhalmozódási csúcsok nagymértékben különböztek, mivel ennek feltételezhetően az említett eltérő geológiai rétegzettség volt az oka. A felsorolt szűrési feltételeknek 11 akác, 11 nyár és az ezekhez kapcsolódó kontroll pontok feleltek meg.

A bemutatandó, evapotranszspirációval kapcsolatos eredmények a napi talajvíz ingadozásból kerültek kiszámításra, a korábban már említett Gribovszki (2008) által továbbfejlesztett White-féle (White, 1932) módszer alapján. Ennek kiindulási pontja vizsgált mintapont telített talajrétegére felírt vízmérleg egyenlet (2. egyenlet):

$$\frac{dS}{dt} = S_y \frac{dWT}{dt} = Q_{\text{net}} - ET_{\text{gw}} \quad (2)$$

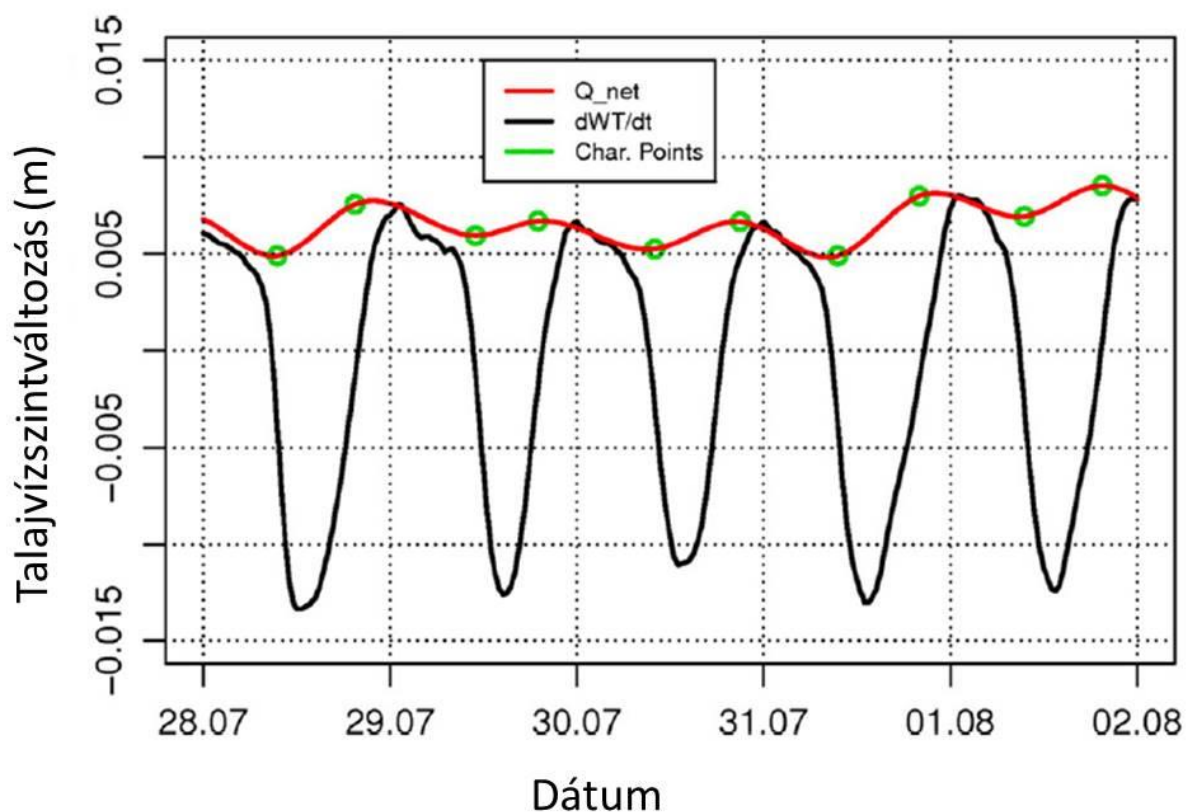
Ahol: S [L] az adott mintapont egységnyi felületéhez tartozó raktározott vízkészlet, ET_{gw} [LT^{-1}] az evapotranszspirációs ráta a talajvízből, Q_{net} [LT^{-1}] a nettó talajvíz utánpótlódás (a talajvíz hozzáfolyás (Q_{in}) mínusz talajvíz elfolyás (Q_{out}) különbsége), WT [L] a mért talajvízszint, dS/dt : a tározott talajvíz mennyiségi változása adott idő alatt ($S_y \cdot dWT/dt$ alapján számolható).

Az egyenletből kiindulva a talajvízből történő evapotranszspiráció (ET_{gw}) meghatározása a következő: Az adatgyűjtés sűrűségétől függően a talajvízszintek idősorának differenciáit képezzük a dWT/dt tag meghatározásához (9. ábra, fekete vonal). Ez a talajvízszint-változás az S_y fajlagos hozammal (leüríthető gravitációs pórustér) megszorozva jelképezi a talajvízkészlet megváltozását.. Az egyenlet átrendezésével belátható, hogy ez az utánpótlódás (Q_{net}) és a talajvízből történő evapotranszspiráció (ET_{gw}) különbsége.

A napi maximális és minimális utánpótlódás (Q_{net}) értékét egy empirikus módszer segítségével tudjuk legegyszerűbben megbecsülni, a talajvízszintek napi maximális (pl. $\max Q_{\text{net}} \approx \max(S_y \cdot \Delta WT / \Delta t)$) és a késő éjszakai - kora hajnali átlagos differenciális változásának ismeretében. (Az átlagolás a kis differenciális vízszintváltozás időszakában, a mérési hibák szerepének minimalizálása miatt szükséges.) Az így kapott napi maximális és minimális nettó utánpótlódási (Q_{net}) ráta értékét ezután a napi minimális és maximális talajvízszintek időpontjaiba helyeztük (9. ábra, zöld pontok). Ahhoz, hogy a későbbi számításokhoz megfelelő időfelbontást kapjunk, spline, vagy lineáris interpoláció segítségével pótolhatóak a maximális és minimális utánpótlódások közötti adathiányok (9. ábra piros, vonal).

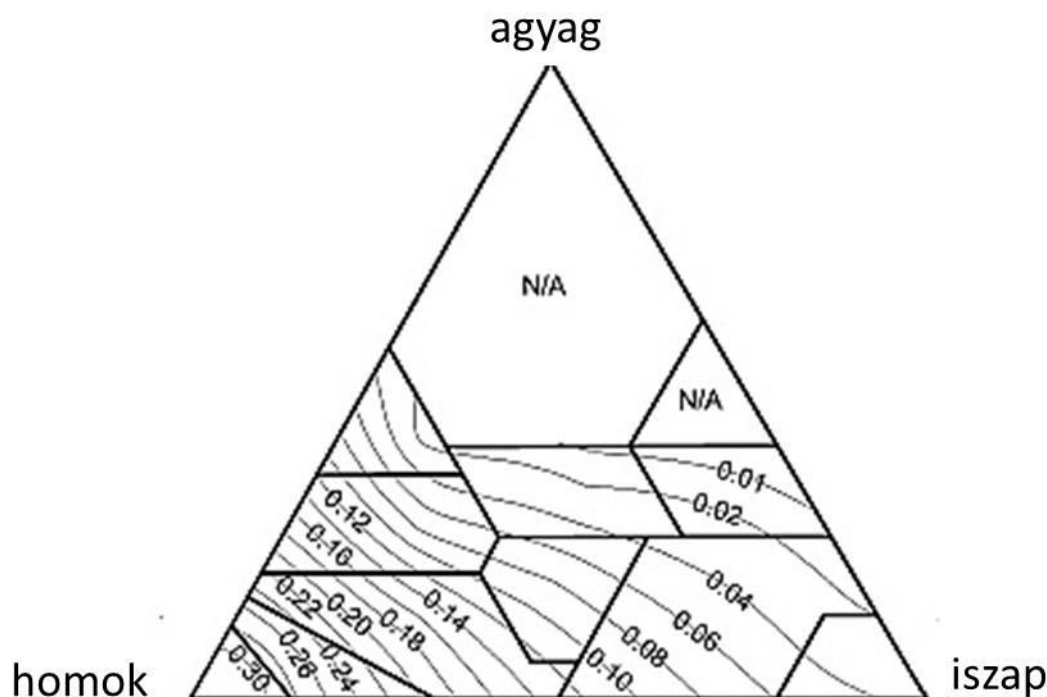
A Q_{net} paraméter meghatározása után az ET_{gw} a I. egyenletből átrendezés után számítható (3. egyenlet).

$$ET_{\text{gw}} = Q_{\text{net}} - S_y \cdot \frac{dWT}{dt} \quad (3)$$



9. ábra: A segédlet a talajvízből történő evapotranszspiráció számításához. (Gribovszki, 2008). Fekete vonal: a talajvízszintek differenciái (dWT/dt); zöld pontok: a napi minimális és maximális talajvízszintek időpontjai; piros vonal: a talajvíz utánpótlódás (Q_{net} ; S_y -al redukálva) az empirikus eljárással becsülve. Mérési sűrűség: 30 perc.

A módszer sarkalatos pontja a leüríthető gravitációs pórustér (S_y -érték) nagysága, mely annak a víznek a térfogata, melyet a víztartó réteg egységnyi területén, egységnyi talajvízszint süllyedés közben veszít (Freeze és Cherry, 1979). Ennek számítását Loheide és mtsai. (2005) alapján végeztem. Az általuk háromszögdiagram (10. ábra) alapján, a megütött talajvízszint mélységében vett talajminta szemcseösszetételének ismeretében meghatározható az S_y értéke.



10. ábra: A segédlet a leüríthető gravitációs pórustér (S_y -érték) nagyságának meghatározásához, Loheide és mtsai. (2005) alapján.

A számítás következő lépéseként, az így kapott érték felét vettem Meyboom (1967) javaslata alapján. Látható, hogy az S_y mértéke szorosan összefügg az adott talaj pórusviszonyaival, azaz áttételesen a textúrájával, ennek az összefüggésnek az eredmények értelmezésében van fontos szerepe.

A referenciaként szolgáló Penmann-Monteith-féle evapotranszspirációs értékeket meteorológiai adatokból számítottuk Allen és mtsai. (1998) alapján. Az ET számítása a Penman-Monteith módszer alapján a következő:

$$ET = \frac{\Delta_e \cdot (R_0 - S) + \rho_a \cdot c_p \cdot VPD \cdot r_a^{-1}}{\rho_w \cdot L_v \cdot \left(\Delta_e + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_c}{r_a} \right) \right)} \quad (4)$$

Ahol: ET, a módszer által számított evapotranszspiráció (m/s), L_v , a párolgáshő (kJ/kg), Δ_e , a telített párányomás görbéjének irántangense (kPa/K), γ , psychrometrikus állandó (kPa/K), R_0 , sugárzási egyenleg (kJ m⁻² s⁻¹), VPD telítési hiány (kPa), S , itt a talaj hőforgalma és a fásszárú növényállomány törzs és koronaterének időleges energiatárolási kapacitása (kJ m⁻² s⁻¹), ρ_a , a levegő sűrűsége (kg m⁻³), ρ_w , a víz sűrűsége (kg m⁻³), c_p , a nedves levegő fajhője (kJ kg⁻¹ K⁻¹), r_a , az aerodinamikus ellenállás (s/m), és r_c , a lombkorona ellenállása vagy más néven effektív sztóma ellenállás (s/m).

A dolgozatban bemutatandó eredmények több, különböző módszerrel végzett kutatásból származnak. Míg a talajvízszint-depresszióval kapcsolatos adatok minden esetben felhasználhatónak bizonyultak, addig a sótartalmat több mintaterületen a geológiai rétegződés változása határozta meg, így ezekben az esetekben értelemszerűen nem volt lehetséges az erdőállományok sótartalomra gyakorolt hatásának független vizsgálata. Hasonlóképp, a napi talajvízszint-ingadozással kapcsolatos összefüggések vizsgálata is csak bizonyos időszakokra és mintaterületekre volt lehetséges. A leírtak miatt az egyes vizsgálatok esetében az elemszámok eltérőek lehetnek. Ezeket az eltéréseket igyekszem egyértelműen jelezni a következő fejezetben.

A talajok sótartalmával kapcsolatban elektromos vezetőképesség mérés történt, melynek a talaj higroszkóposséggal korrigált verziója, a vonatkozó nemzetközi szakirodalom (Ilaco, 1981) szerint, a 1:2,5 arányú talajszuszpenzió vezetőképességéből került kiszámításra:

$$\text{Számított vezetőképesség (EC}_e\text{)} = (250/(37,216 \cdot \text{hy}_1 - 10,988 \cdot \text{hy}_1^2 + 1,1 \cdot \text{hy}_1^3)) \cdot \text{EC}_{2.5} \quad (4)$$

Ahol: hy_1 a higroszkóposság értéke, $\text{EC}_{2.5}$ vezetőképesség 1:2,5 arányú talajszuszpenzióban mérve

Mivel ez egy higroszkóposséggal korrigált érték, használatával kizárható, a talajtextúra – mint vezetőképességet befolyásoló tényező – hatása, így a vezetőképesség értékekre a későbbiekben sótartalomként fogok hivatkozni. Ebből az értékből a százalékban megadott sótartalom az 5. egyenlettel számítható ki:

$$\text{Talaj sótartalom(\%)} = 0,033 \cdot \text{EC}_e^3 \cdot 0,001 \quad (5)$$

Ahol: EC_e a számított vezetőképesség érték

A dolgozatban bemutatandó eredmények több, különböző időpontban és módszerrel végzett kutatásból származnak. Míg a talajvízszint-depresszióval kapcsolatos adatok minden esetben felhasználhatónak bizonyultak, addig a sótartalmat több mintaterületen a geológiai rétegződés változása határozta meg, így ezekben az esetekben értelemszerűen nem volt lehetséges az erdőállományok sótartalomra gyakorolt hatásának vizsgálata. Hasonlóképp, a napi talajvízszint-ingadozással kapcsolatos összefüggések vizsgálata is csak bizonyos időszakokra és mintaterületekre volt lehetséges. A leírtak miatt az egyes vizsgálatok esetében az elemszámok eltérőek. Ezen eltéréseket és az eltérések okát a 3. számú melléklet tartalmazza.

A fatömeg, az erdőállományok kora és az alattuk mért sófelhalmozódás közti összefüggéseket lineáris regresszióval számítottuk, a statisztikai vizsgálatokat az SPSS statisztikai program 17-es verziójával végeztük. Az előzetes vizsgálatok során a sóakkumuláció kimutatására egyutas varianciaanalízist (ANOVA) alkalmaztam, ugyanakkor a teljes adatbázissal kapcsolatos szignifikanciavizsgálatok esetében (a mintaterületek nagymértékű heterogenitása miatt) páros

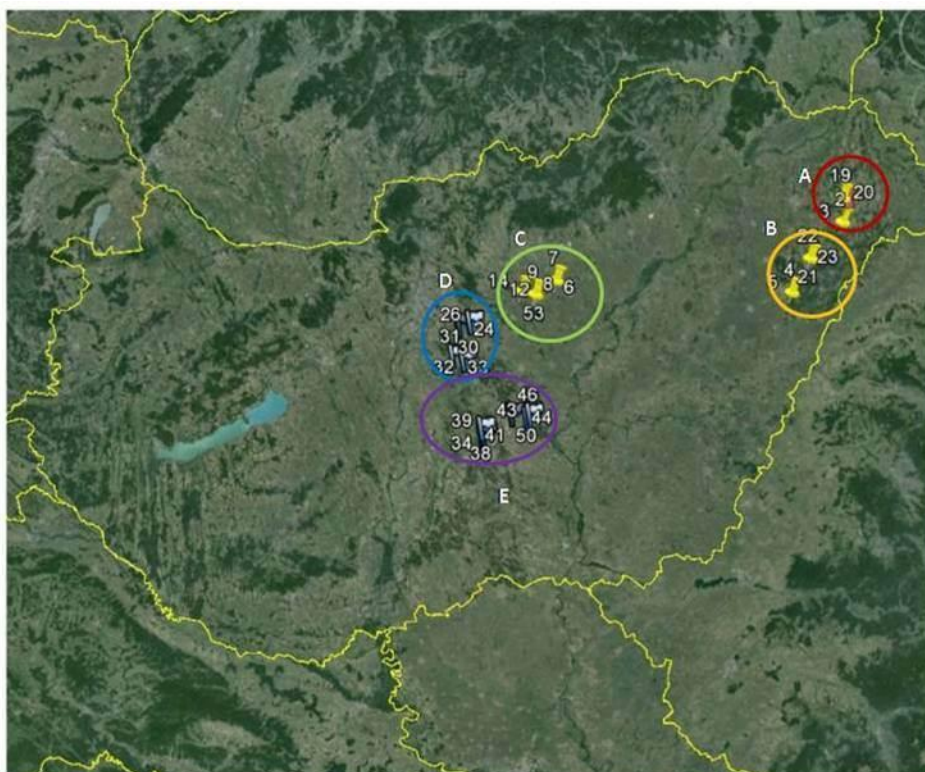
t-próbát használtam. Szintén a teljes adatbázis esetében a lokális befolyásoló tényezők hatását korreláció mátrix segítségével vizsgáltam meg.

A könnyebb értelmezhetőség miatt az eredményeket több helyen szintén az SPSS programmal előállított ún. boxplot formájában közöltem (19. és 20. ábra). Az így kapott ábrákon a „talpak” a minimális és maximális értékeket, a „dobozok” az interkvartilis értékeket, míg a dobozokban található fekete vonal az adott sokaság mediánját ábrázolja.

4. Eredmények és azok értékelése

4.1. Az előzetes vizsgálatok eredményei

A kutatómunka során első lépcsőben a 2012-ben (egyszeri mintavételezéssel vizsgált és monitoring mintaterületek, 31 erdő és 14 kontrollpont, 11. ábra) elvégzett adatgyűjtés eredményeinek több tényezőt figyelembe vevő értékelése történt meg. (Tóth és mtsai., 2014). Az alaphipotézis állításainak ellenőrzése mellett, a kutatómunka célja volt további befolyásoló tényezők (a fásszárú vegetáció kora, biomasszája, az egyes fajok növekedési erélye és a talajtextúra) folyamatokra gyakorolt hatásának vizsgálata is.



11. ábra: Mintavételi pontok elhelyezkedése. A – Nyírség, B – Hajdúság, C – Jászság, D – Közép-Duna vidék, E – Kiskunság

4.1.1. A talajvízszint és sófelhalmozódás kapcsolata az erdőállományok jellemzőivel és a talajtulajdonságokkal

A talajvízszintre, illetve a talajban és a talajvízben történő sófelhalmozódásra vonatkozó általános eredményeket az 5. táblázat foglalja össze.

5. táblázat: A talajvíz depressziót, sófelhalmozódást, illetve talajvíz sótartalom növekedést okozó erdőállományok száma és százalékos aránya az összes vizsgált erdőállományhoz viszonyítva (zárójelben megadva).

Megfigyelhető hatás/Fafaj	Akác	Tölgy	Nyár	Összesen
Talajvíz depresszió	10 (14) 71,4%	4 (5) 80,0%	9 (12) 75,0%	23 (31) 74,2%
Sófelhalmozódás (talajban) a talajszelvényben kontroll ponthoz viszonyítva	7 (11) 63,6%	2 (5) 40,0%	6 (11) 54,5%	15 (27) 55,6%
Talajvíz sótartalom növekedése a kontroll ponthoz viszonyítva	11 (13) 84,6%	4 (5) 80,0%	10 (12) 83,3%	25 (30) 83,3%

Megfigyelhető, hogy a talajvíz depresszió és a talajban történt sófelhalmozódás a vizsgált esetek többségében kimutatható, ugyanakkor legnagyobb arányban a talajvízben oldott sótartalom feldúsulása jelentkezik, mind a három fafaj esetében. Látható, hogy a talajban történő sófelhalmozódás aránya jóval alacsonyabb és nem mutat egyértelmű tendenciákat. Erre magyarázat lehet, hogy a talajban mérhető sófelhalmozódás folyamatára értelemszerűen hatással van a talaj számos fizikai és kémiai tulajdonsága, illetve ezeknek az egyes mintaterületek közti eltérései, míg a talajvízben a gyökérzet hatása közvetlenül mutatkozik meg, és az kevésbé függ az egyéb befolyásoló tényezőktől. Ugyanakkor az elemzéshez felhasznált adatbázis alapján nem lehetett kimutatni szignifikáns eltérést a talajban, és a talajvízben mérhető sófelhalmozódás nagyságát illetően.

Az előzetes eredmények alapján az alaphipotézis (1. fejezet) talajvíz depresszióval kapcsolatos feltevése helytálló. Az előzetes várakozásokkal ellentétben a nyár alatt viszonylag nagy számban (19,2%) találtunk olyan mintaterületeket, ahol nem mutatható ki talajvízszint depresszió. Ennek látszólag ellentmond az, hogy nyárnak egyértelműen nagyobb a vízigénye, mint az Alföldön átlagosan lehulló csapadék (1. táblázat, Járó, 1981 alapján). Az akác esetében szintén előfordulhat a talajvíz depresszió hiánya, mely a fafaj mérsékelt vízigényének, illetve az alább felsorolt tényezők kombinációjának lehet a következménye.

A hipotézisben feltételezett folyamatoktól való eltérések, illetve az egyes mintaterületek közti különbségek okát a lokális tényezők hatásának tudhatjuk be, ugyanakkor fontos hangsúlyozni, hogy ezen hatások statisztikai bizonyításához további vizsgálatokat igényel.

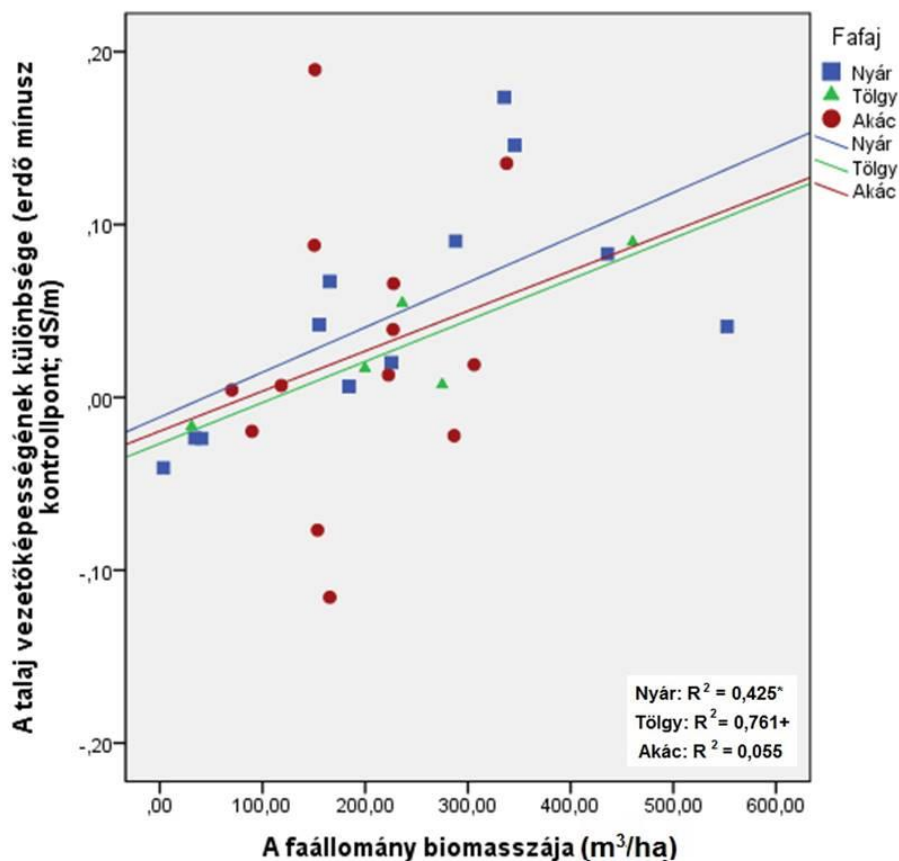
Az erdőállományok és a kontrollterületek átlagos sótartalmát vizsgálva viszont mind a három mélységben szignifikáns eltérések láthatóak (6. táblázat). Ezek az eltérések jellegzetes mintázatot mutatnak: a felső egy méterben a kontroll alatt mérhető nagyobb sótartalom (-0,041 dS/m), míg az egy méter alatti talajszelvényben ez a trend fordított és nagyobb mértékű (0,053 dS/m), így a teljes talajszelvényt tekintve is átlagosan nagyobb sótartalmat (0,034 dS/m) mértünk az erdőállományok alatt.

6. táblázat: Átlagos sótartalom (dS/m, 1:2,5 arányú talaj:víz szuszpenzióban mérve) az erdőállományok és a kontrollterületek alatt, az ANOVA elemzés eredményeivel Tóth és mtsai. (2014) alapján

Mélység	Erdő (n = 31)	Kontroll (n = 14)	Sótartalom különbség (erdő-kontroll)	Szignifikancia
0-1 m	0,106	0,147	-0,041	0,008
1 m-talajvízszint	0,198	0,145	0,053	0,001
0 m-talajvízszint	0,176	0,142	0,034	0,016

Fafajok szempontjából megvizsgálva, a sófelhalmozódás mértéke, azaz a erdő és kontroll alatt mért vezetőképesség értékek különbsége, a nyár (0,0484 dS/m), a tölgy (0,0304 dS/m) és az akác (0,0246 dS/m) sorrendjében csökkenő trendet mutat a teljes vizsgált mélységre nézve. Ezek egybevágnak a fafajok vízigényének (nyár > tölgy > akác) sorrendjével, ugyanakkor az egyes fajok esetében kapott értékek közti különbségek ez esetben sem szignifikánsak.

A továbbiakban a biomassza képződésnek a talajvízszintre gyakorolt hatását vizsgáltuk. Az összes vizsgált pont esetében szignifikáns összefüggést találtunk a biomassza (m^3/ha) és a sófelhalmozódás mértéke közt ($R^2=0,480$; $p<0,01$; $n = 31$), miközben az egyes fajok igen jelentős eltéréseket mutatnak (12. ábra).



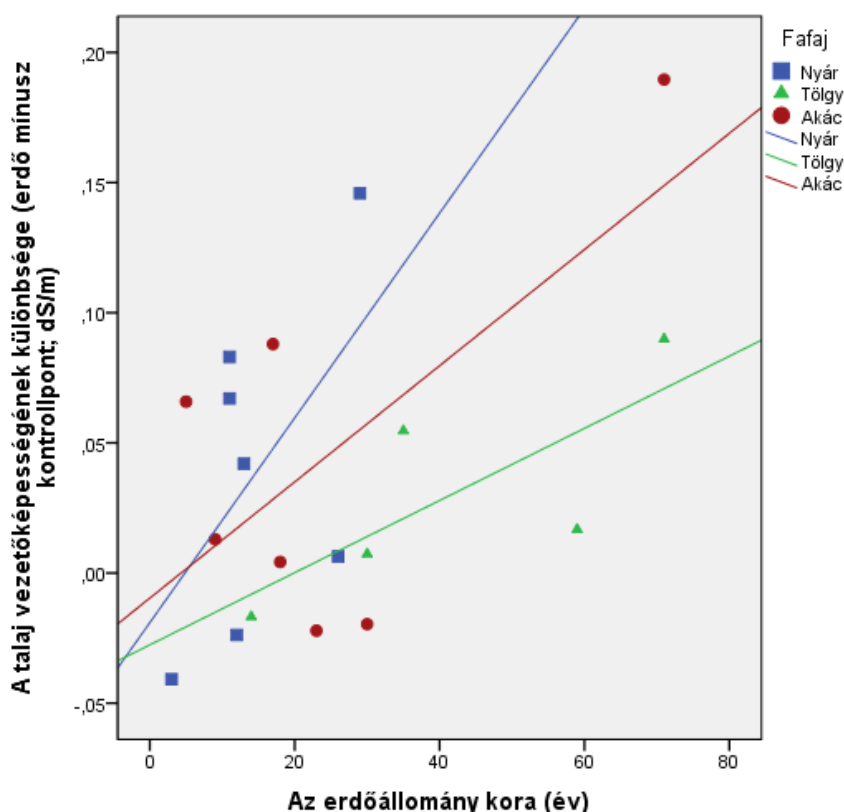
12. ábra: A biomassza és az erdőállományok alatt tapasztalható sófelhalmozódás (erdő-kontroll) közti összefüggés fajok szerint (* szignifikancia: $p < 0,05$; + szignifikancia: $p < 0,1$)

Míg a nyár és a tölgy esetében is szignifikáns a kapcsolat (sorrendben: $p < 0,05$ és $p < 0,1$ szinten), addig az akácnál nincs összefüggés a két tényező közt. Mivel a talajvízben oldott sók mozgását a talajvíz áramlása határozza meg, a gyökérzet és a talajvíz közti közvetlen kapcsolat hiánya magyarázat lehet arra, hogy az akác esetében miért nem befolyásolja az erdőállomány biomasszájának nagysága a sóakkumuláció folyamatát. Ezen előzetes eredmények kiegészítik Lambert és Turner (2000) elméletét a biomassza és sófelhalmozódás kapcsolatáról.

Mind a kapcsolat erőssége, mind a regressziós egyenesek meredeksége megegyezik ezen fajok fajlagos vízigényének sorrendjével (tölgy < nyár). Ez alapján következtethetünk arra, hogy a biomassza és sófelhalmozódás közti kapcsolatot, annak erősségét az adott faj vízigénye határozza meg, ugyanakkor ennek alátámasztáshoz további eredmények szükségesek.

Szintén a vizsgálat tárgyát képezte a talajtextúra hatása a sófelhalmozódás folyamatára. Ismerve azt, hogy a durva textúrájú talajokban a víz mozgása mind lefelé (kilúgzás) mind a felszín irányába (sófelhalmozódás) gyors és rövid idejű folyamat, feltételezhetjük a textúra szintén jelentős tényező a sóakkumuláció folyamatában, ugyanakkor ezzel a paraméterrel sem az összes vizsgált pont esetében, sem fafajonként nem sikerült szignifikáns kapcsolatot kimutatni.

Az erdőállományok kora és a sófelhalmozódás mértéke közt az előzetes kutatások során vizsgált mintapontokra vonatkozóan szignifikáns az összefüggés (R^2 0,466; $p < 0,05$; $n=31$), azaz a biomasszához hasonlóan ez is egy olyan tényező, mely hatással van a sóakkumuláció mértékére. Fajonként vizsgálva az adatokat megállapítható, hogy az egyes regressziós egyenesek meredekségének sorrendje (nyár > akác > tölgy) ez esetben nem a vízigény nagyságával, hanem az egyes fajok növekedési erélyének sorrendjével egyezik meg (13. ábra), amiből arra következtethetünk, hogy az állománykor és a sófelhalmozódás mértéke közti kapcsolatot az adott faj növekedési erélye határozza meg. Ugyanakkor az egyes fajokra nézve az összefüggés nem szignifikáns.



13. ábra: Az erdőállományok kora és az alattuk tapasztalható sófelhalmozódás (erdő-kontroll) közti összefüggés fajok szerint

4.1.2. Az erdőállományok és a sófelhalmozódás kapcsolatának vizsgálata

Felhasználva az előbbieken bemutatott kutatómunka eredményeit, a további kutatások a sófelhalmozódás mintázata és az egyes biotikus és abiotikus befolyásoló tényezők közti kapcsolatra koncentráltak (Szabó és mtsai., 2018). Annak érdekében, hogy jobban megérthessük a talajvíz mozgásával kapcsolatos folyamatokat, itt a talaj összesó tartalma helyett a talaj kloridion (Cl^-) és a kalcium-karbonát (CaCO_3) tartalmát vizsgáltam, mivel ezek mobilitása a talajban igen eltérő.

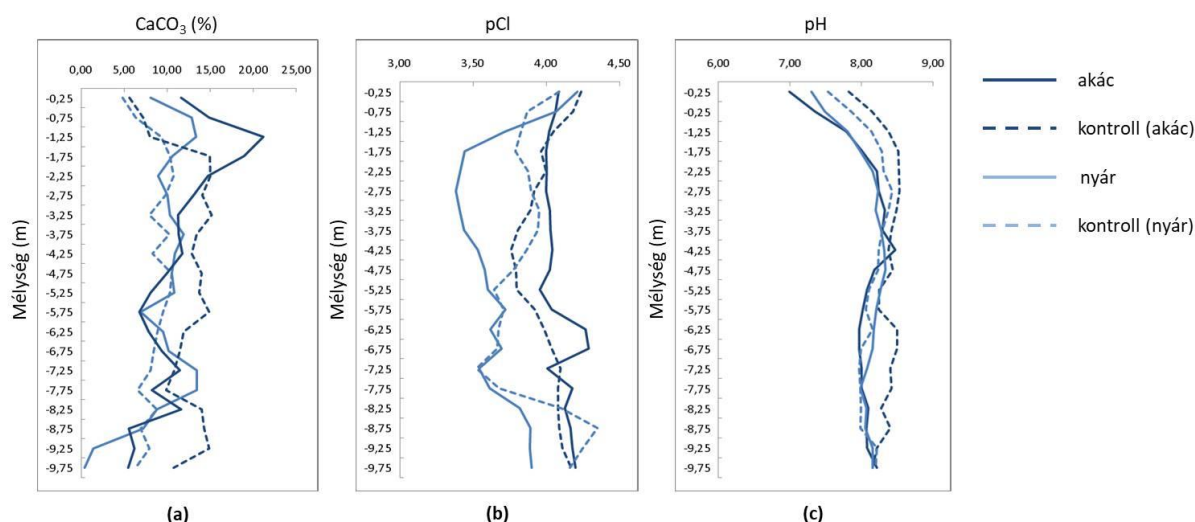
Hipotézisünk ez esetben a következő pontokból állt:

1, Az erdőállományok nagyobb vízfelvétele nemcsak talajvíz depressziót, hanem a talajvízben oldott ionok transzportjával sófelhalmozódást is generál, ami sóakkumulációs csúcsként jelentkezik a mintapontokhoz tartozó CaCO_3 és pCl görbéken.

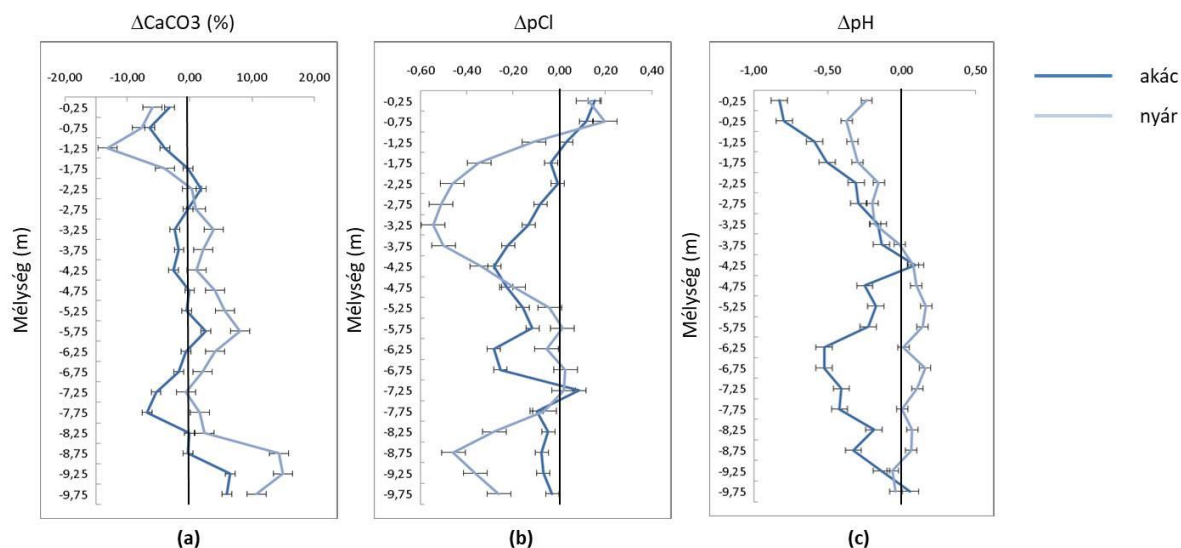
2, Mivel a két tanulmányozott fafaj (akác és nyár) vízfelvételi stratégiája különbözik, ezért gyökérrendszerük, illetve az általuk generált sóakkumuláció mértéke is különbözik. A nyár nagyobb vízigénye miatt nagyobb sófelhalmozódási csúcsokat generál, míg az akác alatt ezek a csúcsok kisebbek.

3, Ezen folyamatokat a talaj textúrája, a gyökér és talajvíz kapcsolata és a CaCO_3 és Cl^- ionok talajban való mozgása is befolyásolja. A durvább textúrájú talajok, a közvetlen kapcsolat a talajvíz és a gyökérzet közt, továbbá a nagyobb mobilitással rendelkező ionok esetében nagyobb sóakkumulációs csúcsok jelennek meg az adott erdőállományok alatt.

A 3.4. fejezetben leírt előzetes szűrés után, a kiválogatott mintapontokon mért átlagos CaCO_3 , pCl és pH értékeket a 14. ábra mutatja. A folyamatok szemléletes bemutatása kedvéért ezeket különbség (erdő-kontroll) görbéké alakítottam (15. ábra).



14. ábra: Átlagos CaCO_3 (a), pCl (b) és pH (c) görbék a nyár ($n=11$), és akác ($n=11$) állományok illetve a kapcsolódó kontrollpontok talajszelvényeiben (Szabó és mtsai. 2018)



15. ábra: Átlagos CaCO_3 (a) és Cl^- (b) felhalmozódás, továbbá savanyító hatás (c) görbék a vizsgált akác és nyár állományok alatt (erdő mínusz kontroll pont). A pozitív értékek CaCO_3 felhalmozódást (a), míg a negatív értékek Cl^- felhalmozódást (b) és savanyító hatást (c) jeleznek a kontrollpontokhoz képest. (akác $n=11$, nyár $n=11$) (Szabó és mtsai., 2018)

Látható, hogy a két fafaj alatt található CaCO_3 felhalmozódás jellege jelentősen eltér (14. a, ábra, 15. a ábra). Az akác állományok alatt csak gyenge, bizonyos talajrétegekben jelentkező felhalmozódást sikerült kimutatni, ennek maximális értéke 3,48 %. Ugyanakkor a nyár alatt 2,25 és 7,25 méteres mélységek közt folyamatos akkumulációs réteg alakult ki 8,4 %-os maximális különbséggel az erdő és a kontroll közt (15. a, ábra).

A különbség fő oka a két faj eltérő vízfelvételi stratégiájában keresendő: Az akác a szakirodalmi adatok (Keresztesi, 1968; Járó, 1981; Göbölös, 2002) alapján elsősorban a talajnedvességet, illetve a kapilláris vízemeléssel a talajvízből a gyökérzetéhez eljutó nedvességet használja fel növekedéséhez, amennyiben az rendelkezésre áll. Emiatt gyökérzónájában a meteorológiai viszonyoktól függően a nedvesedés és kiszáradás váltakozása jellemző. Ezen körülmények közt az ionok mozgása sem folyamatos és adott esetben iránya is váltakozó (akkumuláció-kilúgzás). Egy másik lehetséges ok az akác gyökérzetének nitrifikáló hatása, mely pH csökkenéssel jár a gyökérzet környezetében (Vitková, 2015), ami akadályozza a CaCO_3 felhalmozódását.

Ezzel ellentétben a nyár gyökérzetével elsősorban közvetlenül a talajvízből veszi fel a számára szükséges vízmennyiséget (Lucot és Bruckert, 1992; Johansson és Hjelm, 2012), amivel túlnyomórészt folyamatos és egyirányú talajvíz és ionmozgást generál akár nagyobb távolságokból is a gyökérzet irányába. Ez a folyamat értelemszerűen nagyobb mértékű sóakkumulációt eredményez.

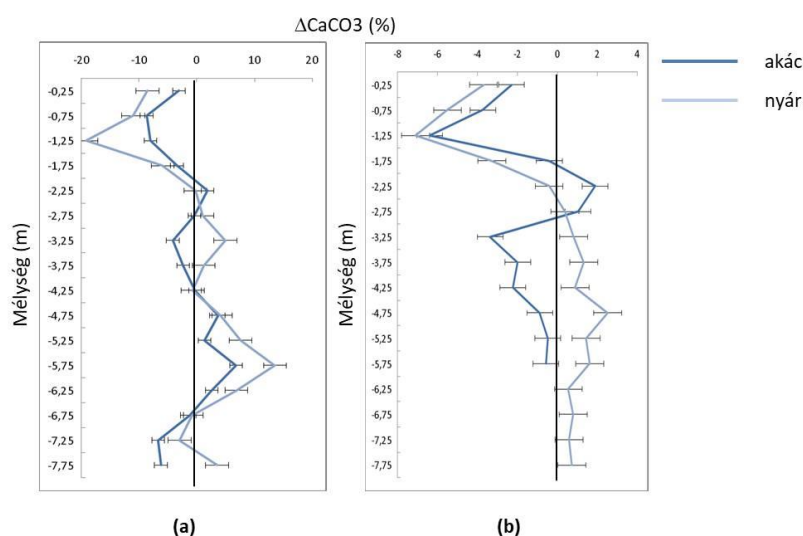
Bár eltérések a Cl^- esetében is mutatkoznak, de ebben az esetben már az akác alatt is egyértelmű ionakkumulációt tapasztalunk: 5,25-7,25 m közt, 0,28 pCl egységnyi maximális eltéréssel a kontrollterülethez viszonyítva. A nyár alatt a felhalmozódás mértéke ebben az esetben is erősebb: kb. 1 m-től folyamatos felhalmozódási zóna alakult ki, 0,54 pCl-nyi maximális különbséggel.

Az eltérő eredmények oka, hogy a Cl^- ionok, ellentétben a CaCO_3 -al, teljes mértékben oldódnak a talajvízben, ezért mobilisabbak a talajban. Emiatt kisebb mértékű vízáramlás is jelentős mennyiségű ion transzportját eredményezi, tehát a kisebb vízmozgást generáló akác alatt is jelentkezik ionakkumuláció.

A kalcium-karbonát és a kloridion eltérő viselkedésének jele az is, hogy az egyes mintaterületeken a kétféle abszolút értékekben mért felhalmozódás mértéke közt nem találtunk összefüggést, azaz a felhalmozódása nemcsak annak mértékében, de dinamikájában is eltér.

A várakozásoknak megfelelően mindkét fafaj alatt a talajfelszínhez közeli rétegekben pH csökkenést tapasztalhatunk (14. c, ábra, 15. c, ábra), amit egyrészt ezen rétegek kilúgzása, másrészt a gyökérsavak növények általi kiválasztása okoz. A két faj közül az akác alatt tapasztalhatunk alacsonyabb pH értékeket, aminek oka valószínűsíthetően a már említett nitrifikációval kapcsolatos folyamat.

A mintaterületek átlagos higroszkópossága alapján azokat talajtextúra szempontjából két határozottan eltérő csoportra oszthatjuk: az alacsony higroszkópossággal jellemezhető (maximális higroszkóposság nyár: 0,66, akác: 0,8), homok és vályogos homok talajtextúra kategóriákat magukban foglaló csoportra, melyre az egyszerűség kedvéért a későbbiekben homok kategóriaként fogok hivatkozni. Továbbá a homokos vályog, vályog és agyagos vályog textúra kategóriákat magában foglaló, magas átlagos higroszkóposságot mutató (minimális higroszkóposság nyár: 2,48, akác: 1,46) csoport, melyre vályog kategóriaként hivatkozok a későbbiekben. Ez a felosztás lehetőséget ad a talajtextúra sófelhalmozódásra gyakorolt hatásának elemzésére. Ezzel kapcsolatos eredményeinket a 16. ábra foglalja össze



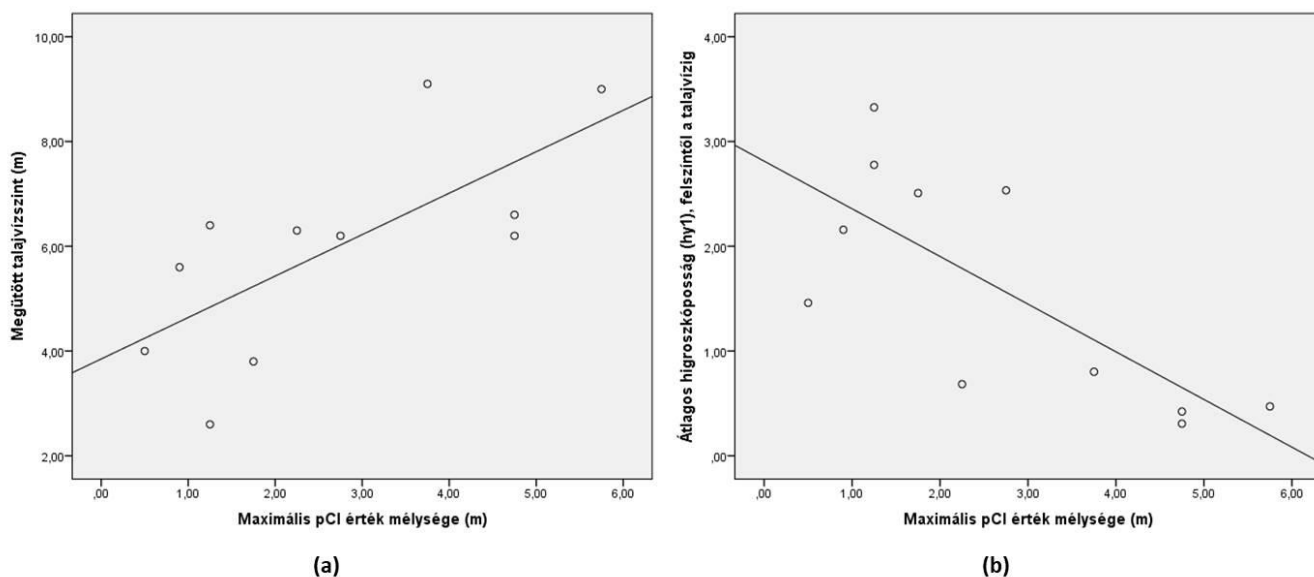
16. ábra: Átlagos CaCO_3 felhalmozódás akác és nyárállományok alatt (átlagos értékek CaCO_3 %-ban, erdő mínusz kontrol pont), a homok (a) (akác $n = 5$, nyár $n = 5$) és a vályog (b) (akác $n = 6$, nyár $n = 6$) kategóriákba sorolt talajok esetében. A pozitív értékek CaCO_3 felhalmozódást jeleznek a kontrollpontokhoz képest. (Szabó és mtsai. 2018)

A homoktalajok esetében a talajvíz mozgása, a talaj nedvességtartalmának változása is gyorsabban megy végbe, továbbá kisebb agyagtartalma révén, fázisának ionadszorpciós képessége is kisebb. Mindezek miatt az egyes elemek transzportja intenzívebb az ilyen típusú talajokban. Ez a magyarázata annak, hogy csak a homoktalajokat megvizsgálva az akác alatt is találhatunk kisebb mértékű CaCO_3 felhalmozódást (16. a, ábra). Szintén a felsorolt okok miatt a finomabb szemcseösszetételű altalajok esetében nagyobb mértékű vízmozgás szükséges a felhalmozódási rétegek kialakulásához. Ugyanakkor látható, hogy a nyár nagy vízigénye az ilyen talajokon is elegendő a sófelhalmozódási zóna kialakításához (16.b, ábra).

A korábban bemutatott eredmények alapján feltételezhetjük, hogy az erdőállományok alatti sófelhalmozódás jelensége azok vízfelvételének következménye, a sófelhalmozódás maximuma pedig a vízfelvétel, azaz a gyökérzóna helyét jelöli. A következőkben ebből a szempontból vizsgáltam az egyes sófelhalmozódási görbék csúcsainak mélysége és az egyéb talajtani paraméterek, elsősorban a talajtextúra közti kapcsolatot.

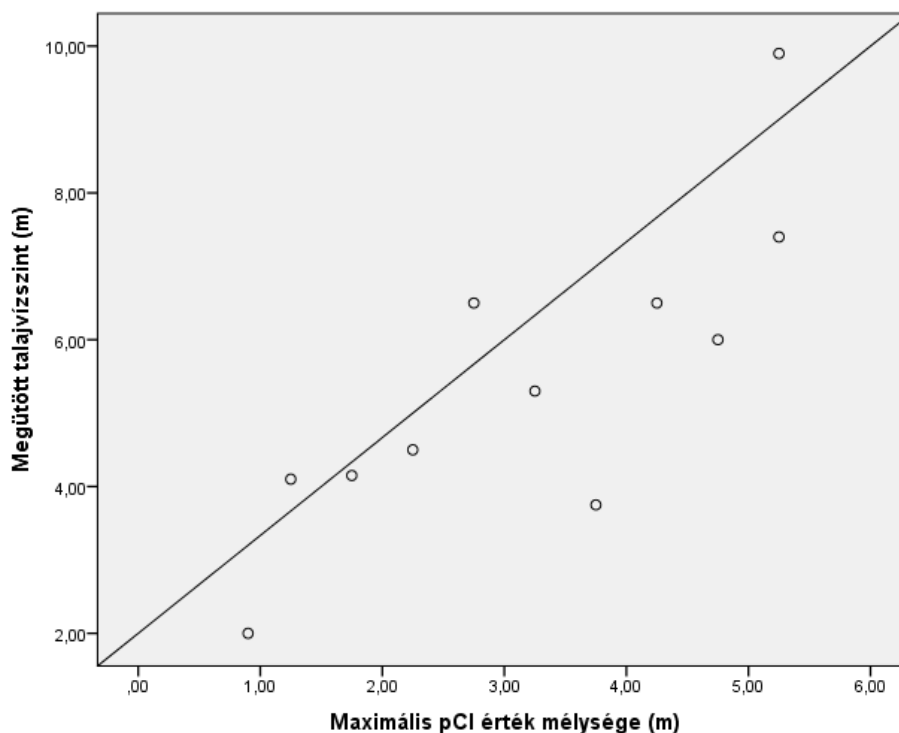
Az akác esetében a talajvíz szintje a felhalmozódási csúcsok alatt 1,45-5,35 méterrel helyezkedett el. Amennyiben elfogadjuk, hogy a sófelhalmozódási csúcsok a gyökérzóna alsó határát mutatják, akár több méteres évi talajvízszint ingadozást is feltételezve valószínűsíthető, hogy a talajvíz nem, vagy csak nagyon ritkán éri el közvetlenül a gyökérzetet, tehát annak hatása főként a kapillaris vízemelésen keresztül érvényesül, természetesen a lokális textúrának megfelelően.

Szignifikáns kapcsolat van a felhalmozódási csúcsok és a talajvíz mélysége közt ($R=0,635$; $p<0,005$; $n=11$; 17. a. ábra), továbbá felhalmozódási csúcsok mélysége és a higroszkoposság közt mindhárom vizsgált mélységben, azaz a felszíntől talajvízszintig ($R=-0,592$; $p<0,05$; $n=11$, 17. b. ábra), a felszíntől 1 m-ig ($R = -0,594$; $p<0,005$; $n=11$) és 1 m-től a talajvízig ($R=-0,545$; $p<0,05$; $n=11$). Tehát a higroszkoposság növekedésével, azaz a talajtextúra finomodásával a felhalmozódási csúcsok egyre sekélyebben helyezkednek el. Ebből kiindulva feltételezhetjük, hogy a gyökérzóna mélysége is hasonlóképp csökken.



17. ábra: Kapcsolat a mért maximális pCl értékek (felhalmozódási csúcs) mélysége és a megütött talajvízszint (a), illetve a higroszkoposság (b) közt akác állományok esetében. (Szabó és mtsai. 2018 alapján)

A nyár állományokat megvizsgálva erős és szignifikáns kapcsolatot találunk a felhalmozódási csúcsok és a megütött talajvíz mélység közt ($R=0,810$; $p<0,05$; $n=11$, 18. ábra). Ez – a korábbi feltételezést megtartva – kapcsolatot mutat a nyár gyökérzete és a talajvíz szintje közt. A felhalmozódási csúcsok és a talajvízszint közti különbség (egy mintapont kivételével) 0-2,85 m közt van, azaz az éves talajvíz ingadozást figyelembe véve kijelenthető, hogy a nyár mintapontok jelentős részében a gyökérzet közvetlen kapcsolatban van a talajvízzel. A nyár esetében a higroszkópossággal nem áll fenn kimutatható kapcsolat.



18. ábra: Kapcsolat a mért maximális pCl értékek (felhalmozódási csúcs) mélysége és a megütött talajvízszint közt nyár állományok esetében. (Szabó és mtsai. 2018 alapján)

Kiegészítésként a vizsgálatba bevont mintapontok közül a kunhegyesi mintaterületen található nyár (126) és kontroll (124) pontok esetében a talajvízszint adatok felhasználásával, a továbbfejlesztett White módszer segítségével (Gribovszki és mtsai., 2008) megtörtént a talajvízből történő napi párolgás mértékének kiszámítása. Az így kapott párolgási adatok ismételten alátámasztották alaphipotézisünk azon állítását, miszerint a fás szárú vegetáció talajvíz felvétele (3,38 mm/nap) meghaladja a kontroll területeken megfigyelhető vízfelvételt (1,29 mm/nap).

Az eredmények alapján kimutatható, hogy az erdőállományok alatt megfigyelhető sófelhalmozódás fafaj és talajtextúra alapján is differenciált, mely folyamat vizsgálatára a CaCO_3 és Cl^- felhalmozódásának vizsgálata megfelelő módszernek bizonyult. Míg az előbbi transzportja a talajban lassabb, a Cl^- teljes mértékben oldódik a talajvízben és töltése révén sem kötődik a talajrészecskékhez (White és Broadley, 2001), ezért a talajvíz kisebb mértékű mozgását is jelzi (Tsidale és mtsai., 1985). Ez a magyarázat arra, hogy a Cl^- akkumuláció mértéke és a felhalmozódási réteg vastagsága meghaladta a CaCO_3 esetében mérhető mértéket és vastagságot.

A fafaj szerinti differenciálódást mutatja, hogy a nyár alatti akkumuláció mindkét esetben meghaladja az akác alattit, ugyanakkor az utóbbi alatt a Cl^- esetében mérhető volt felhalmozódás, a CaCO_3 esetében viszont nem. Ezek az eredmények ugyancsak alátámasztják a hipotézis azon részét, miszerint az erdőállományok vízfelvétele sófelhalmozódást generál. A vízfelvétel mértéke mellett annak módja is szerepet játszhat a különbségek kialakulásában.

A textúra szerinti differenciálódásra példa, hogy a homok textúrájú talajok esetében egy nagyságrenddel nagyobb akkumulációt mérhetünk ugyanazok fafajok esetében (16. ábra). Az eddig leírtakból az következik, hogy a durva textúrájú talajok vízszintes irányban segítik (gyorsabb, hatékonyabb iontranszport), függőleges irányban pedig inkább gátolják (erőteljesebb kilúgzás, kisebb kapilláris vízemelés) a sóakkumulációt.

Bár közvetlen mért adattal nem rendelkezünk az adott állományok gyökérmélységéről a fentiek alapján feltételezhetjük, hogy az akkumuláció jelensége nemcsak a vízfelvétel által generált vízmozgásról, hanem annak helyéről is információt ad. Ezért a következő lépésben a felhalmozódási csúcsok mélységét és a talajtextúra, illetve a talajvízszint közti kapcsolatot vizsgáltam. Az akác esetében mindkettő tényezővel szignifikáns a kapcsolat, míg nyárnál kizárólag a talajvízmélység hat a felhalmozódási csúcsok elhelyezkedésére. Ezek az eredmények megerősítik Wilske (2009), illetve Snyder és Williams (2000) következtetését a nyár közvetlen talajvíz használatáról, továbbá egybevág Cox és mtsai. (2005) eredményeivel, miszerint az általuk vizsgált nyár állomány nem mutatott reakciót a sekély talajrétegek nedvességtartalmának változásával. Ez magyarázat arra, hogy – a talaj vízháztartásában alapvető fontosságú – talajtextúra miért nem hat a vízmozgás által meghatározott akkumulációra. Az akác esetében, a már leírt, közvetett talajvíz-gyökérzet kapcsolat miatt a talajtextúra viszont lényeges befolyásoló tényező az akkumulációs csúcsok elhelyezkedésében, azaz finomabb talajtextúra esetében (mely a víztartóképeség növekedésével jár), a felhalmozódási csúcsok, azaz a gyökérzet fő tömege sekélyebben

helyezkedik el. Ezek az eredmények egybevágóak Wu (2015) azon megállapításával, miszerint a növények képesek a helyi körülményeknek megfelelően fenotípusuk megváltoztatásával is szabályozni párologtatásuk mértékét. Ennek példáját láthatjuk az akácnál a talajtextúra szerint differenciálódó gyökérzetben.

Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy a kalcium-karbonát akkumulációjának vizsgálatához az alföldi klimatikus és geológiai körülmények optimálisak. Hasonló vizsgálatokra és következtetésekre nagyon meszes, esetleg teljesen mészmentes alapkőzet, vagy folyamatos nagy mértékű kilúgzás (pl.: A Nyugat-magyarországi régió) esetében értelemszerűen nincs lehetőség.

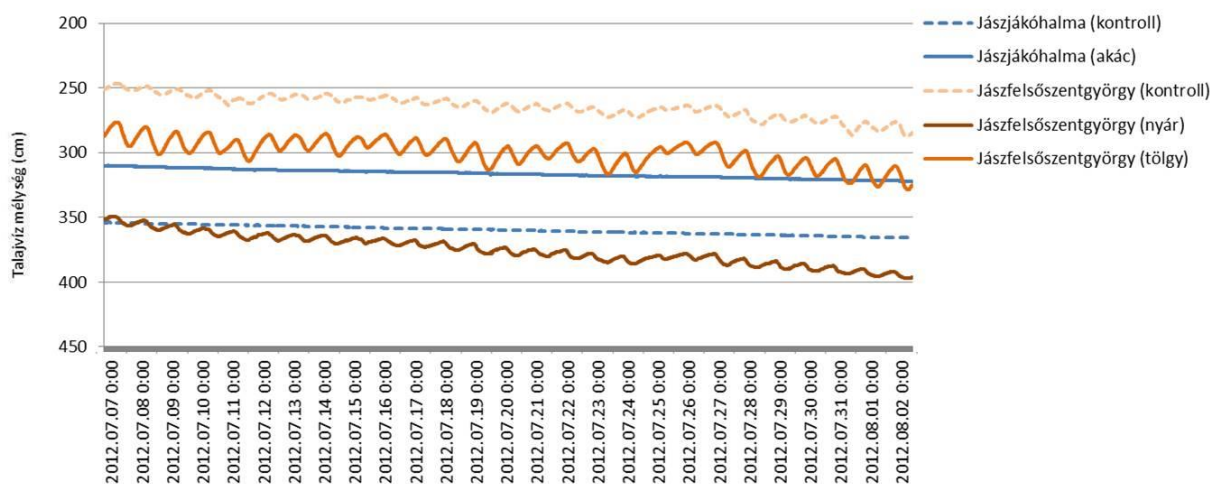
4.1.3. A talajvízszint napi ingadozásának kapcsolata a vizsgált fafajokkal és a talajtulajdonságokkal

A folyamatosan vizsgált monitoring pontokon lehetőség volt a talajvízszint ingadozásának vizsgálatára is.

A nyár és tölgy állományok alatt napi talajvízszint ingadozás volt tapasztalható, ugyanakkor ez nem mutatkozott az akác állományok esetében. Ennek oka kettős: a vizsgált akác állományokat azok termőhelyi igénye miatt, jellemzően magasabb térszínre telepítették, azaz a talajvíz a felszínhez viszonyítva ezeken a pontokon átlagosan mélyebben volt (6,53 m +/- 1,98 m), mint a nyár (5,53 m +/- 2,22 m), vagy a tölgy esetében (5,1 m +/- 3m). Továbbá a szakirodalmi adatok alapján kijelenthető, hogy az akác sekélyebb gyökérzettel rendelkezik, mint a másik két vizsgált fafaj, ezért az a mintapontokon feltételezhetően nem éri el a talajvizet.

Erre találunk példát a jászszági mintapontok vizsgálatakor, amely a talajtextúra fontosságára is felhívja egyúttal a figyelmet: Jászfelsőszentgyörgyön a 2012-es év meleg, de csapadékos júliusi hónapjaiban nemcsak az erdőállományban, de a kontroll pont (legelő) alatt is napi vízingás volt tapasztalható, ugyanakkor azonosnak tekinthető meteorológiai körülmények közt Jászfákóhalmán sem az akác, sem a kontroll terület alatt nem volt látható napi vízingadozás. (17. ábra) Ennek okát az eltérő talajtextúrában kereshetjük. Jászfelsőszentgyörgyön a finomabb (homokos vályog, vályog, agyagos vályog) talajtextúrájú mintaterületen a kapilláris vízemelés felső határa az 1-1,5 métert is elérheti, ezzel megfelelő vízellátottságot, a talajvíz hasznosításának lehetőségét biztosítja a fákon kívül a lágyszárú növényzetnek is. Ugyanakkor a jászfákóhalmi területen a homok és durva homok textúrájú talajon a mért adatok szerint az elérhető talajvízkészlet 3-3,5 m-es mélységben található (19.

ábra). A bemutatott szakirodalmi adatok alapján (2.1. fejezet, 2. táblázat) kizárható, hogy ezen a mintaterületen a sekélyebb gyökérzettel rendelkező akácnak, vagy a lágyszárú vegetációnak közvetlen kapcsolata legyen a talajvízzel.



19. ábra: Talajvízszint napi ingadozása a jászsági mintaterületeken 2012. július 7. és augusztus 12. közt.

Ugyanebben az időszakban a jászfelsőszentgyörgyi mintaterületen, egy napi szintű vízingerőzést felhasználó empirikus módszer (Gribovszki és mtsai., 2008) alkalmazásával evapotranszspiráció számítás történt. A kapott eredmények alapján a talajvízből történő napi párologtatás mértéke a gye (3,5 mm/nap) < nyár (4,7 mm/nap) < tölgy (7,7 mm/nap) sorrendet követte. Az eredmények értelmezéséhez szükséges megemlíteni, hogy a vizsgált időszak igen meleg, ugyanakkor csapadékos volt, továbbá a vizsgált mintapontok fizikai félesége homok ($h_{yl} < 1$), ezért a 250 cm-nél mélyebben fekvő talajvízből történő kipárologás mértéke elhanyagolható. Ebben az esetben is figyelemreméltó, hogy az elvileg kisebb vízigénnyel jellemezhető tölgy állomány mutatta a legmagasabb evapotranszspirációs értéket. Ennek megértéséhez ismét a helyi tényezők ismerete adhat segítséget: a mintaterületen egy fiatal (13 éves) kis biomassza tömeggel és LAI-val (155 m³/ha; 5,9) jellemezhető nyár és egy idős (59 éves) nagyobb biomassza és LAI értékekkel (200 m³/ha; 6,8) rendelkező tölgy állomány összehasonlítása történt meg. A lágyszárú és fás szárú vegetációt összehasonlítva ugyanakkor a számítások ebben az esetben is az erdőállományok nagyobb (a tölgy esetében közel kétszeres) vízfelhasználását bizonyították.

Szintén a talajvízszint napi ingadozását vizsgálta történt meg kilenc monitoring mintaterületen (és a hozzátartozó 11 erdei mintaponton) (Csáfordi és mtsai., 2017). A vizsgált időszakban

(2012-2015) napi vízszintingadozást elsősorban az erdei monitoring pontokon, a pontok 73%-án lehetett kimutatni, a kontrollterületek alatt ez az arány csak 22%. A vízszintingadozás jelensége egyértelműen kötődik a vegetációs időszakhoz, ami évenként és mintaterületenként kis mértékben eltér, de átlagosan május második felétől október második feléig tart. Ez, és az a tény, hogy a vízszint naponta a hajnali órákban (a fotoszintézis megindulása előtt) éri el a maximumot, mind azt támasztják alá, hogy a vízszint mozgásának napi ritmusát a transzspiráció, és ehhez kapcsolódóan a növényzet vízfelvétele irányítja.

A napi talajvízszint ingadozás vizsgálatakor, fontos figyelembe venni, hogy a leüríthető pórustér (S_y) korábban (lásd.: 3.4. fejezet) leírt definíciójából értelemszerűen következik, hogy az függ a az adott talaj textúrától (lásd.: 4.3. fejezet), ezért a talajtextúrával való kapcsolat vizsgálatakor ezt a tényezőt ki kell hagynunk a számításokból. Ugyanakkor a növényzettel való kapcsolat bemutatásakor az S_y bevonásával kizárhatjuk a textúra variabilitása miatt mutatkozó különbségeket.

A várakozásoknak megfelelően, az egyes növényzeti kategóriák, illetve fafajok alatt eltérő átlagos talajvízszintingadozási értékeket mértünk. (7. táblázat)

7. táblázat: Az egyes vegetációs típusok és fafajok alatti átlagos napi vízszintingadozás mértéke a mintaterületek alatt (a leüríthető gravitációs pórustérrel (S_y) beszorzott értékek)

Növényborítás	Átlagos napi vízingadozás (mm/nap)
Lágyszárú kontroll	0,8 +/- 1,8 mm
Akác	0,6 +/- 0,6 mm
Tölgy	1,7 +/- 4,0 mm
Nyár	2,2 +/- 2,5 mm

Látható, hogy az akác és a kontroll területek alatt a legkisebb az érték, azaz a növényzet vízfelvétele ezen esetekben befolyásolja legkevésbé a talajvíz szintjét. Az akác esetében a szórás is alacsony, szemben a korábban bemutatott átlagértékekkel, azaz a talajvízből történő közvetlen vízfelvétel az akác esetében minimális mértékű. A kontrollnál a szórás már jóval nagyobb, de ez könnyen megérthető, ha figyelembe vesszük, hogy ez a kategória számos növényzettípust és fajt magában foglal (füves vegetáció, gabonafélék, kukorica, napraforgó, lucerna, stb.). Az értékek a tölgy és a nyár sorrendjében növekednek, mindkét esetben

nagyobb szórással, ami a helyi tényezők nagyobb szerepére utal. Fontos megjegyezni, hogy ezek alapján nem jelenthető ki minden esetben az, hogy az erdőállományok nagyobb mennyiségű talajvizet vesznek fel, mint a kontrollpontok vegetációja.

A talajtextúra hatását a 8. táblázat mutatja. Látható hogy a homoktalajokon kisebb a vízszíntingadozás mértéke. Ennek oka egyrészt, hogy a durvább textúrájú talajok nagyobb pórustérfogattal, azaz nagyobb leüríthető gravitációs pórustérrel (S_y) rendelkeznek, tehát a növényzet egységnyi vízfelvétele kisebb talajvízszint változást eredményez, mint finomabb textúrájú talajok esetében. További ok lehet, hogy a durvább textúrájú talajokban a felszínnel párhuzamos vízáramlás gyorsabb, azaz a vízfelvétel hatására kialakuló talajvíz depresszió oldalirányú visszatöltődése is gyorsabb és már napközben csökkentheti annak mértékét. A vályogos homok és vályog kategóriáknál látható rendkívül nagy szórás értékek ebben az esetben szintén arra utalnak, hogy a napi talajvízszint ingadozás és a talajtextúra kapcsolata a finomabb textúra típusok esetében már nem egyértelmű.

8. táblázat: Az egyes talajtextúra típusokban mérhető átlagos napi vízszíntingadozás mértéke a mintaterületek alatt (a leüríthető gravitációs pórustérrel (S_y) nem beszorzott értékek)

Talajtextúra kategória	Átlagos napi vízszíntingadozás (mm/nap)
Homok	6,0 +/- 4,0 mm
Vályogos homok	14,1 +/- 3,0 mm
Homokos vályog	10,4 +/- 58,1 mm
Vályog	17,2 +/- 19,3 mm

Az evapotranszspiráció okozta talajvíz ingadozás mind éves, mind napi szinten követi a fotoszintézis dinamikáját, ami egyértelműen jelzi, hogy a módszer alkalmas a talajvízből történő vízfelvétel számítására (White, 1932; Gribovszki és mtsai., 2008).

Az így számított evapotranszspirációs értékek azt mutatják, hogy vizsgált időszakban az akác és kontroll pontok heterogén növényzete nagyjából hasonló talajvíz felvételt mutat. Tehát nem jelenthető ki az, hogy az erdőállományok minden esetben nagyobb mértékben fogyasztják a talajvizet, mint a lágyszárú vegetáció, miközben a nyár és a tölgy esetében egyértelmű különbségek vannak a fás-, és lágyszárú növényzet talajvíz felhasználásában (Móricz és

mtsai., 2012; 2016; Gribovszki és mtsai., 2014). Ezt a nyár és az akác vízfelvételi stratégiája közti, az előző fejezetben már kifejtett különbségekkel magyarázhatjuk.

Természetesen a talajvízszint napi ingadozásának vizsgálatakor is megjelenik a textúra, mint lokális tényező hatása. A homoktalajok általánosságban kisebb vízszintingadozással jellemezhetőek, melynek magyarázata a leüríthető gravitációs pórustérben (Sy) jelentkező különbség, továbbá a kapilláris vízemelés korlátozott mértéke és az oldalirányú vízutánpótlás gyorsasága. Speciálisabb a jászági mintapontok korábban leírt esete melyre szintén a talajtextúra, közvetlenebbül a kapilláris vízemelésben meglévő különbség ad magyarázatot.

4.2. Az összes mintaterületre kiterjedő vizsgálat eredményeinek áttekintése

A következőkben az összes mintavételi ponton (70 erdei és 37 kontroll pont, összesen: 107) végzett vizsgálatok eredményeit mutatom be összesített formában. A bemutatott adatok értelmezésekor figyelembe kell venni, hogy azok az összes vizsgált területről adnak átfogó képet, a mért adatok átlagértékei alapján. Ahogy azt a szakirodalom is számos helyen megemlíti, az erdőállományok és a talajvíz közti összefüggéseket nagyon nagymértékben befolyásolják a lokális tényezők (biomassza, állomány kora, talajtextúra, meteorológiai tényezők), melyek hatását a bemutatandó átlagértékek értelemszerűen nem tükrözik.

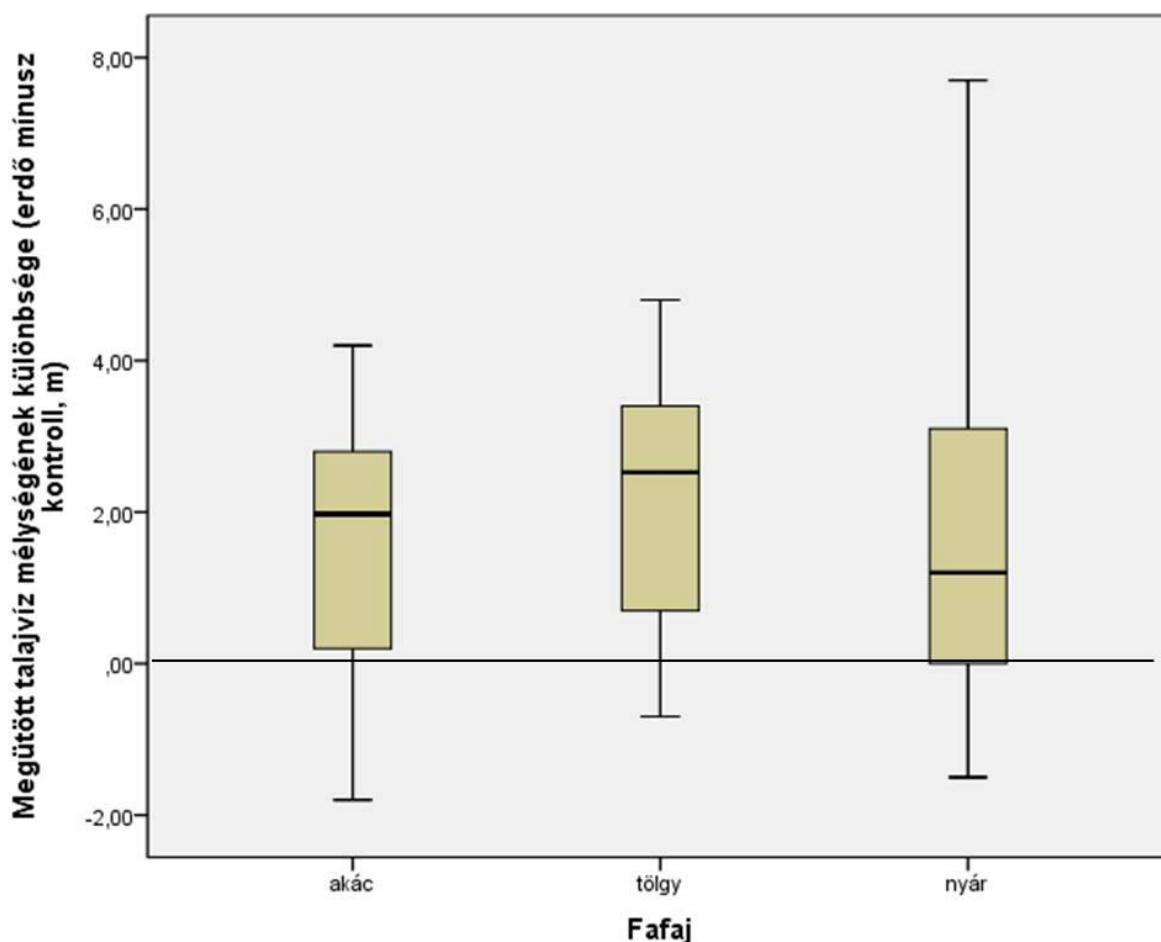
4.2.1. A talajvízszint depresszió és sófelhalmozódás vizsgálata

Amennyiben statisztikai vizsgálatnak (páros t-próba) vetjük alá az összegyűjtött adatokat, megállapíthatjuk, hogy a talajvíz depresszió hatása mindhárom faj esetében egyértelműen igazolható. Ugyanakkor a kontrollpontok és az erdőállományok alatti sótartalom különbség csak a nyár esetében szignifikáns, azaz az akác és a tölgy esetében a sófelhalmozódás hatása nem bizonyítható (9. táblázat).

9. táblázat: A páros t-próba eredményei a kontroll és erdőpontok alatt mért talajvízszint és elektromos vezetőképesség különbségének értékekre. szig.: szignifikancia szint; **: a két csoport átlaga közti eltérés szignifikáns ($p < 0,01$)

	Elektromos vezetőképesség különbség	Talajvízszint különbség
Akác	$t = -1,335$; szig. = 0,196; $n = 23$	$t = -4,669$; szig. = 0,000**; $n = 22$
Tölgy	$t = -1,188$; szig. = 0,251; $n = 18$	$t = -5,238$; szig. = 0,000**; $n = 18$
Nyár	$t = -4,003$; szig. = 0,000**; $n = 28$	$t = -4,118$; szig. = 0,000**; $n = 26$

Az egyes fajok közti egymáshoz viszonyított eltéréseit a talajvízszint depresszió tekintetében a 20. ábra és a 10. táblázat mutatja be.



20. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatt megütött talajvízszintek különbsége fafajonként, kiugró értékek nélkül (akác $n = 22$, tölgy $n = 18$, nyár $n = 26$, összesen 66 esetben történt sikeres vízmintavétel). A pozitív értékek az erdő alatti talajvíz depressziót jelzik. (A maximálisan mért érték a fúrás technikai feltételei miatt nem lehetett nagyobb, mint 10,5 m.)

A talajvízszintre vonatkozó eredményeket áttekintve látható, hogy az adatok mindegyik faj esetében nagymértékben szórnak, illetve átfednek. Csak az átlagértékek alapján az akác és a nyár alatt a kontroll területekhez viszonyítva gyakorlatilag ugyanannyival található mélyebben a talajvíz, miközben a tölgy állományok talajvízszint csökkentő hatása tűnik a legerősebbnek (10. táblázat). Ez látszólag ellentmondásban van az egyes fajok vízigényével (akác < tölgy < nyár).

10. táblázat: a mintavételezés során az erdőállományok alatt megütött talajvízszintek és eltérésük a kontroll területekhez képest.

	Talajvízszint megütött mélysége a felszín alatt fafajonként			Átlagos eltérés a megütött talajvízszint mélységében (erdő - kontroll), összes eset			Összes mintapont
	Akác	Tölgy	Nyár	Akác	Tölgy	Nyár	
Mintasám*	22	18	26	22	18	26	66
Átlag (m)	6,13	7,13	5,75	1,67	2,08	1,66	1,78
Minimum	2,60	2,90	2,00	-1,80	-0,70	-1,50	-1,80
Maximum**	10,0	10,0	10,50	4,20	4,80	7,70	7,70
Erdőállomány alatti talajvíz depresszió előfordulása (db és %)	-	-	-	19 (86,4%)	16 (88,9%)	21 (80,8%)	56 (84,8%)

* Összesen 66 esetben történt sikeres vízmintavétel **A maximálisan mért érték a fúrás technikai feltételei miatt nem lehetett nagyobb, mint 10,5 m

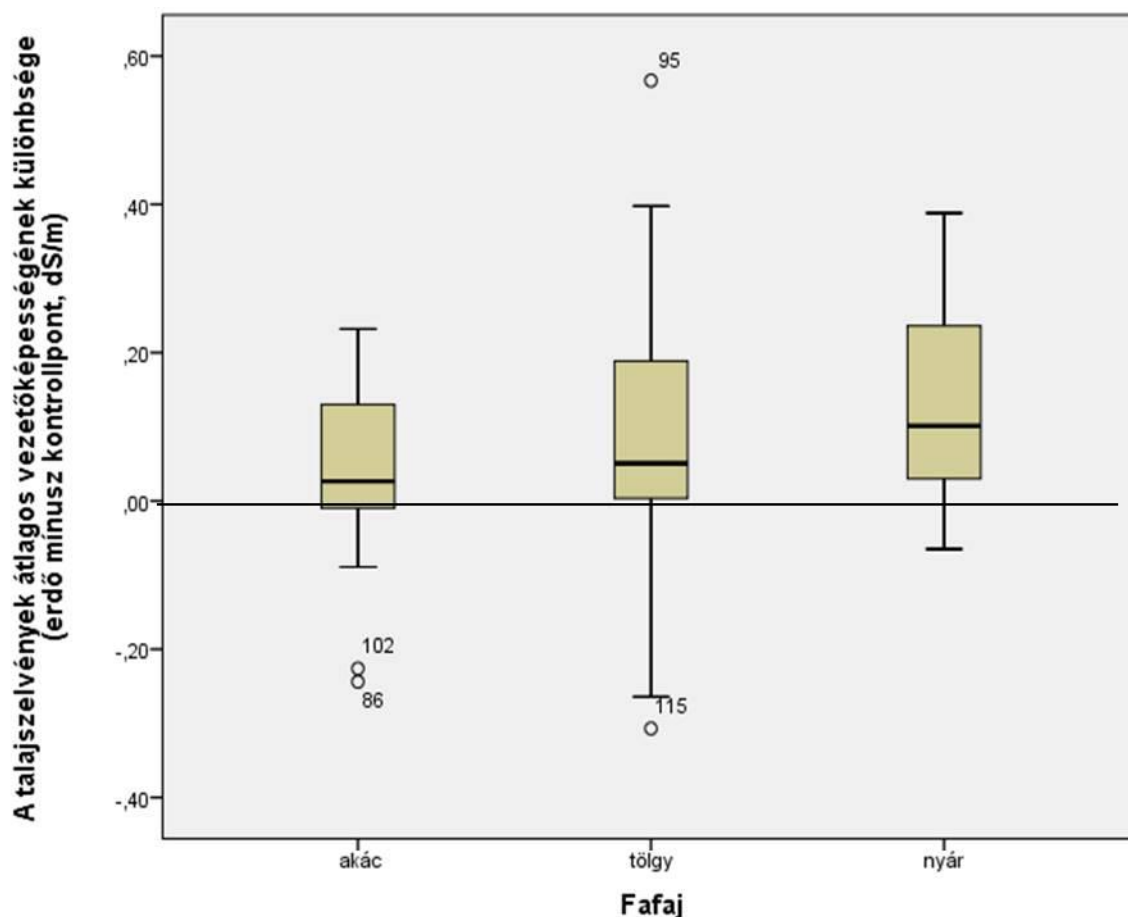
További ellentmondás, hogy a nyár esetében található arányaiban a legtöbb olyan mintaterület (19,2%), ahol nem mutatható ki talajvízszint csökkenés a kontrollhoz képest.

Ezekre az eredményekre magyarázat lehet, hogy a nyár állományokat jellemzően olyan topográfiai helyzetű területekre (mélyedések, a környezethez képest alacsonyabb térszínek) telepítették, ahol nagy valószínűséggel fellép a lokális visszatöltődés (discharge) jelensége. Ennek hatása nemcsak a vízfelvételének mértékében (Móricz és mtsai., 2016), hanem a megütött talajvízszint értékében is megmutatkozik, elfedve az adott erdőállomány vízfelvételének hatását. Ez különösen érvényes volt a mintavétel időpontjában (ősz időszak), mikor a vízfelvétel már igen korlátozott. Továbbá a szórás értékek is a nyár esetében a legmagasabbak, ami mutatja az egyes esetek közti lényeges eltéréseket.

Másik ok szintén a termőhelyi adottságok közti különbségben keresendő: a nyár szempontjából a 10 méter alatti talajvízszint igen kedvezőtlen adottságú termőhelyet jelez, ahol vízigénye nem biztosított, tehát növekedése is korlátozott. Az ilyen erdőállomány feltételezhetően más hatással van a talajvízre, mint ott ahol az erdő ideális körülmények közt növekedhet. Az akác esetében a mélyen fekvő talajvízszint nem feltétlenül okoz ekkora különbséget az egyes erdőállományok közt.

A sótartalommal kapcsolatos eredményeket áttekintő jelleggel a 21. ábra, azok mélységi eloszlását a 22. ábra tartalmazza.

Ha fafajokra lebontva vizsgáljuk az eredményeket, azt tapasztalhatjuk, hogy a teljes szelvényben mért átlagos sófelhalmozódás az akác < tölgy < nyár sorrendet követi, ami egybevág a fajok vízigényével. Továbbá az csak a nyár esetében szignifikáns a kontrollhoz képest (lásd.: előző fejezet).

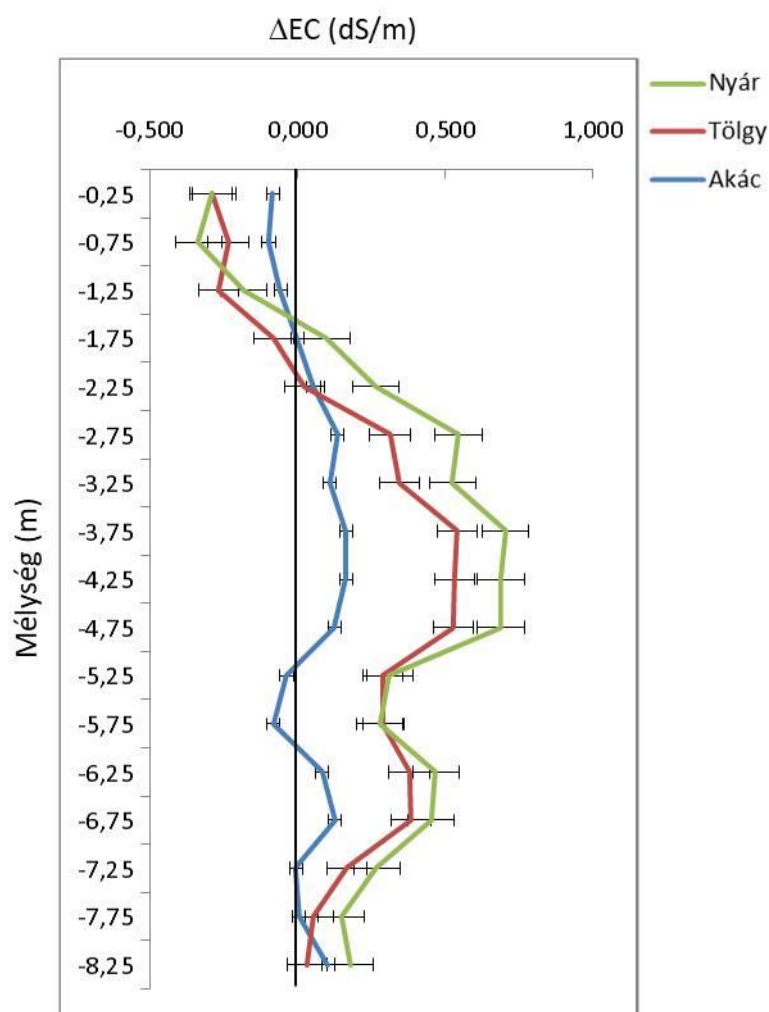


21. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatti átlagos vezetőképesség különbsége fafajonként, a kiugró értékek nélkül (akác n = 20, tölgy n = 15, nyár n = 26). A pozitív értékek az erdő alatti sófelhalmozódást jelzik.

A sófelhalmozódás mélységi lefutását (22. ábra) megvizsgálva látható, hogy az erdőállományok alatt, a talajfelszíntől a talajvízig átlagosan csekély, csak a nyár esetében szignifikáns mértékű, sófelhalmozódás mérhető a kontrollpontokhoz képest. Ez az átlagos eltérés ugyanakkor mélység szerint differenciált: a felszínhez közel (0-1 m), mindhárom fafaj esetében az erdőben mérhető kisebb sótartalom, azaz ebben a felszínhez közel a kontrollterületekhez képest az erdő alatt kilúgzás figyelhető meg, ami az erdőtalajokon általánosan tapasztalható talajtani folyamatok eredménye. Ezzel ellentétes eredményeket

találtunk az 1 m-nél mélyebb talajrétegekben, ahol az erdő alatti sófelhalmozódás a jellemző. Ennek dinamikája fajok szerint szintén differenciált: A nyár és tölgy esetében közel azonos, az akác állományok alatt viszont határozottan kisebb mértékű, ami ismét korrelál a fajok vízigényének sorrendjével (Járó, 1981).

Számos szerző egyetért abban, hogy egy telepített erdő megváltoztatja a helyi hidrogeológiai folyamatokat (Heuperman, 1999; Sapanov, 2000; Vertessy és mtsai., 2000; Mahmood és mtsai. 2001) aminek következtében, illetve a növényzet szelektív ionfelvétele miatt (Tester és Davenport, 2003) sófelhalmozódás alakulhat ki a telepített erdők alatt (Jarell és Virginia, 1990; Jobbágy és Jackson, 2004; Engel és mtsai., 2005; Farell és mtsai., 2005; Jackson és mtsai., 2005). A bemutatott eredmények alapján igazolható a kapcsolat mind a sófelhalmozódás és a vízfelvétel nagysága, mind ezek helye közt, ami egybevágh a fenti szerzők megállapításaival.



22. ábra: A vizsgált fajok alatti átlagos vezetőképesség különbségek a kontrollterületekhez képest (erdő mínusz kontrol pont). A pozitív értékek EC felhalmozódást jeleznek. (akác n = 20, tölgy n = 15 nyár, n = 26)

A sófelhalmozódás mértékével kapcsolatban fontos megállapítani, annak mértéke egyetlen esetben sem volt olyan mértékű, ami komoly veszélyt jelenthetne a fásszárú vegetációra (maximális mért EC érték: 1,904 dS/m), ellentétben az Argentin pampákon végzett hasonló jellegű kutatások eredményeivel (Jobbágy és Jackson, 2007).

4.2.2. Lokális befolyásoló tényezők hatása

Az előzetes vizsgálatok eredményei alapján a talajvíz depresszió és sófelhalmozódás folyamatára is hatással van több lokális tényező (textúra, az erdőállomány kora, biomassa). Ezen tényezők hatását a teljes adatbázisra korrelációval vizsgáltam. Az eredményeket a 11. táblázat tartalmazza.

11. táblázat: Az egyes lokális tényezők hatása a talajvízszint depresszióra, illetve a sófelhalmozódásra. r: korrelációs együttható, *: szignifikáns ($p < 0,05$), **: szignifikáns ($p < 0,01$)

		Összes vizsgált pont	
		Megütött talajvízszint (erdő – kontroll, m)	Átlagos vezetőképesség (erdő – kontroll)
Higroszkóposág (teljes talajszelvény)	r	0,044	0,296*
	n	66	62
Állomány kor (év)	r	-0,007	-0,191
	n	62	58
Biomassa (m^3)	r	-0,025	0,355**
	n	61	59

Látható, hogy míg a talajvízszinttel egyik tényező sem mutat szignifikáns kapcsolatot, a sófelhalmozódás nagyságára a higroszkóposág, és a biomassa is hatással van. Fajonként külön vizsgálva az adatokat, megállapítható, hogy az akác és a tölgy (ez utóbbi esetében valószínűsíthetően az alacsony elemszám miatt) esetében nincs szignifikáns kapcsolat a lokális tényezők és a vizsgált folyamatok közt, míg nyárnál a biomassa és a sófelhalmozódás közt mutatható ki szignifikáns kapcsolat. ($r = 0,407$; $n = 0,25$; $p < 0,05$). A fajonkénti vizsgálatok eredményét a 4. melléklet tartalmazza.

Ezek az eredmények a kor tekintetében ellentmondanak, míg a biomasszát illetően megerősítik a korábban bemutatott eredményeket. (4.1.1. fejezet)

5. Diskusszió

Az eddigiekben bemutatott módon, több megközelítésből, számos összefüggés és tényező bevonásával megvizsgáltam az alaphipotézis (1. fejezet), továbbá a 4.1.2. fejezetben leírt hipotézis állításait. Az eredmények és az azokból levonható következtetések megerősítik, illetve árnyalják a hipotézisekben megfogalmazottakat.

Az alaphipotézis kiindulópontja volt az a szakirodalomban számos alkalommal megjelenő megállapítás, miszerint az erdők vízfogyasztása meghaladja a légyszárú kontroll vegetációét (Calder, 1998; Noretto és mtsai., 2005; Kelliher és mtsai., 1993; Jackson, 1999; Schenk és Jackson, 2002). Ez az alföldi körülmények közt, ahol Ijjász (1939) és Magyar (1961) megállapítása alapján az átlagosan lehulló csapadék mennyisége nem fedezi a fák vízigényét, értelemszerűen a talajvíz felhasználását jelenti.

Gribovszki (2008) módszerével a talajvíz ingadozás mértékéből, számított, evapotranszspirációs értékek (4.1.2. és 4.1.3. fejezet), illetve a jársági mintaterületeken végzett megfigyelések (4.1.3. fejezet) alapján a talajvízből történő megnövekedett vízfelvétel csak a nyár és tölgy esetében kimutatható, ez egybevág Móricz és mtsai. (2012, 2016) továbbá Gribovszki és mtsai. (2014) következtetéseivel. A látszólagos ellentmondás oka, hogy az akác az előbb felsorolt fajoktól eltérően, nem a talajvízre, hanem elsősorban a talajnedvességre támaszkodik, mivel ezt kisebb mértékű vízigénye lehetővé teszi a számára (Keresztesi, 1968; Járó, 1981; Göbölös, 2002).

A fentiek ellenére a légyszárúakénál nagyobb vízfelvétel hatása, azaz a talajvíz-depresszió jelenléte mindhárom vizsgált faj esetében igazolható volt.

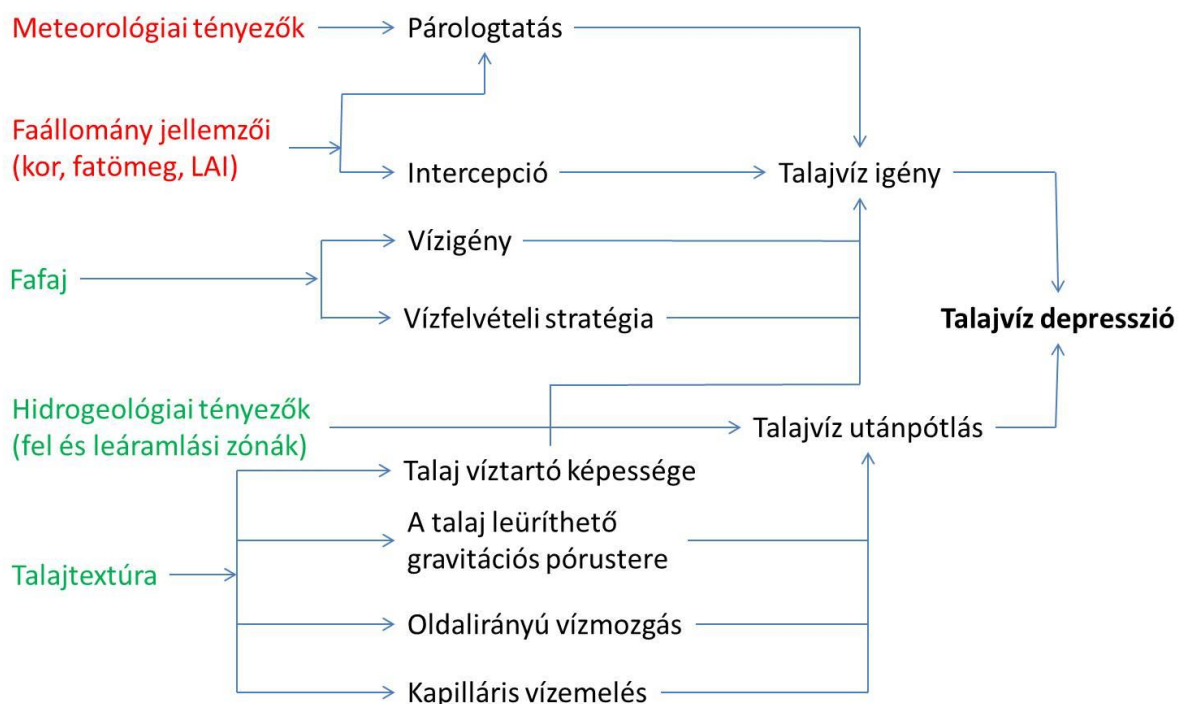
A talajvíz depresszió kialakulását és mértékét ugyanakkor számos olyan tényező befolyásolja, melynek közvetlen megfigyelése igen nehézkes és ezek megismerése jelen dolgozat alapját képező kutatómunkának sem volt része. Ilyenek a fel-, és utánpótlódási területek (Móricz és mtsai., 2016), illetve a talajfelszínnel párhuzamos (oldalirányú) talajvíz mozgás. A feláramlási zónák jelenléte és a gyors oldalirányú talajvíz utánpótlás értelemszerűen csökkenti a talajvíz depresszió mértékét. Adataink alapján valószínűsíthetően ezek hatása mutatkozik az általában alacsonyabb térszínen elhelyezkedő nyár állományok esetében: E fafajnál jelentős (19,2%) azon mintapontok aránya, ahol nem mutatkozik a talajvíz depresszió.

Szintén nem vizsgáltam a mintaterületeken jelentkező intercepciót, mely befolyásolja a talajba jutó csapadék mennyiségét (Járó, 1980; Führer, 1992; Zagyvainé és mtsai., 2014). Az

intercepció ugyanakkor a LAI mérésével viszonylag egyszerűen modellezhető lenne (Móricz és mtsai., 2009), viszont ez nem képezte jelen munka tárgyát..

A bemutatott kölcsönhatások térben igen eltérőek lehetnek, kiváltképp az olyan mozaikos jellegű nagytájon, mint az Alföld (Sümei és mtsai., 2000). Ez a következtetés is azokat a véleményeket támasztja alá, hogy bizonyos erdőállományok és a talajvíz depresszió közti összefüggések vizsgálatának eredményei nem terjeszthetők ki térben, az azokból levont következtetések nem lesznek minden esetben helytállóak (Szodrit, 1990; Járó, 1992; Göbölös, 2002).

Hasonló módon az egyes befolyásoló tényezők és ennek megfelelően a folyamatok időben is változnak. A háttértényezők időbeli változására tipikus példa a meteorológiai paraméterek tartós megváltozása (csapadékmennyiség csökkenése, sugárzás mértékének növekedése) és az erdőállomány folyamatosan változó jellemzői (LAI, biomassza, esetleg gyökérmélység változása). Ebből következik, hogy egy adott időben, adott mintaterületre jellemző vízháztartás az idő múlásával jó eséllyel meg fog változni. Az említett tényezők hatását a 23. ábra foglalja össze:



23. ábra: Az időben (pirossal) és térben (zölddel) változó tényezők hatása a talajvíz depresszió kialakulására.

A számos befolyásoló tényező, azok időbeli és térbeli változatossága és a folyamatok összetettsége a magyarázat arra, hogy míg a kiinduló megállapítás, azaz az erdő nagyobb mértékű párolgatatása általánosan elfogadott a szerzők közt, ennek tényleges hatása a

talajvízre a mai napig vitatott. Ebből következik, hogy eredményeink azt a korábban többek által is megfogalmazott megállapítást erősítik meg, miszerint a témakörrel kapcsolatos lokálisan mért adatok, és egyszerű összefüggések alapján levont következtetések időben és térben sem kiterjeszthetők, anélkül, hogy számításba vennénk a bemutatott lokális tényezők hatását.

A hipotézis következő pontja az erdőállományok által okozott sófelhalmozódással foglalkozik. Ezt a jelenséget szintén számos szerző kimutatta (Jarell és Virginia, 1990; Jobbágy és Jackson, 2004; Engel és mtsai., 2005; Farell és mtsai., 2005; Jackson és mtsai., 2005).

Az eredmények alapján a sóakkumuláció kapcsolatba hozható a vízfelvétel mennyiségével és annak helyével (gyökérszóna) is: Az akkumuláció mértékét befolyásolja a biomassza és a talaj textúrája, továbbá fajok és a megvizsgált elemek (CaCO_3 , Cl^-) szerint is egyértelműen differenciált: A nagyobb vízfogyasztás és az anyagáramlás (a vizsgált anyag, vagy a talajtextúra miatti) nagyobb mobilitása nagyobb mértékű akkumulációval jár. Ez az oka annak, hogy bár a sóakkumuláció a mintaterületek többségében jelen van, szignifikáns különbséget a kontrollpontokhoz viszonyítva csak a nyár esetében lehetett kimutatni.

Kutatómunkánk gazdasági szempontból fontos eredménye, hogy az Alföldön sehol nem tapasztaltunk a fásszárú vegetáció számára káros mértékű sóakkumulációt. Aminek oka minden bizonnyal a téli-tavaszi időszakban a talajban lefelé irányuló vízmozgás és az emiatt jelentkező kilúgzási folyamat (Tóth és mtsai., 2014).

Az sófelhalmozódási görbék lefutása és a felhalmozódási csúcsok elhelyezkedése egyaránt illeszkedik a vizsgált fafajok vízfelvételi stratégiáját érintő és többször is idézett szakirodalmi megállapításokkal (Keresztesi, 1968; Járó, 1981; Lucot és Bruckert, 1992; Snyder és Williams, 2000; Göbölös, 2002; Wilske 2009; Cox és mtsai., 2005; Johansson és Hjelm, 2012.)

Kijelenthető tehát, hogy eredményeink több szempontból (a fafajok hatása a sófelhalmozódásra, a talajvíz ingadozás megléte, a talajvízből történő evapotranszspiráció számított értékei, a sófelhalmozódási profilok lefutása, a talajtextúra hatása a sófelhalmozódási csúcsok elhelyezkedésére) igazolták a nyár és az akác vízfelvételi stratégiája közti különbségeket: Az előbbi kapcsolata a talajvízzel közvetett, míg a nyár esetében ez a kapcsolat közvetlen.

Ennek ismeretében szintén kijelenthető, hogy a sófelhalmozódás részletes vizsgálata információkat adhat egy adott erdőállomány és a talajvíz közti kapcsolatáról.

Tekintettel az erdő – talajvíz kapcsolat szakirodalomban is leírt és bemutatott összetettségére, befolyásoló tényezők nagy számára, a máig tartó szakmai vitákra, de legfőképp a kérdéskör igen jelentős ökológiai és gazdasági vonatkozásaira, a téma további kutatása mindenképpen indokolt.

A jövőbeli kutatómunka nehézségét az adja, hogy a téma komplexitása ellenére a döntéshozóknak világos és egyértelmű eredményekre van szükségük, melyekre regionális vagy országos szintű területhasznosítással kapcsolatos döntéseket lehet alapozni. A helyzet megoldását egy olyan kutatási projekt jelentheti, mely képes integrálni a lokális szinten zajló mélyebben megismert folyamatokat a rendelkezésre álló, térinformatikai adatbázisok (talajtulajdonságok, hidrogeológiai folyamatok) távérzékelésre alapuló módszerek (erdőállomány jellemzők) és klímaszcenáriók nagy területet lefedő adataival. Ilyen módon megkísérelhető az egyes eredmények tér- és időbeli kiterjesztése. Ehhez elengedhetetlen a folyamatok és összefüggések minél pontosabb felderítése és megértése, ezért jövőbeli kutatásaimat – a lehetőségekhez képest – szeretném kiegészíteni a dolgozatban nem vizsgált, de megemlített tényezők (evapotranszspiráció, LAI, interceptió, horizontális felszín alatti vízmozgás, fel-, és utánpótlódási zónák) vizsgálatával.

Tézisek

A fent leírtak alapján a disszertáció tézisei a következők:

1. Az erdőállományok alatt – a kontrollhoz viszonyítva – talajvízszint csökkenés figyelhető meg, de ennek kialakulásában az erdőállományok nagyobb vízfelvétele mellett a lokális befolyásoló tényezők is jelentős szerepet játszanak.

A vizsgált erdőállományok ($n = 66$) 84,4%-a alatt találtunk talajvíz depressziót a kapcsolódó kontroll pontokhoz viszonyítva, a megütött talajvíz különbsége minden vizsgált fafaj esetében szignifikáns. Ez az eredmény egybevág a nemzetközi szakirodalom megállapításaival.

2. Az erdőállományok alatt, a nyár esetében szignifikáns sófelhalmozódás mutatható ki. A sófelhalmozódás mértéke egy mérési ponton sem jelent veszélyt a fás szárú vegetációra nézve.

Az erdészeti gyakorlat szempontjából fontos eredmény, hogy a talajban jelentkező sófelhalmozódás a vizsgált erdei mintaterületek 55,6%-ban ($n = 31$) volt megfigyelhető, és ennek mértéke – ellentétben más vizsgálatok eredményeivel (Nosetto, 2007) – nem éri el azt a szintet, mely veszélyeztetné az erdőállomány hosszútávú fennmaradását. A legmagasabb mért elektromos vezetőképesség érték: 1,904 dS/m.

3. Az erdőállományok vízfelvétele által indukált sófelhalmozódás vizsgálata alkalmas módszer arra, hogy következtetéseket vonjunk le az adott erdőállomány vízfelvételi stratégiájával kapcsolatban.

A vízzoldható összes sótartalom, a CaCO_3 és Cl^- profilok lefutását megvizsgálva a kontroll vegetáció alatt felszínközeli felhalmozódás, míg lefelé haladva sótartalom csökkenés figyelhető meg. A fás szárú vegetáció alatt ennek ellentéte, alacsony felszínközeli értékek, majd lefelé haladva kezdetben növekvő, majd ismét csökkenő értékek figyelhetők meg, összhangban a gyökérszóna feltételezett helyével. A CaCO_3 és a Cl^- nyár és akác alatti felhalmozódását megvizsgálva megállapítható, hogy a sófelhalmozódás nagyságát meghatározza a vizsgált fafaj vízfelvételének módja és intenzitása, továbbá a vizsgált elem mobilitása (oldhatósága a talajvízben). Ezen eredmények alapján az erdőállományok vízfelvétele által indukált sófelhalmozódás egyértelműen összefügg a talajvíz mozgásával, ezért a sóakkumulációs csúcsok elhelyezkedését, illetve az összesó, CaCO_3 és Cl^- profilok lefutását megvizsgálva következtetéseket vonhatunk le az egyes erdőállományok vízfelvételének helyéről, és annak relatív nagyságáról.

4. A vegetációs időszakban az erdőállományok alatti napi talajvíz ingadozás megléte egyértelműen utal az talajvízből történő közvetlen vízfelvételre, ezért alkalmas a talajvíz és a gyökérzet kapcsolatának vizsgálatára.

A napi talajvíz ingadozás egyértelmű összefüggést mutat a fotoszintézis éves és napi dinamikájával is, megjelenése pedig egybevág a sóakkumuláció vizsgálata során levont következtetésekkel. Ez ismételten alátámasztja a nyár és akác eltérő vízfelvételével kapcsolatos következtetéseket és egybevág a szakirodalomban is megjelenő megállapításokkal.

Kijelenthető tehát, hogy egyes mintaterületekre jellemző napi talajvíz ingadozás vizsgálatával következtethetünk az adott erdőállományok vízfelvételi mechanizmusára.

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban családomnak, szüleimnek és menyasszonyomnak szeretném megköszönni azt a rengeteg támogatást, ami nélkül ez a dolgozat nem jöhetett volna létre.

Külön köszönöm konzulenseim, Dr. Tóth Tibor és Dr. Gribovszki Zoltán az értekezés írása közben – és azt megelőzően – adott útmutatásait, biztatását és segítségét abban, hogy jobb rálátásom legyen a témakörre és általában a tudományos munka természetére.

Az eddigi munkám során szerencsém volt számos kollégát megismerni, akiknek köszönettel tartozok segítségükért: Kiss Klaudia, Dr. Csáfordi Péter, Dr. Bolla Bence, Dr. Kuti László, Dr. Fodor Nándor, és még sokan mások. Külön ki kell emelnem Dr. Balogh Kitti fáradhatatlan munkáját, amivel segítette a kutatási projekt sikerét.

Köszönöm továbbá az MTA ATK TAKI talajtani labor munkatársainak segítségét.

Köszönöm volt és jelenlegi munkahelyemnek az MTA ATK Talajtani és Agrokémiiai Intézetének és a NAIK Erdészeti Tudományos Intézetének, hogy lehetővé tette számomra a kutatómunka elvégzését és biztosítja annak folytatását.

A dolgozat elkészítését az OTKA (NN 79835) és az Agrárklíma.2 (VKSZ_12-1-2013-0034) EU-nemzeti kutatási és fejlesztési projekt, továbbá az EFOP-3.6.2-16-2017-00018 („Termeljünk együtt a természettel – az agrárerdészet mint új kitörési lehetőség”) projekt támogatta.

Végül köszönöm az Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézetének, hogy lehetővé tette számomra az értekezés elkészítését.

Irodalomjegyzék

- Adiku S. G. K., Rose C.W., Braddock R.D., Ozier- Lafontaine H. 2000: On the simulation of root water extraction: Examination of a minimum energy hypothesis. *Soil Science*. 165:226–236.
- Andréassian V. 2004: Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*. 291:1-27.
- Balog K., Gribovszki Z., Szabó A., Jobbágy E. G., Nosetto M., Kuti L., Pásztor L., Tóth T. 2014: Alföldi telepített erdők hatása a felszín alatti sófelhalmozódásra sekély talajvizű területeken. *Agrokémia és Talajtan*. 63:249–268.
- Bates C.G., Henry A.J. 1928: Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. *Monthly Weather Review*. Supplement 30:1–79.
- Bazykina G. S. 2000: Ecological assessment of meadow-chestnut soils of the solonetzic complex meliorated by means of afforestation in nonirrigated conditions in the Northern Caspian Region. *Pochvovedenie*. 11:1340–1348.
- Belgrand E. 1853: De l'influence des forêts sur l'écoulement des eaux pluviales. *Annuaire de la Societe Meteorologique de France*. 1:176–193.
- Blume H.P., Brümmer G.W., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K., Wilke B.M. 2016: *Soil-Plant Relations*. In: Scheffer/Schachtschabel *Soil Science*. Springer, Berlin, Heidelberg
- Bolla B. 2017: Hidrológiai vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park működési területén lévő erdőállományok természetvédelmi kezeléséhez. Doktori (Ph.D) értekezés. Soproni Egyetem, Sopron.
- Bosch J. M., Hewlett J. D. 1982: A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*. 55:3–23.
- Calder I. R. 1998: Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology*. 18:625–631.
- Caldwell M., Dawson T., Richards J. 1998: Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia*. 113:51-161. <https://doi.org/10.1007/s004420050363>
- Canadell J., Jackson R.B., Ehleringer J.B., Mooney H. A., Sala O.E., Schulze E.-D. 1996: Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale *Oecologia*. 108:583. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>

- Chimmer A. R., Cooper D. J. 2004: Using stable oxygen isotopes to quantify the water source used for transpiration by native shrubs in the San Luis Valley, Colorado U.S.A. *Plant and Soil*. 260:225–236. <http://doi.org/10.1023/B:JOMG.0000017431.45314.07>
- Cox G., Fischer D., Hart S.C., Whitham T.G. 2005: Nonresponse of native cottonwood trees to water additions during summer drought. *Western North American Naturalist*. 65(2):175–185.
- Csáfordi P., Szabó A., Balog K., Gribovszki Z., Bidló A., Tóth T. 2017: Factors controlling the daily change in groundwater level during the growing season on the Great Hungarian Plain: a statistical approach. *Environmental Earth Sciences*. 76:675. doi: 10.1007/s12665-017-7002-1
- Cseresnyés I., Takács T., Füzy A., Rajkai K. 2014: Simultaneous monitoring of electrical capacitance and water uptake activity of plant root system. *International Agrophysics*. 28:537–541.
- Delfs I. 1955: Die Niederschlagszurückhaltung im Walde /Interzeption/. *Mitteilungen des Arbeitskreises "Wald und Wasser" Nr.2*. Koblenz: 54 p.
- Di Gléria J., Klimes-Szmik A., Dvoracek M., 1957: *Talajfizika és talajkolloidika*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 728. p.
- Dingman S. L. 2002: *Physical hydrology*. Upper Saddle River, N.J: Prentice Hall. 656 p.
- Engel V., Jobbágy E. G., Stieglitz M, Williams M , Jackson R.B. 2005: Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Water Resources Research*. 41: W10409. doi:10.1029/2004WR003761.
- Engler A., 1919: *Untersuchungen über den Einfluß des Waldes auf den stand der Gewässer*. Kommissionsverlag Beer, Zürich, 626 pp.
- Fan Y., Miguez-Macho G., Jobbágy E.G., Jackson R.B., Otero-Casal C. 2017: Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. USA 114:10572–10577.
- Farley K. A., Jobbágy E. G., Jackson R. B. 2005: Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy, *Global Change Biology*. 11:1565-1576.
- Fox T.S., Tierney G.D., Williams J.M. 1984: *Rooting depths of plants relative to biological and environmental factors*. Technical report LA-10254-MS, Los Alamos, USA. 32 p.

- Freeze R.A., Cherry J.A. 1979: Groundwater. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 604. p.
- Führer E. 1992: Intercepció meghatározása bükk, kocsánytalan tölgy és lucfenyő erdőben. Vízügyi Közlemények. 74(3): 281–294.
- Führer E., Marosi Gy., Jagodics A., Juhász I. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. Erdészettudományi Közlemények 1: 17-28.
- Gács Zs. 2000: A talajvízszint észlelés, mint hagyományos, s a vízforgalmi modellezés, mint új módszer Alföldi erdeink vízháztartásának vizsgálatában. Doktori (Ph.D) értekezés. NyME, Sopron. 69–93.
- George R. J., Nulsen R.A., Ferdowsian R., Rapera G.P. 1999: Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas – A survey of Western Australian sites. Agricultural Water Management. 39:91–113.
- Ghezehei T., Bogie N., Albalasmeh A. 2015: Plant roots can actively regulate hydraulic redistribution by modifying the hydraulic properties of the rhizosphere using exudates. Geophysical Research Abstracts. 17: id. 7719.
- Göbölös A. 2002: A „vízhiányos” erdőgazdálkodás kérdései a Duna–Tisza közti homokháton. Hidrológiai Közlöny. 82.(6):324–326.
- Gribovszki Z., Kalicz P., Szilágyi J., Kucsara M. 2008: Riparian zone evapotranspiration estimation from diurnal groundwater level fluctuations. Journal of Hydrology. 349(1-2):6-17. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.10.049
- Gribovszki Z. 2018: Comparison of specific-yield estimates for calculating evapotranspiration from diurnal groundwater-level fluctuations. Hydrogeology Journal. 26:869-880. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1687-9>
- Gribovszki Z., Kalicz P., Balog K., Szabó A., Tóth T. 2014: Comparison of groundwater uptake and salt dynamics of an oak forest and of a pasture on the Hungarian Great Plain. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 10(1):103–114. (Online) [DOI: 10.2478/aslh-2014-0008]
- Heuperman A. 1999: Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. Agricultural Water Management.39:153–167.
- Hodgkinson K.C. 1992: Water relations and growth of shrubs before and after fire in a semi-arid woodland. Oecologia. 90:467-73.

Ijjász E. 1938: Az erdő szerepe a természet vízháztartásában. Hidrológiai Közlöny. 18:416–445.

Ijjász E. 1939: A fatenyészet és az altalajvíz, különös tekintettel a nagyalföldi viszonyokra. Erdészeti Kísérletek. 42:1–107.

Jackson R.B. 1999: The importance of root distributions for hydrology, biogeochemistry and ecosystem functioning. In: Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics and Biogeochemistry in Complex Landscapes. (Eds.: Tenhunen J. D., Kabat P.): 219–240. John Wiley. Hoboken, N. J.

Jackson R. B., Jobbágy E.G., Avissar R., Roy S.B., Barrett D.J., Cook C.W., Farley K.A., le Maitre D.C., McCarl B.A., Murray B.C. 2005: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. Science. 310:1944–1947.

Jarrell W. M., Virginia R. A. 1990: Soil cation accumulation in a mesquite woodland: Sustained production and long-term estimates of water use and nitrogen fixation. Journal of Arid Environments 18:51–58.

Járó Z. 1980: Intercepció a gödöllői kultúrerdei ökoszisztémában. Erdészeti Kutatások. 73:7–17.

Járó Z. 1981: A hazai erdők vízfogyasztása. Agrártudományi közlemények 40(2–4):353–356.

Járó Z. 1992: A talaj szerepe az Alföldfásítás múltjában és jövőjében. In: Rakonczyai J. Az Alföld fásítása. A Nagyalföld alapítvány kötetei 2. Nagyalföld alapítvány, Békéscsaba pp. 41–46.

Jeandel F., Cantegril J.B., Bellaud L. 1862: Etudes experimentales sur les inondations. Bureau des Annales Forestieres, Paris. 144 pp.

Jennings C.M.H. 1974: The Hydrogeology of Botswana. Phd Thesis. University of Natal, South Africa

Jobbágy E. G., Jackson R. B. 2004: Groundwater use and salinization with grassland afforestation. Global Change Biology. 10:1299–1312.

Jobbágy E. G., Jackson R. B. 2007: Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. Journal of Geophysical Research. 112:G02013, doi:10.1029/2006JG000246

Johansson T., Hjelm B., 2012: Stump and root biomass of poplar stands. Forests. 3:166–178.

- Kelliher F. M., Leuning R., Schultze E. D. 1993: Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia*. 95:153–163.
- Keresztesi, B. 1968: Morphological characteristics of the Robinia root system on different sites of the Great Hungarian Plain. In: International Symposium Methods of Productivity Studies in Root Systems and Rhizosphere Organisms, Moscow, 28 August–12 Sept. 1968. 86–95. Nauka. Leningrad.
- Kovács F. 2002: A szárazodás folyamatának vizsgálati lehetőségei a Duna–Tisza közén. In: Földrajzos Doktoranduszok VII. Országos Konferenciája. 1–10. ELTE TTK Földrajzi Tanszékcsoport. Budapest.
- Kucsara M. 1996: Csapadék és lefolyás erdészeti kisvízgyűjtőn. Doktori (Ph.D) értekezés. NyME, Sopron.
- Kucsara M. Gribovski Z., Kalicz P. 2013: Víztan. Egyetemi tananyag. NyME, Sopron
- Kuti L. Körössy L., Szepesházy K. 1981: Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét. MÁFI, Budapest.
- Lambert M., Turner J. 2000. Commercial forest plantations on saline lands. CSIRO Publishing. Collingwood, VIC, Australia. 216. p.
- Lee R. 1980: Forest Hidrology. Columbia University Press, New York.
- Loheide S. P., Butler J. J., Gorelick S. M. 2005: Estimation of groundwater consumption by phreatophytes using diurnal water table fluctuations: A saturated-unsaturated flow assessment. *Water Resources Research*. 41:W07030. doi:10.1029/2005WR003942.
- Lu C., Zhao T., Shi X., Cao S. 2016: Ecological restoration by afforestation may increase groundwater depth and create potentially large ecological and water opportunity costs in arid and semiarid China. *Journal of Cleaner Production*. 176:1213-1222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.046>
- Lucot E., Bruckert S. 1992: Common oak (*Quercus robur*) root system organisation developed without restricting edaphic conditions (colluvial leached brown soil). *Annales des Sciences Forestieres*. 49:465–479.
- Magyar P. 1961: Alföldfásítás II. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Magyar P. 1929: Az alföldfásítás elméleti és gyakorlati kérdéseiből. Rádiós gazdasági előadások. 2. évf. B sorozat. 6.

- Mahmood K., Morris J., Collopy J., Slavich P. 2001: Groundwater uptake and sustainability of farm plantations on saline sites in Punjab province, Pakistan. *Agricultural Water Management*. 48:1–20.
- Major G. Major P., Vargay Z. 1991: A Duna–Tisza közti hátság lefolyási viszonyainak hatása talajvízszint változására. *Vízügyi Közlemények*. 73:142–152.
- Major P. 1993: A Nagy-Alföld talajvízháztartása. *Hidrológia Közlöny*. 73(1):40–43.
- Major P. 2002: Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra. *Hidrológiai Közlöny*. 82(6):319–324.
- Markó A. 2014: Ipari nyár ültetvények környezeti hatása mezőgazdasági területeken. In: Hernádi H., Sisák I., Szabóné Kele G. 2015: A talajok térbeli változatossága – elméleti és gyakorlati vonatkozások. Talajvédelmi Alapítvány, Magyar Talajtani Társaság Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytermesztéstan és Talajtani Tanszék, Keszthely. p. 399.
- Meyboom P. 1967: Groundwater studies in the Assiniboine River drainage basin—part II: Hydrologic characteristics of phreatophytic vegetation in south-central Saskatchewan, Bull. Geological Survey of Canada. p. 139.
- Móricz N., Gálos B., Gribovszki Z. 2009: Az erdők intercepciójának mérési és modellezési lehetőségei. *Hidrológiai Közlöny*. 89(4): 35–45.
- Móricz N., Mátyás C., Berki I., Rasztoivits E., Vekerdy Z., Gribovszki Z. 2012: Comparative water balance study of forest and fallow plots. *iForest*. 5:188-196.
- Móricz N., Tóth T., Balog K., Szabó A., Rasztoivits E., Gribovszki Z. 2016: Groundwater uptake of forest and agricultural land covers in regions of recharge and discharge. *iForest*. 9: 696-701. doi: 10.3832/ifor1864-009
- Naumburg E., Mata-Gonzalez R., Hunter R. G., McLendon T., Martin D. W. 2005: Phreatophytic vegetation and groundwater fluctuations: A review of current research and application of ecosystem response modeling with an emphasis on great basin vegetation. *Environmental Management*. 35(6):726–740. <http://doi.org/10.1007/s00267-004-0194-7>
- Nosetto M. D., Esteban E. G., Paruelo J. M. 2005: Land use change and water losses. The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*. 11:1101–1117.
- Nosetto M.D., Jobbágy E.G., Tóth T., Di Bella C.M. 2007: The effects of tree establishment on water and salt dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia*. 152:695–705.

- Nosetto M.D., Jobbágy E.G., Tóth T., Jackson R. B. 2008: Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. 22:GB2015 doi:10.1029/2007GB003000
- Nováky B., Szesztay K. 2002: Éghajlat és víz a Kárpát-medence tájökológiájában. *Hidrológiai Közlöny*. 82 (6):308–314.
- Pankotai G., Rác J. 1975: Erdészeti vízgazdálkodástan. Egyetemi jegyzet. Sopron.
- Pálfai I. 2010: A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási sajátosságai. *Hidrológia Közlöny*. 90(1):40–44.
- Pécsi, M. 1985: National Atlas of Hungary. Kartográfia. Budapest.
- Pierret A., Lacombe G. 2018: Hydrologic regulation of plant rooting depth: Breakthrough or observational conundrum? *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA* 115:E2669–E2670.
- Pinchot G. 1905: A primer of forestry. Bureau of Forestry, U.S. Department. of Agriculture, Government Printing Office, Washington, DC.
- Rác J. 1981: Az erdő szerepe a vízgyűjtő területek vízháztartásában. *Erdő és víz, VEAB kiadvány*:23-29
- Richards L. A. 1954: Diagnosis and Improvement of saline and alkali soils. Agriculture Handbook No. 60. USDA. Washington DC.
- Rickard W.H., Price K.R. 1989: Uptake of tritiated groundwater by black locust trees. *Northwest Science Journal*. 63(3):87-89.
- Sala O.E., Golluscio R.A., Lauenroth W.K., Soriano A. 1989: Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. *Oecologia*. 81:501-505. <https://doi.org/10.1007/BF00378959>
- Sapanov M. K. 2000: Water uptake by trees on different soils in the northern Caspian region. *Eurasian Soil Science*. 33:1157–1165.
- Schenk H. J., Jackson R. B. 2002: The global biogeography of roots. *Ecological Monographs*. 72:311–328.
- Schenk H.J. 2008: The Shallowest Possible Water Extraction Profile: A Null Model for Global Root Distributions. *Vadose Zone Journal*. 7:1119-1124.

- Silberstein R. P., Vertessy R.A., Morris J., Feikema P.M. 1999: Modelling the effects of soil moisture and solute conditions on long-term tree growth and water use. A case study from the Shepparton irrigation area, Australia. *Agricultural Water Management*. 39:283–315.
- Sitkey J. 2004: Csapadékvíz vizsgálatok ökológiai bázisterületeken – In: Barna T. (szerk.) *Tudományos eredmények a gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap, Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét*. 32–37.
- Snyder K. A., Williams D. G. 2000: Water sources used by riparian trees varies among stream types on the San Pedro River, Arizona. *Agricultural and Forest Meteorology*. 105(1–3):227–240. [http://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00193-3](http://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00193-3)
- Stefanovits P., Filep Gy., Fülekgy Gy. 1999: *Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest*. 470. pp.
- Sümegei P., Krolopp E., Rudner E. 2000: Negyedidőszak végi ökoszisztémái változások a Kárpát-medencében térben és időben. *Földtani Közlemények*. 132:5-22.
- Szesztay K. 1993: Az Alföld vízháztartása. *Vízügyi közlemények*. 75(4):94–401.
- Szilágyi J., Kovács Á., Józsa J. 2012: Remote sensing based groundwater recharge estimates in the Danube-Tisza Sand Plateau region of Hungary. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 60(1): 64-72, doi: 10.2478/v10098-012-0006-3
- Szabó A., Gribovszki Z., Jobbagy E.G., Balog K., Bidló A., Tóth T. 2018. Subsurface accumulation of CaCO₃ and Cl⁻ from groundwater under black locust and poplar plantations J. For. Res. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0700-z>
- Szodfridt I. 1990: Hozzászólás Major Pál és Neppel Ferenc: „A Duna–Tisza közti talajvízszint süllyedése” című cikkéhez. *Vízügyi Közlemények*. 72(3):287–291.
- Szodfridt I. 1993: Az erdő és a talajvizek kapcsolata Duna–Tisza közti hátságán. *Hidrológiai Közlemények*. 73(1):44–45.
- Szodfridt I. 1994: Az erdők és a talajvíz kapcsolata a Duna–Tisza közti homokhátságán. – In: Pálfi I. (szerk.) *A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. A Nagyalföld alapítvány kötetek 3, Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba*. 59–66.
- Szodfridt I., Faragó S. 1968: Talajvíz és vegetáció kapcsolata a Duna–Tisza közti homokterületén. *Bot. Közlem.* 55(1):69–75.

- Tardieu F., Draye X., Javaux M. 2017: Root water uptake and ideotypes of the root system: Whole-plant controls matter. *Vadose Zone Journal* 16(9) doi:10.2136/vzj2017.05.0107
- Tester, M., and R. Davenport (2003), Na⁺ tolerance and Na⁺ transport in higher plants. *Annals of Botany*.91:503–527.
- Tisdale S.T., Nelson W.L., Beaton J.D. 1985: Soil fertility and fertilizers. 4th edn. Macmillan Publishing, New York, 528. p.
- Tóth, T., Kuti L., Kabos S., Pásztor L. 2001: Use of digitalized hydrogeological maps for evaluation of salt-affected soils of large areas. *Arid Land Research and Management*. 15:329-346.
- Tóth T., Balog K., Szabó A., Pásztor L., Jobbagy E.G., Nosetto M.D., Gribovszki Z. 2014: Influence of lowland forests on subsurface salt accumulation in shallow groundwater areas. *AoB Plants*. 2014:6: plu054
- Várallyay Gy., Szűcs L., Murányi A., Rajkai K., Zilahy P. 1979: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. I. Agrokémia és Talajtan. 28:363– 384.
- Várallyay Gy. 2002: Environmental stresses induced by salinity/alkalinity in the Carpathian Basin (Central Europe). *Agrokémia és Talajtan*. 51:233–242.
- Vítková M., Tonika J., Müllerová J. 2015: Black locust -- successful invader of a wide range of soil conditions. *Science of Total Environment*. 505:315-28. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.104.
- Vertessy R., Connell L., Morris J., Silberstein R., Heuperman A., Feikema P., Mann L., Komarzynski M., Collopy J., Stackpole D. 2000: Sustainable Hardwood Production in Shallow Water Table Areas. Publication No.: 00-163. Rural Industries Research and Development Corporation,. Barton, Australia.
- Weidinger T., Bartholy J., Matyasovszky I. 2000: A globális éghajlatváltozás lokális hatásainakvizsgálata hazánkban. *Földrajzi Közlemények*.124:75-92.
- White W.N. 1932: Method of estimating groundwater supplies based on discharge by plantsand evaporation from soil - results of investigation in Escalante Valley, Utah. US. Geological Survey, Water Supply Paper 659-A: 1-105.

White P.J., Broadley M.R. 2001: Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of Botany* 88(6):967–988.

Wilske B., Lu N., Wei L., Chen S., Zha T., Liu C., Xu W., Noormets A., Huang J., Wei Y., Chen J., Zhang Z., Ni J., Sun G., Guo K., McNulty S., John R., Han X., Lin G., Chen J. 2009: Poplar plantation has the potential to alter the water balance in semiarid Inner Mongolia. *Journal of Environmental Management*. 90(8):2762–2770.

Wu Y.Z., Huang M.B., Warrington D.N. 2015: Black locust transpiration responses to soil water availability as affected by meteorological factors and soil texture. *Pedosphere*. 25(1):57–71.

Xi B., Di N., Liu J., Zhang R., Cao Z. 2018: Hydrologic regulation of plant rooting depth: Pay attention to the widespread scenario with intense seasonal groundwater table fluctuation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115(17): E3863-E3864. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803987115>

Yan W., Zheng S., Zhong Y. Shangguan Z. 2017: Contrasting dynamics of leaf potential and gas exchange during progressive drought cycles and recovery in *Amorpha fruticosa* and *Robinia pseudoacacia*. *Scientific Reports*. 7:Article number: 4470

Yu K., D'Odorico P. 2015: Hydraulic lift as a determinant of tree–grass coexistence on savannas. *New Phytology*. 207:1038–1051. doi:10.1111/nph.13431

Zagyvainé Kiss, K. A., Kalicz, P., Csáfordi, P. and Gribovszki Z. 2014: Forest Litter Interception Model for a Sessile Oak Forest . *Acta Silv. Lign. Hung.* 10(1):91–101.DOI: 10.2478/aslh-2014-0007

Zencich S.J., Froend R.H. Turner J.V., Gailitis V. 2002: Influence of groundwater depth on the seasonal sources of water accessed by *Banksia* tree species on a shallow, sandy coastal aquifer. *Oecologia*. 131(1):8–19. <http://doi.org/10.1007/s00442-001-0855-7>

Ábrajegyzék

1. ábra: Az alaphipotézis vázlatos bemutatása	11
2. ábra: Az erdő vízháztartásának főbb elemei. Kucsara, (1996); Kucsara és mtsai. (2013) után alföldi ültetvényekre adaptálva	13
3. ábra: A talaj vízháztartási típusai Stefanovits és mtsai. (1999) alapján.....	18
4. ábra: A jászfelsőszentgyörgyi mintaterület elhelyezkedése	30
5. ábra: A jászfákóhalmai mintaterület elhelyezkedése	31
6. ábra: A tiszaderzsi mintaterület elhelyezkedése	32
7. ábra: A kunhegyesi mintaterület elhelyezkedése.....	33
8. ábra: A hajdúsámsoni mintaterület elhelyezkedése	34
9. ábra: A segédlet a talajvízből történő evapotranszspiráció számításához	36
10. ábra: A segédlet a leírható gravitációs pórustér (Sy-érték) nagyságának meghatározásához, Loheide és mtsai. (2005) alapján	37
11. ábra: Mintavételi pontok elhelyezkedése	40
12. ábra: A biomassza és az erdőállományok alatt tapasztalható sófelhalmozódás (erdő- kontroll) közti összefüggés fafajok szerint	42
13. ábra: Az erdőállományok kora és az alattuk tapasztalható sófelhalmozódás (erdő-kontroll) közti összefüggés fafajok szerint.....	44
14. ábra: Átlagos CaCO_3 , pCl és pH görbék, a nyár és akác állományok illetve a kapcsolódó kontrollpontok talajszelvényeiben (Szabó és mtsai. 2018)	46
15. ábra: Átlagos CaCO_3 és Cl^- felhalmozódás, továbbá savanyító hatás görbék a vizsgált akác és nyár állományok alatt (erdő mínusz kontrol pont) (Szabó és mtsai., 2018).....	46
16. ábra: Átlagos CaCO_3 felhalmozódás akác és nyárállományok alatt (átlagos értékek CaCO_3 %-ban, erdő mínusz kontrol pont), a homok és a vályog kategóriákba sorolt talajok esetében (Szabó és mtsai. 2018).....	48
17. ábra: Kapcsolat a mért maximális pCl értékek (felhalmozódási csúcs) mélysége és a megütött talajvízszint, illetve a higroszkóposság közt akác állományok esetében. (Szabó és mtsai. 2018 alapján)	49

18. ábra: Kapcsolat a mért maximális pCl értékek (felhalmozódási csúcs) mélysége és a megütött talajvízszint közt nyár állományok esetében. (Szabó és mtsai. 2018 alapján).....	50
19. ábra: Talajvízszint napi ingadozása a járszági mintaterületeken 2012. július 7. és augusztus 12. közt	53
20. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatt megütött talajvízszintek különbsége fafajonként, kiugró értékek nélkül.....	57
21. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatti átlagos vezetőképesség különbsége fafajonként, a kiugró értékek	59
22. ábra: A vizsgált fafajok alatti átlagos vezetőképesség különbségek a kontrollterületekhez képest (erdő mínusz kontrol pont)	60
23. ábra: Az időben és térben változó tényezők hatása a talajvíz depresszió kialakulására	63

Táblázatok jegyzéke

1. Táblázat: Az egyes fafajok éves vízfogyasztása Járó (1981) szerint.....	16
2. táblázat: A kapilláris vízemelés sebessége (mm/nap), a talaj textúrától és a talajvízszint – gyökérzóna távolságtól függően Blume és mtsai. (2016) alapján.....	19
3. táblázat: A Duna-Tisza közén tapasztalható talajvízszint csökkenés okainak százalékos megoszlása Pálfai (2010) szerint.....	23
4. táblázat Az adatgyűjtés során vizsgált paraméterek és az alkalmazott módszerek. Balog és mtsai (2014) alapján	28
5. táblázat: A talajvíz depressziót, sófelhalmozódást, illetve talajvíz sótartalom növekedést okozó erdőállományok száma és százalékos aránya az összes vizsgált erdőállományhoz viszonyítva (zárójelben megadva).....	41
6. táblázat: Átlagos sótartalom (dS/m, 1:2,5 arányú talaj:víz szuszpenzióban mérve) az erdőállományok és a kontrollterületek alatt, az ANOVA elemzés eredményeivel. Tóth és mtsai. (2014) alapján	42
7. táblázat: Az egyes vegetációs típusok és fafajok alatti átlagos napi vízszintingadozás mértéke a mintaterületek alatt (a leüríthető gravitációs pórustérrel (S_y) beszorzott értékek)..	54
8. táblázat: Az egyes talajtextúra típusokban mérhető átlagos napi vízszintingadozás mértéke a mintaterületek alatt (a leüríthető gravitációs pórustérrel (S_y) nem beszorzott értékek)	55
9. táblázat: A páros t-próba eredményei a kontroll és erdőpontok alatt mért talajvízszint és elektromos vezetőképesség különbségének értékekre	56
10. táblázat: a mintavételezés során az erdőállományok alatt megütött talajvízszintek és eltérésük a kontroll területekhez képest	58
11. táblázat: Az egyes lokális tényezők hatása a talajvízszint depresszióra, illetve a sófelhalmozódásra	61

1. számú melléklet: A mintavételi pontok fő adatai

Pont száma	Községhatár	Mintavételi pont típusa	Területhasznosítás jellege/Az állomány fafaja	Földrajzi szélesség	Földrajzi hosszúság	EOV Y	EOV X	Magasság térképről (m)	Talajtextúra (átlag hy1 alapján)
3	Nyírbogát	monitoring	kontroll (szántó)	47°47'4,14"N	22° 1'49,70"E	873386	275424	155,60	Homok
2	Nyírbogát	monitoring	NNY	47°47'3,82"N	22° 1'41,79"E	873222	275408	154,40	Vályogos Homok
5	Debrecen-Mikepércs	monitoring	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°27'25,75"N	21°39'22,20"E	846569	238049	108,00	Vályogos Homok
4	Debrecen-Mikepércs	monitoring	KST	47°27'29,14"N	21°39'31,25"E	846755	238160	109,60	Vályogos Homok
7	Jászfákóhalma	monitoring	kontroll (szántó)	47°31'41,34"N	20° 0'56,10"E	722744	243143	95,90	Homokos Vályog
6	Jászfákóhalma	monitoring	A	47°31'44,36"N	20° 0'58,78"E	722859	243207	92,70	Homokos Vályog
9	Jászberény	monitoring	kontroll (lucerna)	47°27'44,44"N	19°52'11,75"E	711914	235672	108,00	Vályogos Homok
8	Jászberény	egyszeri mintavétel	A	47°27'47,64"N	19°52'7,88"E	711832	235770	108,00	Vályogos Homok
53	Jászberény	monitoring	A	47°27'44,93"N	19°52'39,26"E	712490	235693	106,30	Vályogos Homok
14	Jászfelsőszentgyörgy	monitoring	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°28'45,53"N	19°46'28,10"E	704700	237487	105,40	Vályogos Homok
12	Jászfelsőszentgyörgy	monitoring	NNY	47°28'40,68"N	19°46'21,02"E	704553	237336	106,31	Homokos Vályog
13	Jászfelsőszentgyörgy	monitoring	KST	47°28'50,82"N	19°46'25,88"E	704652	237650	105,77	Homokos Vályog
20	Máriapócs	monitoring	kontroll (szántó)	47°52'29,33"N	22° 3'12,10"E	874714	285526	138,50	Vályogos Homok
19	Nyírgyulaj	monitoring	A	47°53'53,13"N	22° 2'6,50"E	873253	288060	146,10	Homokos Vályog
21	Hajdúsámson	monitoring	kontroll (szántó)	47°37'6,77"N	21°47'55,91"E	856691	256350	139,60	Vályogos Homok
22	Hajdúsámson	monitoring	NNY	47°37'1,95"N	21°47'57,10"E	856721	256202	139,57	Vályogos Homok
23	Hajdúsámson	monitoring	A	47°36'52,96"N	21°47'22,27"E	856004	255899	141,10	Homok
26	Monor	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°19'25,64"N	19°28'14,96"E	681908	220029	129,00	Homokos Vályog
24	Monor	egyszeri mintavétel	NNY	47°19'38,65"N	19°27'57,77"E	681545	220429	119,50	Vályogos Homok
25	Monor	egyszeri mintavétel	NNY	47°19'36,37"N	19°27'53,18"E	681449	220358	118,70	Homokos Vályog
29	Vasad	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°18'46,24"N	19°23'29,14"E	675912	218783	125,90	Homok

Pont száma	Községhatár	Mintavételi pont típusa	Területhasznosítás jellege/Az állomány fajtája	Földrajzi szélesség	Földrajzi hosszúság	EOV Y	EOV X	Magasság térképről (m)	Talajtextúra (átlag hy1 alapján)
27	Vasad	egyszeri mintavétel	A	47°18'55,55"N	19°23'43,25"E	676207	219072	125,85	Homok
28	Vasad	egyszeri mintavétel	A	47°18'49,86"N	19°23'10,36"E	675517	218893	124,93	Homok
31	Dabas	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47° 9'43,56"N	19°21'9,38"E	673042	202013	109,60	Homok
30	Dabas	egyszeri mintavétel	A	47° 9'51,63"N	19°20'41,36"E	672451	202260	109,60	Vályogos Homok
33	Örkény	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47° 8'40,46"N	19°25'34,21"E	678629	200089	124,10	Vályogos Homok
32	Örkény	egyszeri mintavétel	NNY	47° 8'50,15"N	19°25'31,76"E	678576	200388	124,58	Vályogos Homok
42	Helvécia	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	46°47'10,85"N	19°33'7,24"E	688430	160322	108,80	Homok
34	Helvécia	egyszeri mintavétel	KST	46°47'10,57"N	19°33'13,56"E	688564	160314	109,38	Homok
35	Helvécia	egyszeri mintavétel	A	46°47'17,63"N	19°33'49,17"E	689318	160537	104,45	Homok
36	Helvécia	egyszeri mintavétel	A	46°47'20,14"N	19°33'45,05"E	689230	160614	105,55	Homok
37	Helvécia	egyszeri mintavétel	NNY	46°47'40,45"N	19°33'52,27"E	689379	161242	110,86	Homok
38	Helvécia	egyszeri mintavétel	NNY	46°49'33,63"N	19°32'40,08"E	687826	164727	111,80	Homok
39	Helvécia	egyszeri mintavétel	KST	46°49'14,83"N	19°33'19,92"E	688674	164152	113,80	Homok
40	Helvécia	egyszeri mintavétel	A	46°48'4,75"N	19°33'41,04"E	689136	161991	111,91	Homok
41	Helvécia	egyszeri mintavétel	NNY	46°47'44,50"N	19°33'57,78"E	689495	161368	110,52	Homok
51	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	46°53'55,85"N	19°52'40,17"E	713174	173039	108,40	Vályogos Homok
43	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	A	46°52'13,25"N	19°51'58,96"E	712335	169862	108,82	Vályogos Homok
44	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	KST	46°52'21,63"N	19°52'8,68"E	712538	170123	107,04	Vályogos Homok
45	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	A	46°52'21,13"N	19°52'2,48"E	712407	170106	107,19	Vályogos Homok
46	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	NNY	46°53'10,93"N	19°53'19,77"E	714027	171661	106,80	Vályogos Homok
50	Nyárlőrinc	egyszeri mintavétel	NNY	46°52'48,73"N	19°52'50,47"E	713414	170969	109,10	Homok
49	Kecskemét	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	46°53'29,64"N	19°45'43,98"E	704373	172143	109,80	Homok
47	Kecskemét	egyszeri mintavétel	NNY	46°53'22,25"N	19°45'35,29"E	704191	171913	109,79	Homok
48	Kecskemét	egyszeri mintavétel	A	46°53'20,45"N	19°45'38,95"E	704269	171858	109,35	Homok
54	Pusztaszer	monitoring	kontroll (szántó)	46°33'28,29"N	20° 2'15,32"E	725826	135279	80,00	Homok

Pont száma	Községhatár	Mintavételi pont típusa	Területhasznosítás jellege/Az állomány fafaja	Földrajzi szélesség	Földrajzi hosszúság	EOV Y	EOV X	Magasság térképről (m)	Talajtextúra (átlag hy1 alapján)
55	Pusztaszer	monitoring	A	46°33'29,17"N	20° 2'10,45"E	725722	135305	83,00	Homok
56	Bócsa	monitoring	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	46°37'39,78"N	19°29'32,14"E	683968	142661	108,00	Homok
57	Bócsa	monitoring	NNY	46°37'42,59"N	19°29'41,09"E	684158	142749	110,00	Homok
82	Gyulavár	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	46°41'51,28"N	21°21'39,89"E	826828	152947	86,94	Vályog
83	Gyulavár	egyszeri mintavétel	NNY	46°41'54,01"N	21°21'25,17"E	826513	153022	86,90	Vályog
84	Gyulavár	egyszeri mintavétel	A	46°42'3,88"N	21°21'17,78"E	826347	153322	86,83	Agyagos Vályog
81	Gyulavár	egyszeri mintavétel	KST	46°41'55,17"N	21°21'43,35"E	826898	153069	87,21	Vályog
89	Gyulai Városerdő	egyszeri mintavétel	kontroll	46°41'25,13"N	21°19'52,97"E	824581	152073	87,95	Vályog
85	Gyulai Városerdő	egyszeri mintavétel	NNY	46°41'28,00"N	21°19'42,16"E	824349	152155	86,93	Vályog
86	Gyulai Városerdő	egyszeri mintavétel	A	46°41'39,58"N	21°19'40,02"E	824293	152511	87,71	Homokos Vályog
87	Gyulai Városerdő	egyszeri mintavétel	KST	46°41'32,27"N	21°19'37,78"E	824252	152284	86,91	Vályog
88	Gyulai Városerdő	egyszeri mintavétel	KST	46°41'31,68"N	21°19'47,64"E	824462	152272	87,79	Homokos Vályog
93	Doboz	egyszeri mintavétel	kontroll (lucerna)	46°46'56,74"N	21°14'24,99"E	817328	162109	84,69	Vályog
90	Doboz	egyszeri mintavétel	A	46°45'37,80"N	21°14'22,71"E	817348	159671	86,14	Vályog
91	Doboz	egyszeri mintavétel	A	46°45'31,69"N	21°13'56,86"E	816805	159467	85,73	Homokos Vályog
92	Doboz	egyszeri mintavétel	NNY	46°45'12,91"N	21°14'29,94"E	817523	158907	85,35	Vályog
94	Doboz	egyszeri mintavétel	A	46°45'40,85"N	21°13'53,84"E	816733	159748	86,17	Homokos Vályog
95	Doboz	egyszeri mintavétel	KST	46°45'46,30"N	21°13'51,37"E	816676	159915	86,28	Homokos Vályog
96	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47° 4'47,88"N	21°15'1,52"E	817171	195193	86,74	Vályog
97	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	NNY	47° 4'28,07"N	21°15'19,10"E	817559	194592	86,33	Vályog
98	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	KST	47° 4'37,25"N	21°15'21,90"E	817610	194877	86,39	Vályog
99	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	NNY	47° 4'39,36"N	21°15'46,65"E	818130	194957	86,14	Vályog
100	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47° 6'24,17"N	21°16'53,07"E	819438	198232	88,52	Vályog
101	Füzesgyarmat	egyszeri mintavétel	KST	47° 6'14,09"N	21°16'50,22"E	819387	197919	89,34	Vályog

Pont száma	Községhatár	Mintavételi pont típusa	Területhasznosítás jellege/Az állomány fajtája	Földrajzi szélesség	Földrajzi hosszúság	EOV Y	EOV X	Magasság térképről (m)	Talajtextúra (átlag hy1 alapján)
103	Zsáka	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47° 7'6,07"N	21°21'27,01"E	825173	199693	89,58	Vályog
102	Zsáka	egyszeri mintavétel	A	47° 7'16,74"N	21°21'23,58"E	825091	200020	89,12	Vályog
104	Zsáka	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47° 7'7,75"N	21°23'39,74"E	827968	199828	90,29	Homokos Vályog
110	Zsáka	egyszeri mintavétel	KST	47° 7'24,91"N	21°23'8,46"E	827293	200338	90,32	Homokos Vályog
111	Zsáka	egyszeri mintavétel	KST	47° 7'28,15"N	21°23'6,70"E	827253	200437	90,28	Homokos Vályog
109	Zsáka	egyszeri mintavétel	KST	47° 6'47,70"N	21°24'7,95"E	828581	199227	90,84	Vályog
106	Bélmegyer	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	46°52'27,94"N	21° 8'44,30"E	809830	172134	85,62	Agyagos Vályog
105	Bélmegyer	egyszeri mintavétel	NNY	46°52'28,78"N	21° 8'25,34"E	809428	172149	83,81	Vályog
107	Bélmegyer	egyszeri mintavétel	A	46°52'26,65"N	21° 8'38,87"E	809716	172091	83,87	Vályog
112	Berettyóújfalu	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47°14'33,18"N	21°32'3,69"E	838148	213904	93,92	Vályog
113	Berettyóújfalu	egyszeri mintavétel	A	47°14'37,88"N	21°32'5,01"E	838171	214073	94,16	Vályog
114	Furta	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47° 9'34,75"N	21°30'33,06"E	836533	204633	92,08	Vályog
115	Furta	egyszeri mintavétel	KST	47° 9'39,67"N	21°30'30,48"E	836499	204778	92,02	Vályog
117	Egerlövő	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°43'43,36"N	20°36'24,08"E	766864	266126	96,66	Vályog
116	Egerlövő	egyszeri mintavétel	NNY	47°43'50,76"N	20°36'15,61"E	766683	266351	95,37	Agyagos Vályog
118	Egerlövő	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°43'25,20"N	20°36'21,24"E	766816	265564	95,47	Vályog
119	Egerlövő	egyszeri mintavétel	A	47°43'26,26"N	20°36'41,19"E	767231	265605	95,32	Vályog
120	Egerlövő	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47°42'40,16"N	20°37'46,62"E	768623	264209	94,41	Vályog
121	Egerlövő	egyszeri mintavétel	NNY	47°42'44,95"N	20°37'51,56"E	768723	264359	92,69	Vályog
123	Poroszló	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°40'36,31"N	20°40'37,79"E	772270	260458	90,03	Agyagos Vályog
122	Poroszló	egyszeri mintavétel	NNY	47°40'33,93"N	20°40'45,25"E	772427	260388	89,74	Agyagos Vályog
124	Kunhegyes	monitoring	kontroll (szántó)	47°25'18,87"N	20°37'16,67"E	768646	232045	86,90	Homokos Vályog
125	Kunhegyes	monitoring	NNY	47°25'20,85"N	20°37'9,14"E	768487	232103	86,24	Vályog

Pont száma	Községhatár	Mintavételi pont típusa	Területhasznosítás jellege/Az állomány fafaja	Földrajzi szélesség	Földrajzi hosszúság	EOV Y	EOV X	Magasság térképről (m)	Talajtextúra (átlag hy1 alapján)
126	Kunhegyes	monitoring	NNY	47°25'20,78"N	20°37'4,75"E	768395	232099	85,31	Vályog
128	Püspökladány	monitoring	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°20'26,29"N	21° 5'37,46"E	804519	223838	85,83	Vályog
127	Püspökladány	monitoring	KST	47°20'29,48"N	21° 5'42,16"E	804615	223939	85,78	Vályog
130	Püspökladány	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°20'59,89"N	21° 5'35,61"E	804453	224874	86,21	Agyagos Vályog
129	Püspökladány	egyszeri mintavétel	KST	47°20'55,21"N	21° 5'30,71"E	804354	224727	85,78	Agyagos Vályog
132	Püspökladány	monitoring	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°21'41,92"N	21° 5'47,00"E	804658	226178	87,02	Homokos Vályog
131	Püspökladány	monitoring	KST	47°21'41,83"N	21° 5'42,94"E	804573	226173	87,03	Vályog
133	Berekfürdő	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°22'44,28"N	20°50'2,21"E	784796	227617	86,29	Vályog
134	Berekfürdő	egyszeri mintavétel	NNY	47°22'45,02"N	20°49'52,03"E	784582	227635	86,19	Vályog
136	Abádszalók	egyszeri mintavétel	kontroll (egyéb lágyszárú vegetáció)	47°29'40,53"N	20°36'55,77"E	768046	240115	85,76	Vályog
135	Abádszalók	egyszeri mintavétel	NNY	47°29'42,19"N	20°37'18,66"E	768524	240176	85,51	Vályog
139	Tiszaderzs	egyszeri mintavétel	kontroll (szántó)	47°30'38,65"N	20°39'31,51"E	771268	241976	86,73	Vályogos Homok
137	Tiszaderzs	monitoring	NNY	47°30'57,45"N	20°39'26,15"E	771144	242554	86,76	Homokos Vályog
138	Tiszaderzs	monitoring	NNY	47°30'53,50"N	20°39'23,60"E	771093	242431	86,32	Vályog

A: akác; KST: Kocsányos tölgy; NNY: Nemesnyár

2. melléklet: Az egyes fejezetekben szereplő mintaszámok eltérései, az eltérések indoklása

Előzetes vizsgálatok (4.1.1. fejezet)	Az elemzés csak a már korábban kialakított mintaterületek adatai alapján volt lehetséges.
erdő,	31
amiből: akác	14
tölgy	5
nyár	12
kontroll	14
Mérési pontok összesen:	45

Előzetes vizsgálatok (4.1.2. fejezet)	A sófelhalmozódás vizsgálatához a mintaterületek leválogatása volt szükséges. (Lásd 3.4. fejezet)
erdő,	22
amiből: akác	11
tölgy	0
nyár	11
kontroll	8
Mérési pontok összesen:	30

Előzetes vizsgálatok (4.1.2. fejezet)	Az elemzés csak a már kialakított monitoring mintaterületek adatai alapján volt lehetséges.
erdő,	11
amiből: akác	2
tölgy	4
nyár	5
kontroll	9
Mérési pontok összesen:	20

Az összes mintaterületre kiterjedő vizsgálat (4.2. fejezet)

	Monitoring	Egyszeri mintavétel	Összes
erdő,	17	53	70
amiből: akác	5	19	24
tölgy	4	14	18
nyár	8	20	28
kontroll	12	25	37
Mérési pontok összesen:	29	78	107

Talajvízszint depresszióval kapcsolatos vizsgálatok (4.2. fejezet)	A többi esetben a fúrás (max.: 10,5 m) nem érte el a talajvíz szintjét.
erdő,	66
amiből: akác	22
tölgy	18
nyár	26
kontroll	35

**Sófelhalmozódással kapcsolatos
vizsgálatok (4.2. fejezet)**

erdő,

amiből: akác

tölgy

nyár

kontroll

A vizsgálatokhoz a kiugró értékek előzetesen eltávolításra
kerültek.

61

20

15

26

33

3. melléklet: A mintavételi pontokon, illetve a mintákból mért értékek

Pont száma	Községhatár	Elektromos vezetőképesség (dS/m)	Elektromos vezetőképesség különbsége (erdő-kontroll) (dS/m)	pH	pCl	CaCO ₃ (%)	hy1	A talajvíz megütem mélysége a terep szintje alatt (m)	Talajvízszint különbség terepszinttől (erdő-kontroll) (m)	Faültetvény kora (év)	Biomassza (m ³ /ha)
3	Nyírbogát	0,118		7,48	4,07	3,35	0,37	2,50			
2	Nyírbogát	0,125	0,007	6,86	3,84	1,89	0,65	3,25	0,75	21	184,25
5	Debrecen-Mikepércs	0,150		8,16	3,93	5,54	0,84	2,10			
4	Debrecen-Mikepércs	0,210	0,060	8,13	3,75	5,34	0,53	2,90	0,80	43	236,06
7	Jászfákóhalma	0,197		8,39	4,03	11,07	1,24	5,50			
6	Jászfákóhalma	0,333	0,136	8,31	3,51	10,73	1,35	4,00	-1,50	16	126,92
9	Jászberény	0,099		8,35	4,24	7,54	0,75	8,10			
8	Jászberény	0,118	0,018	8,23	4,17	7,20	0,88	9,10	1,00		
53	Jászberény	0,103	0,004	8,16	4,13	5,46	0,60	6,30	-1,80	23	118,25
14	Jászfelsőszentgyörgy	0,139		8,35	4,10	14,38	1,00	3,80			
12	Jászfelsőszentgyörgy	0,181	0,042	8,16	4,03	11,72	1,44	3,10	-0,70	16	155,20
13	Jászfelsőszentgyörgy	0,154	0,016	8,20	3,98	14,34	1,04	3,10	-0,70	62	199,68
20	Máriapócs	0,214		7,94	3,70	4,53	0,93	3,80			
19	Nyírgyulaj	0,138	-0,076	7,17	3,83	3,63	0,71	5,80	2,00	30	153,55
21	Hajdúsámson	0,133		7,92	3,98	2,30	0,62	2,40			
22	Hajdúsámson	0,152	0,019	7,11	3,87	1,38	0,71	3,75	1,35	26	225,51
23	Hajdúsámson	0,016	-0,117	5,49	4,51	0,07	0,37	6,60	4,20	19	165,50
26	Monor	0,169		8,45	4,20	20,10	1,17	3,40			
24	Monor	0,144	-0,024	8,21	4,05	9,15	0,39	4,60	1,20	13	34,13
25	Monor	0,340	0,171	8,33	3,52	16,26	0,98	6,50	3,10	17	335,54
29	Vasad	0,142		8,56	4,30	7,64	0,30	4,50			

Pont száma	Községhatár	Elektromos vezetőképesség (dS/m)	Elektromos vezetőképesség különbsége (erdő-kontroll) (dS/m)	pH	pCl	CaCO ₃ (%)	hy1	A talajvíz megütött mélysége a terep szintje alatt (m)	Talajvízszint különbség terepszinttől (erdő-kontroll) (m)	Faültetvény kora (év)	Biomassza (m ³ /ha)
27	Vasad	0,158	0,015	8,63	4,19	12,51	0,43	6,20	1,70	26	222,65
28	Vasad	0,213	0,071	7,97	4,21	8,24	0,33	8,30	3,80	17	227,55
31	Dabas	0,100		8,64	4,25	11,31	0,18				
30	Dabas	0,139	0,039	8,50	4,25	13,30	0,61			28	227,12
33	Örkény	0,150		8,11	4,22	16,02	0,57	8,40			
32	Örkény	0,125	-0,025	8,28	4,24	18,96	0,68	8,40	0,00	17	40,70
42	Helvécia	0,163		8,63	4,34	24,29	0,23	2,30			
34	Helvécia	0,150	-0,014	8,60	4,24	24,33	0,24	3,00	0,70	26	30,92
35	Helvécia	0,141	-0,022	8,47	4,22	20,19	0,25	4,25	1,95	26	286,59
36	Helvécia	0,170	0,007	8,44	4,16	22,84	0,24	4,90	2,60	21	70,12
37	Helvécia	0,248	0,085	8,29	4,24	21,82	0,33	5,30	3,00	14	435,98
38	Helvécia	0,232	0,069	8,71	3,74	23,48	0,22	4,15	1,85	14	165,52
39	Helvécia	0,172	0,009	8,60	4,22	21,74	0,13	7,00	4,70	33	274,96
40	Helvécia	0,146	-0,017	8,39	4,38	18,87	0,27	6,00	3,70	38	89,66
41	Helvécia	0,124	-0,039	8,40	4,46	19,48	0,30	6,00	3,70	8	3,47
51	Nyárlőrinc	0,133		8,43	4,22	21,99	0,72	7,80			
43	Nyárlőrinc	0,332	0,199	7,97	3,99	19,10	0,58	9,00	1,20	74	151,05
44	Nyárlőrinc	0,233	0,100	8,45	4,12	20,94	0,64	9,50	1,70	74	460,41
45	Nyárlőrinc	0,226	0,093	7,93	4,21	16,16	0,51	10,00	2,20	21	150,42
46	Nyárlőrinc	0,230	0,097	8,23	4,10	21,49	0,61	9,90	2,10	26	288,07
50	Nyárlőrinc	0,283	0,150	8,09	3,54	20,02	0,48			25	345,61
49	Kecskemét	0,129		8,35	4,19	28,35	0,39	3,50			
47	Kecskemét	0,169	0,040	7,82	4,08	22,98	0,26	4,50	1,00	19	552,37
48	Kecskemét	0,147	0,018	7,93	4,18	27,18	0,41	4,50	1,00	19	306,05

Pont száma	Községhatár	Elektromos vezetőképesség (dS/m)	Elektromos vezetőképesség különbsége (erdő-kontroll) (dS/m)	pH	pCl	CaCO ₃ (%)	hy1	A talajvíz megütött mélysége a terep szintje alatt (m)	Talajvízszint különbség terepszinttől (erdő-kontroll) (m)	Faültetvény kora (év)	Biomassza (m ³ /ha)
54	Pusztaszer	0,144		8,36	4,14	16,90	0,33	2,5			
55	Pusztaszer	0,147	0,003	8,40	4,15	14,72	0,20	4,7	2,2	45	253,28
56	Bócsa	0,259		8,31	3,83	18,73	0,25	3,0			
57	Bócsa	0,353	0,094	8,55	3,71	18,26	0,30	3,0	0,0	42	117,70
82	Gyulavár	0,360		6,95	3,97	5,63	3,11	5,5			
83	Gyulavár	0,228	-0,132	7,48	3,92	7,33	2,00	5,7	0,2	15	145,49
84	Gyulavár	0,548	0,188	7,29	3,75	11,37	3,24	5,5	0	25	147,41
81	Gyulavár	0,397	0,037	7,68	3,97	9,94	3,24	9	3,5	27	91,65
89	Gyulai Városerdő	0,461		7,87	4,11	14,35	1,79	6,5			
85	Gyulai Városerdő	0,407	-0,054	7,51	4,06	14,55	2,55	10,5	4	28	230,34
86	Gyulai Városerdő	0,228	-0,233	7,53	4,03	7,84	1,59	6,7	0,2	34	114,35
87	Gyulai Városerdő	0,538	0,077	7,80	3,80	13,74	2,30	7,5	1	29	131,72
88	Gyulai Városerdő	0,192	-0,269	8,15	4,04	16,97	1,03	6,8	0,3	66	114,28
93	Doboz	0,243		7,74	4,08	4,73	2,36	2,8			
90	Doboz	0,296	0,053	7,40	4,02	5,44	2,61	6,4	3,6	19	205,94
91	Doboz	0,263	0,020	7,75	3,89	2,42	2,01	5,6	2,8	30	98,62
92	Doboz	0,432	0,189	7,61	3,56	4,06	3,50	10,5	7,7	22	225,46
94	Doboz	0,583	0,340	7,19	3,81	4,33	2,47	6,2	3,4	28	485,79
95	Doboz	0,372	0,129	7,97	3,93	12,39	1,90	6,1	3,3	28	67,02
96	Füzesgyarmat	0,177		7,79	3,79	1,51	1,98	6,85			
97	Füzesgyarmat	0,319	0,142	8,25	3,47	7,40	2,77	8,9	2,05	12	32,58
98	Füzesgyarmat	0,366	0,189	8,26	3,93	6,57	2,24	9,5	2,65	65	201,37
99	Füzesgyarmat	0,263	0,086	7,64	3,70	0,26	2,37	7,4	0,55	38	191,01
100	Füzesgyarmat	0,734		8,70	3,39	3,37	2,12	6,3			

Pont száma	Községhatár	Elektromos vezetőképesség (dS/m)	Elektromos vezetőképesség különbsége (erdő-kontroll) (dS/m)	pH	pCl	CaCO ₃ (%)	hy1	A talajvíz megütött mélysége a terep szintje alatt (m)	Talajvízszint különbség terepszinttől (erdő-kontroll) (m)	Faültetvény kora (év)	Biomassza (m ³ /ha)
101	Füzesgyarmat	0,695	-0,039	8,14	3,16	3,55	1,84	6,8	0,5	58	313,77
103	Zsáka	0,625		8,54	3,30	13,13	2,66	3,8			
102	Zsáka	0,399	-0,226	7,98	3,44	13,89	2,48	3,8	0	20	108,00
104	Zsáka	0,397		8,97	4,02	10,20	1,43	4,8			
110	Zsáka	0,576	0,180	8,92	2,81	7,71	1,80	7,5	2,7	56	243,09
111	Zsáka	0,278	-0,118	8,63	3,80	9,46	1,67	7,6	2,8	28	105,54
109	Zsáka	0,217	-0,180	6,92	4,12	5,46	1,41	9,6	4,8	42	92,14
106	Bélmegyer	0,507		8,13	4,03	14,68	3,33	5,8			
105	Bélmegyer	0,777	0,270	7,90	4,07	14,21	3,13			21	105,34
107	Bélmegyer	0,870	0,363	7,74	3,48	14,25	3,25	8,5	2,7	4	44,63
112	Berettyóújfalu	0,358		8,15	3,94	6,65	2,59	3,5			
113	Berettyóújfalu	0,377	0,019	8,52	4,01	7,15	2,73			19	47,71
114	Furta	1,048		8,64	2,93	12,42	2,62	4,2			
115	Furta	0,969	-0,079	8,82	2,60	13,41	2,61	7,6	3,4	33	28,88
117	Egerlövő	0,358		8,29	3,85	21,04	3,46	2,3			
116	Egerlövő	0,415	0,057	8,18	3,94	17,24	3,89	3,3	1	14	183,2
118	Egerlövő	0,332		8,83	3,99	12,56	2,83	2,65			
119	Egerlövő	0,393	0,061	8,46	3,91	14,86	3,23	2,6	-0,05	22	304,92
120	Egerlövő	0,335		8,18	3,82	9,69	2,53	2,46			
121	Egerlövő	0,577	0,242	8,11	3,34	10,71	2,42	2,35	-0,11	17	521,19
123	Poroszló	0,836		8,21	3,02	14,94	3,75	2,9			
122	Poroszló	1,639	0,803	7,47	2,43	11,31	3,88	4,1	1,2	36	270,74
124	Kunhegyes	0,203		8,60	3,57	15,89	1,12	3,4			
125	Kunhegyes	0,444	0,242	8,26	3,56	10,87	2,58	8,3	4,9	23	186,11

Pont száma	Községhatár	Elektromos vezetőképesség (dS/m)	Elektromos vezetőképesség különbsége (erdő-kontroll) (dS/m)	pH	pCl	CaCO ₃ (%)	hy1	A talajvíz megütött mélysége a terep szintje alatt (m)	Talajvízszint különbség terepszinttől (erdő-kontroll) (m)	Faültetvény kora (év)	Biomassza (m ³ /ha)
126	Kunhegyes	0,549	0,346	8,74	3,32	11,72	2,58	6,5	3,1	23	316,08
128	Püspökladány	1,207		8,66	3,02	9,63	2,32	6,5			
127	Püspökladány	0,707	-0,499	8,25	2,96	7,39	3,46	8,9	2,4	89	781,63
130	Püspökladány	0,618		8,50	3,41	5,90	4,03	6,5			
129	Püspökladány	2,157	1,539	7,93	2,19	8,08	4,02	10	3,5	74	401,58
132	Püspökladány	0,731		8,76	3,06	8,50	1,89	6,5			
131	Püspökladány	2,306	1,575	8,63	2,14	8,77	1,94	5,9	-0,6	56	391,34
133	Berekfürdő	0,166		7,48	3,95	4,96	2,18	2,4			
134	Berekfürdő	0,316	0,150	7,27	3,31	4,85	2,10	2	-0,4	46	540,62
136	Abádszalók	0,300		7,60	3,47	4,61	1,97	3			
135	Abádszalók	0,649	0,349	7,79	2,97	8,50	1,79	6,5	3,5	14	198,40
139	Tiszaderzs	0,243		8,23	3,91	7,84	0,66	6,5			
137	Tiszaderzs	0,375	0,133	7,68	3,89	5,75	1,53	5	-1,5	11	183,40
138	Tiszaderzs	0,735	0,492	7,35	3,21	6,35	2,56	6	-0,5	20	290,33

A: akác; KST: Kocsányos tölgy; NNY: Nemesnyár

4. melléklet: A lokális tényezők, a talajvíz depresszió és a sóakkumuláció összefüggései (korrelációmátrix)

Az összes mintapont esetében

		Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Higroszkóposág	Állomány kora	Biomassza
Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Pearson korreláció	1	-0,033	0,044	-0,007	-0,025
	Szignifikancia		0,807	0,728	0,958	0,849
	N	66	58	66	62	61
Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Pearson korreláció	-0,033	1	,296*	-0,191	,355**
	Szignifikancia	0,807		0,020	0,152	0,006
	N	58	62	62	58	59
Higroszkóposág	Pearson korreláció	0,044	,296*	1	0,123	0,017
	Szignifikancia	0,728	0,020		0,324	0,891
	N	66	62	107	66	65
Állomány kora	Pearson korreláció	-0,007	-0,191	0,123	1	,306*
	Szignifikancia	0,958	0,152	0,324		0,015
	N	62	58	66	66	63
Biomassza	Pearson korreláció	-0,025	,355**	0,017	,306*	1
	Szignifikancia	0,849	0,006	0,891	0,015	
	N	61	59	65	63	65

* szignifikáns korreláció ($p < 0,05$)

**szignifikáns korreláció ($p < 0,01$)

Akác állományok esetében

		Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Higroszkóposság	Állomány kora	Biomassza
Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Pearson korreláció	1	-0,433	-0,246	0,038	0,000
	Szignifikancia		0,073	0,270	0,878	1,000
	N	22	18	22	19	20
Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Pearson korreláció	-0,433	1	0,415	-0,282	-0,039
	Szignifikancia	0,073		0,069	0,273	0,873
	N	18	20	20	17	19
Higroszkóposság	Pearson korreláció	-0,246	0,415	1	-0,268	-0,279
	Szignifikancia	0,270	0,069		0,241	0,209
	N	22	20	24	21	22
Állomány kora	Pearson korreláció	0,038	-0,282	-0,268	1	0,065
	Szignifikancia	0,878	0,273	0,241		0,784
	N	19	17	21	21	20
Biomassza	Pearson korreláció	0,000	-0,039	-0,279	0,065	1
	Szignifikancia	1,000	0,873	0,209	0,784	
	N	20	19	22	20	22

Tölgy állományok esetében

		Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Higroszkóposság	Állomány kora	Biomassza
Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Pearson korreláció	1	0,028	0,309	-0,248	-0,207
	Szignifikancia		0,920	0,213	0,322	0,424
	N	18	15	18	18	17
Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Pearson korreláció	0,028	1	-0,025	0,073	0,365
	Szignifikancia	0,920		0,931	0,796	0,181
	N	15	15	15	15	15
Higroszkóposság	Pearson korreláció	0,309	-0,025	1	0,223	-0,044
	Szignifikancia	0,213	0,931		0,374	0,866
	N	18	15	18	18	17
Állomány kora	Pearson korreláció	-0,248	0,073	0,223	1	,722**
	Szignifikancia	0,322	0,796	0,374		0,001
	N	18	15	18	18	17
Biomassza	Pearson korreláció	-0,207	0,365	-0,044	,722**	1
	Szignifikancia	0,424	0,181	0,866	0,001	
	N	17	15	17	17	17

* szignifikáns korreláció ($p < 0,05$)**szignifikáns korreláció ($p < 0,01$)

Nyár állományok esetében

		Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Higroszkóposság	Állomány kora	Biomassza
Megütött talajvízszint különbség (erdő - kontroll, m)	Pearson korreláció	1	0,125	0,073	-0,020	0,060
	Szignifikancia		0,551	0,721	0,924	0,782
	N	26	25	26	25	24
Vezetőképesség különbség (erdő - kontroll, dS/m)	Pearson korreláció	0,125	1	0,368	0,062	,407*
	Szignifikancia	0,551		0,059	0,762	0,043
	N	25	27	27	26	25
Higroszkóposság	Pearson korreláció	0,073	0,368	1	0,120	0,136
	Szignifikancia	0,721	0,059		0,549	0,507
	N	26	27	28	27	26
Állomány kora	Pearson korreláció	-0,020	0,062	0,120	1	0,170
	Szignifikancia	0,924	0,762	0,549		0,405
	N	25	26	27	27	26
Biomassza	Pearson korreláció	0,060	,407*	0,136	0,170	1
	Szignifikancia	0,782	0,043	0,507	0,405	
	N	24	25	26	26	26

* szignifikáns korreláció (p<0,05)