



**Szent István Egyetem**

**Hazai állóvizek vízminőségi paramétereinek  
vizsgálata terepi és távérzékelési eszközökkel**

DOI: 10.54598/000310

**Doktori (PhD) értekezés**

**Grósz János**

**Gödöllő**

**2020**

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Környezettudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudomány

**vezetője:** Csákiné Dr. Michéli Erika, DSc  
egyetemi tanár  
MTA levelező tagja  
Szent István Egyetem  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Környezettudományi Intézet

**Témavezető:** Dr. Habil. Vekerdy Zoltán  
tudományos tanácsadó  
Szent István Egyetem  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Környezettudományi Intézet

**Társtémavezető:** Dr. Waltner István  
egyetemi adjunktus  
Szent István Egyetem  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Környezettudományi Intézet

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

.....  
A társtémavezető jóváhagyása

## Tartalomjegyzék

1	Bevezetés és célkitűzés.....	1
1.1	A tudományos probléma meghatározása.....	2
1.2	A kutatás célkitűzései.....	5
1.3	A téma aktualitása.....	6
2	Irodalmi áttekintés.....	7
2.1	Vízminőségi paraméterek és a távérzékelés kapcsolata.....	7
2.2	Fitoplankton a felszíni vizekben.....	10
2.3	Fitoplankton állomány vertikális és horizontális elhelyezkedése.....	12
2.4	A fitoplankton és egyéb vízminőségi összetevők spektrális tulajdonságai 19	
2.5	Az a-klorofill tartalom meghatározás.....	22
3	Anyag és módszer.....	24
3.1	Általános módszerleírás.....	24
3.2	Mintavétel.....	24
3.3	Fizikai, kémiai, biológia és spektrális vizsgálatok.....	30
3.3.1	Fizikai vízminőségi paraméterek.....	31
3.3.2	Kémiai vízminőségi paraméterek.....	33
3.3.3	Biológiai vízminőségi paraméterek.....	35
3.3.4	Spektrometriás vizsgálatok.....	36
3.3.5	Meteorológiai adatok.....	38
3.4	Mintaterületek.....	39
3.4.1	Naplás-tó.....	40
3.4.2	Vég-tó.....	43
4	Eredmények.....	46
4.1	Alkalmazott komplex mérési elrendezés.....	46
4.2	Az a-klorofill tartalom dinamikája a vizsgált területeken.....	46
4.3	Fitoplankton állomány zonációját befolyásoló tényezők vizsgálata.....	53

4.3.1	Tápanyagok .....	57
4.3.2	Hőmérséklet .....	61
4.3.3	UV sugárzás .....	64
4.3.4	Rendelkezésre álló fény .....	68
4.4	Felszín felett meghatározott reflektancia .....	72
4.5	A távérzékelési reflektancia spektrumok megfigyelési szögtől való függése	83
5	Következtetések és javaslatok .....	92
5.1	Következtetések.....	92
5.2	A továbblépés lehetőségei .....	97
6	Új tudományos eredmények .....	98
7	Összefoglalás .....	99
8	Summary .....	101
9	Irodalomjegyzék .....	103
10	Mellékletek.....	112
11	Köszönetnyilvánítás .....	146

# **1 BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS**

A víz tulajdonságainak vizsgálata a tudományok fejlődése során az egyik meghatározó kérdés volt. Földünk felszínének kétharmadát víz borítja, és mindezek mellett az élet egyik alapvető meghatározója. Ezen érvekből kifolyólag, nagy hangsúlyt kell fektetni a vizek fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak vizsgálatára, valamint az egyes paraméterek között lezajló hatások és kölcsönhatások elemzésére. A kutatási téma részletes vizsgálatához több tudományág együttes alkalmazására van szükség, amelyek között említendők a limnológia, a hidrológia, a hidrometeorológia, a hidrogeológia, a hidrokémia, a hidrobiológia és a távérzékelés. A vizek áramlástan, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak megismerésével és megértésével a hidrológia és társtudományai foglalkoznak. A távérzékelés segítségével pedig, rövid idő alatt képet kaphatunk a vizek vizsgálni kívánt tulajdonságairól.

Napjainkra igen fontossá vált a vízminőségi paraméterekben bekövetkező változások minél részletesebb nyomon követése és a változások okainak feltárása. A vizek minősége általában a víz fizikai, kémiai, biológiai és bakteriológiai tulajdonságaiból együttesen határozható meg. A vizek e négy tulajdonságcsoportját DÉVAI et al., (1992); DÉVAI és DÉVAI, (1979); FELFÖLDY, (1974) vezették be, a vizek minőségi szempontú értékelésébe. A víz kémiai tulajdonságai, a benne található oldott szerves és szervetlen anyagokkal, az összes oldott anyagtartalommal, más néven a halobitással jellemezhető (ZSENI és BULLA, 2002). Biológiai tulajdonsága a szervesanyag-termeléssel, a trofitással és a szervesanyag lebontó képességgel, a szaprobitással jellemezhető. A víz fizikai tulajdonságai közé tartozik a hőmérséklet, az átlátszóság, a szag és a viszkozitás.

Hazánk egyik legjelentősebb természeti erőforrása a vízkészlet, amelyet sok veszély fenyeget. Mind a felszíni, mind a felszín alatti vizek védelme a kiemelt fontosságú feladatok közé tartozik. A Víz Keretirányelv előírásai szerint az Európai Unió tagállamaiban 2015 végéig jó állapotba kell hozni minden olyan felszíni és felszín alatti vizet amelyek esetében ez lehetséges, valamint a továbbiakban a jó állapotot fenn kell tartani és a vizek állapotromlását meg kell előzni (EUROPEAN COMMUNITY, 2000).

## 1.1 A tudományos probléma meghatározása

A vízminőség változása sok esetben a spektrális reflektancia változását eredményezi a víztestben, amit távérzékelési módszerek alkalmazásával lehet meghatározni. A távérzékelési eljárások az utóbbi évtizedekben igen nagymértékben fejlődtek, és a környezettudományban is egyre szélesebb körben használják mérések elvégzésére (YANG és ANDERSON, 2016).

A távérzékelési technológiák alkalmazásával lehetőség nyílik egyes vízminőségi paraméterek, mint például a hőmérséklet, lebegőanyag tartalom, a-klorofill koncentráció és az olajszennyezések vizsgálatára, valamint ezek időbeli változásainak megfigyelésére (BAZZAIN et al., 1992, DOERFFER és SCHILLER, 2007). A vizek állapotfelmérése során behatóbban és részletesebben lehet vizsgálni a vízi rendszerekben zajló folyamatokat, ha a terepi és a távérzékelési módszereket együttesen alkalmazzuk. A különböző módszerek és eljárások egyidejű alkalmazásával a vízminőségi paraméterek térbeli és időbeli változása jobban megfigyelhetővé válik, mint az egyes módszerek elkülönített alkalmazásával (HEINTZE, 2013). A távérzékelési módszerek három csoportra bonthatók: földközeli-, légi- és űrtechnikákra. A légi távérzékelés terén az alacsonyan szálló repülőgépek mellett, a kis magasságban közlekedő pilóta nélküli repülő eszközök (a továbbiakban: drónok) elterjedése napjainkban a megfigyelés egy újabb szintjét jelenti. Ezen földközeli távérzékelési technika használatával költséghatékonyabbá, időben tervezhetőbbé lehet tenni a méréseket.

Távérzékelési technikák alkalmazásával azok a vízminőségi paraméterek vizsgálhatók, amelyek a víz spektrális tulajdonságában változást okoznak. A víz optikai tulajdonságait a benne lévő organikus és inorganikus anyagok szórási, elnyelési és emissziós tulajdonságai befolyásolják (BUDHIMAN et al., 2004). A vizsgálatok során, az említett tulajdonságokat figyelembe véve, a vízminőségi komponensek közül leggyakrabban a lebegőanyag tartalmat, az a-klorofill koncentrációt és a hőmérsékletet mérik.

A kutatás folyamán a legfontosabb mért biológiai vízminőségi jellemző az a-klorofill tartalom, ugyanis ezen paraméter segítségével kapunk információt a vizek fitoplankton állományának állapotáról és a víztestek trofitás szintjéről. A fitoplankton nem egyenletesen helyezkedik el a függély mentén és az eloszlása időben is változik.

A fitoplankton állomány vertikális eloszlása visszahatással van az eredő optikai tulajdonságokra. Padisák Judit számos kutatása során vizsgálta a fitoplankton állomány vertikális eloszlási mintázatait és a befolyásoló tényezők összefüggését (PADISÁK, 1993; PADISÁK, 2003; PADISÁK et al., 1988; PADISÁK et al., 1990). A következő tényezők befolyásolják a planktonikus élőlények víztesten belüli elhelyezkedését:

- Fizikai paraméterek: Vízhőmérséklet és lebegőanyag tartalom. A vízhőmérséklet az állóvizek rétegződésén keresztül jelentősen befolyásolja a fitoplankton állomány vertikális eloszlását (PADISÁK, 2005). A lebegőanyag tartalom hatással van a vizek fényklímájára, ezáltal a hasznosítható fény mennyiségére.
- Hidrodinamikai jellemzők: A felszíni és felszín alatti vízmozgások. A víztesten belüli áramlások jelentős mértékben befolyásolják a fitoplankton állomány horizontális és vertikális mintázatát (PADISÁK, 2005).
- Fényklimatológiai jellemzők: A rendelkezésre álló hasznosítható fény eloszlása. A látható fény és az UV sugárzás egy ható tényező, ugyanis a különböző taxonómiai kategóriákba tartozó fitoplankton egyedek, más és más kiegészítő pigmentrendszerrel rendelkeznek (PADISÁK, 2005). Az UV sugárzásnak a vertikális eloszlásra gyakorolt hatása a felszíni vízrétegekben jelentős, ugyanis a beeső sugárzás már viszonylag vékony vízrétegen belül elnyelődik (DEKKER et al., 2001).
- Kémiai paraméterek: Tápanyagok és pH érték. Az általános vízkémiai paraméterek és a főbb tápanyagok, mint például  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Na}^+$  tartalom hatással vannak az alga állomány mennyiségére, illetve a víztesten belüli eloszlására (PÉTERFI, 1977). Egyes tápanyag formák túlzott feldúsulása az algák jelentős elszaporodásával jár. A fitoplankton állomány jelentősen befolyásolja vizek oldott oxigén koncentrációját és a pH értéket. A napi oxigéngörbe menetét tekintve, napkeltekor a legalacsonyabb a vizek oxigén koncentrációja majd alkonyatig folyamatosan növekszik (PADISÁK, 2005). Napnyugta után a vizek oxigén koncentráció csökken, egészen napkeltéig.
- Biológiai jellemzők: Predáció és ragadozó-préda viszonyrendszer. A ragadozó préda viszonyrendszer is érinti a fitoplankton állomány vertikális eloszlását oly módon, hogy az egyedek a kritikus észlelési mélység alatt tartózkodva elkerülhetik a predációt (KISS KEVE, 1998).

A vízminőség távérzékelése a víztest felszínét az érzékelő irányában elhagyó sugárzás elemzésén alapul. Ezt a sugárzást a víztestben lejátszódó, a beeső napsugárzást módosító komplex elnyelési, szórási és visszasugárzási folyamatok határozzák meg (DEKKER et al., 2001). Az optikailag aktív vízminőségi összetevők közül az egyik legfontosabb a fitoplankton pigmentjei közé tartozó a-klorofill. Ennek elnyelési tulajdonságai nagy mértékben befolyásolják a távérzékeléssel meghatározható, a víztestet elhagyó sugárzást, és így a víztest reflektanciáját.

A vízminőség távérzékelésében jelenleg használt bio-optikai modellek minden vízminőségi paraméter esetében egy értéket határoznak meg a víztest felszíni rétegének jellemzésére. Ez közvetve azt a feltételezést tükrözi, hogy ebben a rétegben egyenletes a vizsgált paraméter eloszlása. A valóságban azonban a fitoplankton állomány vertikális eloszlása a vízrétegekben inhomogén, ami hatással van a víz spektrális tulajdonságaira.

A víztest optikailag aktív felszíni rétegének vastagsága az empirikusan meghatározható secchi átlátszóság egyenlő. Ezen belül az a-klorofill tartalom vertikális eloszlás optikai hatásának meghatározása fontos tényező lehet a távérzékeléses technológiával végzett mérések pontosságának fejlesztése terén. Így elérhetővé válik, hogy az alkalmazott modellek megadják az egyenetlen eloszlásból származó különbségeket a felszín feletti mérésekből számítható reflektancia (a távérzékelési reflektancia) meghatározásához.

A távérzékeléses vizsgálatokra hatást gyakorolhat az alkalmazott megfigyelési szög, ugyanis a detektor szögállásának módosításával változik a fény által bejárt út, és így módosulhat a meghatározott felszín feletti reflektanciából származó információ a mért paraméterre vonatkozóan.

A fitoplankton állomány tekintetében a maximum a-klorofill tartalom víztesten belüli elhelyezkedési mélysége hatással lehet a felszíni feletti reflektanciára és a mérés pontosságára oly módon, hogy megváltoztathatja a reflektancia görbe alakját azáltal, hogy a maximum a-klorofill tartalom a felszín közelében vagy a mélyebb vízrétegekben helyezkedik el.



## 1.2 A kutatás célkitűzései

A kutatás fő célkitűzése annak a meghatározása, hogy az a-klorofill tartalom vertikális eloszlása miként befolyásolja a víz felszíne felett mérhető reflektancia értéket. A fő célkitűzés megvalósítását az alábbi rész-célkitűzések támogatják:

1. Komplex mérési program (távérzékelésen, helyszíni és laboratóriumi méréseken alapuló) létrehozása, amely egyidejűleg a víz fizikai, kémiai, biológiai, algológiai és spektrális tulajdonságainak vizsgálatát célozza.
2. A fitoplankton állományok térbeli és időbeli zonációjának meghatározása a befolyásoló tényezők alapján.
3. Összefüggések megállapítása, a fitoplankton állomány vertikális eloszlása és a víz alatti fényviszonyok között.
4. A különböző vertikális fitoplankton eloszlásokhoz tartozó távérzékelési reflektancia spektrumok megfigyelési szögtől való függésének meghatározása.

A kitűzött célok megvalósításának érdekében két hazai mintaterületet jelöltem ki. A kijelölt mintaterület a Budapesten található Naplás-tó, valamint az Ecséden elhelyezkedő Vég-tó. Az előzőekben tárgyalt ok-okozati viszonyra támaszkodva, a kutatás során a főbb vizsgálandó paraméterek között szerepel az a-klorofill, a lebegőanyag, az oldott oxigén, az összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Na}^+$  tartalom, valamint vizek fényklímája és az UV sugárzás. Tudományos kérdésselvetésként szerepelhet a fitoplankton állomány vertikális eloszlási mintázatának hatása a felszín felett meghatározható reflektanciára, amely befolyásolja a távérzékeléses vizsgálatok során használt bio-optikai modellekkel végzett számításokat.

### **1.3 A téma aktualitása**

A téma aktualitása és jelentősége három elemből épül fel. Egyrészt a Víz Keretirányelv előírásából, miszerint az Európai Unió tagállamaiban a vizeket jó állapotba kell hozni és ezt az állapotot fenn kell tartani (EUROPEAN COMMUNITY, 2000). A Víz Keretirányelv megfogalmazása alapján, a víztesteket átlagos állapotjelzők alapján kell minősíteni, amely a vizsgálandó paraméterek térbeli változatossága miatt pontszerű mintavételezéssel gazdaságosan nem megvalósítható. Ezért az értékelések során komplex (helyszíni és távérzékeléses vizsgálatok) monitoring rendszerek alkalmazása célszerű.

Másrészt a fejlődő távérzékelési módszerek egyre bővülő mérési lehetőségeket nyújtanak. Ezeket a távérzékelési módszereket pedig a jövőben a rendszeres és megbízható adatszolgáltatás irányába kell fejleszteni. Nagy jelentőséggel bír ezen technikákat esetében a meghatározások pontosságának javítása.

Harmadrészt a biológiai, kémiai és fizikai vízminőségi paraméterek rendszeres monitoringja, valamint az egyes paraméterek közötti hatások és kölcsönhatások pontosabb ismerete elengedhetetlen a vizek egyre szélesebb körű felhasználásához.

## 2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1 **Vízminőségi paraméterek és a távérzékelés kapcsolata**

A távérzékelés egy olyan információgyűjtési eljárás, amelynek során az elektromágneses hullámok közvetítésével egységes adatrendszert kapunk, valamint úgy gyűjtünk információt a vizsgálandó területekről vagy objektumokról, hogy nem létesítünk vele közvetlen fizikai kapcsolatot (LÁNG et al., 1993). Az érzékelő berendezések az objektumokról és a felületekről visszavert vagy azok által kibocsátott sugárzást rögzítik. A távérzékelés fogalmába, a speciális adatgyűjtésen kívül az adatok kiértékelése is beletartozik (BÁCSATYAI és MÁRKUS, 2001).

A spektroszkópia a spektrumok készítésére, tanulmányozására és értékelésére szolgáló módszerek összessége. A spektroszkópia tárgyának tekinthető az anyagot alkotó atomok, molekulák, valamint az ezeket magában foglaló szerkezet és egy elektromágneses hullám közötti kölcsönhatás során bekövetkező energiafüggő intenzitásváltozások vizsgálata (VÁGÓ et al., 2011). Ezen vizsgálatok során információt nyerhetünk az anyag szerkezetére és tulajdonságaira vonatkozóan.

Az elektromágneses sugárzás valamely forrásból közvetítőközeg nélkül, tetszőleges irányba terjedő energiaáram, amely egymásra merőleges oszcilláló elektromos és mágneses teret hoz létre. Passzív távérzékelési technikák alkalmazásakor a Napból érkező és a felszín által visszavert, vagy a földfelszín által kibocsátott sugárzást mérjük. Aktív távérzékelési módszerek esetében, az elektromágneses sugárzás forrása az érzékelővel egyazon eszközre (repülőgép, műhold) telepített. A légkör az elektromágneses spektrumnak csak bizonyos hullámhosszú részeit engedi át, így a távérzékelésre csak az úgynevezett légköri ablakok alkalmazhatók. Távérzékeléses vizsgálatok esetén nem a teljes elektromágneses spektrumtartományt használjuk, hanem csak egy részét, a megfigyelni kívánt objektum vagy jelenség spektrális tulajdonságainak megfelelően (WOJTASZEK, 2010).

A távérzékelésre az elektromágneses spektrum következő tartományai alkalmazhatóak: közeli ultraibolya (Near Ultra Violet, NUV), látható (Visible, VIS), közeli infravörös (Near Infrared NIR), közepes hullámhosszúságú infravörös (Middle Wave Infrared, MWIR), valamint a mikrohullámú tartomány (JENSEN, 2007). A távérzékelés szempontjából egyik fontos hullámhossz tartomány a látható fény

tartománya (0,4 – 0,7  $\mu\text{m}$ ). Ez az emberi szem által érzékelhető elektromágneses sugárzás, a kéktől a vörös színig terjed. A közeli infravörösben (0,7 – 1,3  $\mu\text{m}$ ), a felszín által visszavert napsugárzásból nyerhetünk információt. A közepes infravörös (1,3 – 3,0  $\mu\text{m}$ ) tartományban a visszavert napsugárzás jelentős, de itt már nagyobb a részaránya a felszín által kibocsátott energiának is. Az utóbbi meghatározására célszerű a méréseket napnyugta és napkelte közötti időszakban végezni. A távoli infravörösben (3–15  $\mu\text{m}$ ) meghatározóvá válik a felszín által kibocsátott sugárzás, amellyel a felszín termális jelenségeit vizsgálhatjuk (WOJTASZEK, 2010). Távérzékeléssel információt nyerhetünk a vizsgált terület felszínborítottságáról. A különböző felszínborítások eltérő spektrális tulajdonságokkal rendelkeznek, így a különböző hullámhossztartományokban eltérő az általuk visszavert sugárzás mennyisége, ami az adott felszínborításra jellemző reflektancia görbéket eredményez (BRIGHT et al., 1994). A visszaverődési görbék jellegzetességeit figyelembe véve, statisztikai módszerek alkalmazásával kiválaszthatók olyan spektrális sávok, amelyekben nemcsak a felszínborítási kategóriák, de az azokon belüli eltérések is egyértelműen azonosíthatók. A víz távérzékelési módszerekkel való vizsgálata szempontjából figyelembe kell venni, hogy a látható spektrumtartományban a tiszta víz visszaverő képessége nagyon alacsony és ez a hullámhossz növekedésével tovább csökken, a mikrohullámú tartományban gyakorlatilag zérussá válik (WOJTASZEK, 2010). Ebből következően a távérzékelés, a vízminőségi komponensek meghatározására leginkább a látható hullámhossz tartományban használható. A távérzékelési adatok kiválóan alkalmazhatók a szárazföldi víztestek és vizenyős területeinek azonosítására, térképezésére és rendszeres monitoringjára. A távérzékeléssel közvetlenül meghatározható paramétereken túl, a belső összefüggések ismeretében következtetni lehet olyan vízminőségi állapotjelzőkre vagy más komponensek jelenlétére (például szennyezőanyagokra), amelyeket távérzékeléssel nem lehet közvetlenül meghatározni (CAMPBELL, 2006). Egyik legjelentősebb távérzékeléssel meghatározható vízminőségi komponens a víztest a-klorofill tartalma. A vízben előforduló autotróf szervezetek fotoszintetikusan aktív pigmenteket tartalmaznak. A főbb fotoszintetikus pigmentek a klorofillok, a karotinoidek és a fikobilinok. Az összes fitoplankton tartalmaz a fotoszintetikus rendszerében a-klorofillt. A nyílt vízfelszín optikai tulajdonságait alapvetően befolyásolja a felszínközeli rétegekben a fotoszintetikus szervezetekben lévő klorofillok koncentrációja (KIRK, 2011).

Az a-klorofill tartalom számos egyéb vízminőségi paraméterről hordoz információt, a vizek ökológia állapotát tekintve. Ha például egy leegyszerűsített modellben vizsgáljuk a nitrogén és foszfor anyagforgalmát a vízi rendszerekben, akkor a távérzékeléssel meghatározott a-klorofill tartalomból következtetni lehet arra, hogy az adott víztestben hogyan alakulhat az összes foszfor és nitrogén mennyisége. Távérzékelési technikák alkalmazásával lehetőség nyílik nagy területek egyidejű vizsgálatára, ezáltal nyomon követhetővé, megismerhetővé válnak a nagy területet érintő vízminőségi változások és az ezt előidéző folyamatok. MATTHEWS et al. (2010) tavakban műholdas távérzékelés segítségével vizsgálta a cianobaktériumok elszaporodásával lezajló vízvirágzások kialakulását és fejlődését, valamint a folyamatok dinamikáját. Az egyre szélesebb körben elérhető és felhasználható nagyfelbontású távérzékelési adatok, lehetőséget biztosítanak tudományterületek kombinálásával újfajta vizsgálati módszerek kidolgozására. SCHOFIELD et al. (2002) távérzékelési adatok felhasználási lehetőségeit vizsgálta a káros vízvirágzások előrejelzésére. A felszíni vízhőmérséklet egy alapvető távérzékelhető vízminőségi paraméter. LEONARD et al. (1979) kutatásai során vizsgálták a vízhőmérséklet távérzékeléssel meghatározható technikai alkalmazásait. A hőmérséklet nagyban befolyásolhatja a víztestekben az egyes elemek anyagforgalmát. Az állóvizekben a vertikális hőmérsékleti gradiens és annak térbeli és időbeli változása alapvető hatással van a benne élő szervezetekre is. Távérzékeléssel végzett mérések során csak a felszíni és a felszín közeli rétegekből nyerhetünk információt, a vizsgálni kívánt paraméter tekintetében.

A távérzékelés során gyűjtött adatok kiértékelésére két alapvető módszer alkalmazható: empirikus megközelítés (statisztikai vizsgálatok alapján), többváltozós bio-optikai modellek felépítése (helyszíni mérések alapján). Több független helyszíni adatgyűjtés hozzájárul a többváltozós rendszerek jobb megismeréséhez és így a modellek pontosabb felállításához. A kombinált eljárások előnyei között lehet említeni, hogy a távérzékeléssel végzett mérések során megfigyelhetők a földfelszínről nehezen érzékelhető jelenségek is. Különböző magasságokból tetszőleges időkből és a kívánt hullámhossz tartományokban készíthetők felvételek, nyomon követhetők a jelenségek állapotváltozásai. A távérzékelés alapú kombinált módszerek nagy területen homogén mintavételezést tesznek lehetővé, valamint időben és térben tervezhetők (COX et al., 1984). A terepi eljárások során pedig

nemcsak a víztestek felületéről nyerhetünk információt, hanem a mélyebb rétegekben zajló folyamatokat, változásokat is nyomon követhetjük (BARKÁCS et al., 2012).

## 2.2 Fitoplankton a felszíni vizekben

Az algák olyan élőlénycsoportok, amelyek jó néhány prokarióta és eukarióta törzset foglalnak magukba (KISS KEVE, 1998). VAN DEN HOEK et al. (1995) szerint az algák, olyan változatos felépítésű fotoszintetikus növények, amelyeknek nincs gyökerük, levelük, szöveteik valamint egyesek nem fotoszintetizálnak, de nagyon hasonlítanak a fotoszintetizáló formákhoz. Az algák sok tekintetben a növényvilág legváltozatosabb élőlényei. Túlnyomó többségük fotoszintetizál, ezzel nagy mértékben hozzájárulnak a víztestben lezajló folyamatokhoz, mint például oxigéntermelés, öntisztulási folyamatok és az elsődleges produkció. A vízi környezetben az algák jelentik a tápláléklánc első elemét, így jelenlétük nagymértékben befolyásolja a fejlettebb szervezetek elterjedési viszonyait. A legszélsőségesebb körülmények között is előfordulnak édes- és sós vízben, extrém földrajzi elhelyezkedésekhez, hőmérsékletekhez és mederviszonyokhoz is alkalmazkodva. Víztesten belüli horizontális és vertikális elhelyezkedésük is igen fontos jellemzője a vizek fényklímájának és a vízminőségi paraméterek eloszlásának (REYNOLDS, 2006). Az algák között elhelyezkedésüket tekintve vannak olyan csoportok, amelyek csak a vízben lezajló áramlási folyamatok révén változtatnak helyet, de vannak olyan fajok, amelyek aktív mozgással valamilyen mértékben befolyásolják vertikális és horizontális helyzetüket (KISS KEVE, 1998).

Jelen kutatás szempontjából a legfontosabb vizsgálandó csoport a fitoplankton állomány. A fitoplankton fogalma alatt azon növényi mikroszervezeteket összességét értjük, amelyek életük egy részét vagy a teljes életciklusukat a felszíni vizek aljzat nélküli tömegében tartózkodva töltik (BORICS, 2015). Élőhely szerint megkülönböztetünk tavi, más néven limnoplankton állományt. Jelen kutatás a KISS KEVE (1998) által javasolt taxonómia rendszert használja.

Megvizsgálva külön a fontosabb fitoplankton törzseket, a tavi ökoszisztémákban nagy jelentőségűek a *Cyanobacteria* törzsbe tartozó fajok. A bőséges növényi tápanyagellátottsággal rendelkező vizeket kedvelik. Tápanyagtöbblet (foszfor és nitrogén formák) előfordulása esetén a nyári időszakban káros vízvirágzást idézhetnek elő, amelyek toxikusak is lehetnek (ÁCS et al., 2007). Egyes kutatások szerint a

cianobaktériumok tömeges elszaporodását az eutrotróf vizekben a nátrium jelenléte nagymértékben befolyásolja (PÉTERFI, 1977).

A cianobaktériumok gázvakuólumaik segítségével vertikálisan is mozoghatnak a víztestben, így megválaszthatják a számukra optimális helyet, ahol megfelelőek a fényklimatológiai, hőmérsékleti és tápanyag koncentrációs viszonyok (BORICS, 2015). A *Chlorophyta* törzsön belül a *Chlorococcales* rend az édesvízi algák egyik legfajgazdagabb csoportja. A zöldalgák oligotróf vizekben ritkábbak, az eutrotróf vizekben gyakoribbak (ÁCS et al., 2004). Kisebb vízterekben a nyár folyamán akár komoly vízvirágzást is okozhatnak, így a trofitási kategóriát a hipertróf irányba eltolva. Tömeges elszaporodásukhoz elengedhetetlen a többlet tápanyagforrás. Korábbi kutatások szerint a kálium hiánya, a cianobaktériumok és a zöld algák fotoszintézisének ritmusát csökkentik, ugyanakkor optimális mennyiségben a biomasszatermelést növelik. A kén hiánya gátolja a sejtosztódást, így a fitoplankton állomány elszaporodását befolyásolja. A kálium és a kén felvételét nagyban befolyásolják a vizek fényklimatológia viszonyai (PÉTERFI, 1977). A *Chrysophyta* törzsön belül az egyik legjelentősebb csoport a *Bacillariophyceae* osztály. A kovaalgák az édesvizek planktonjának egy meghatározó csoportja. Alacsony fényigényüknek köszönhetően a mélyebb vízrétegekben, turbulens vizekben is megtalálják az optimális életfeltételeiket. Ezen szervezeteknek a kova váz egyfajta védelmet nyújt a külső behatásoktól. A vas különösen fontos az algák számára, hiszen nagymértékben befolyásolja a limitáló tényezőként szereplő foszfor hozzáférhetőségét a vizekben. A vas szerepének jelentőségét növeli, hogy kicsapódása aggregátumok formájában történik, és ehhez több fontos mikrotápelem is kapcsolódhat (PADISÁK, 2005). A kovaalgák szempontjából nélkülözhetetlen elem a szilícium, a váz felépítéshez. Kísérletekkel igazolták, hogy a kovaalgák aerob körülmények között hatékonyan tudják a szilíciumot felvenni, ugyanakkor az anaerob körülmények a felvételt gátolják (PÉTERFI, 1977).

A fitoplankton állomány egyik legalapvetőbb tulajdonsága, a faji összetétel. Az adott víztestre jellemző fajegyüttes nemcsak a véletlenszerű elemek kombinációja, hanem olyan asszociációnak tekinthető, amelyben hasonló ökológiai niche-sel és hasonló környezeti paraméterekkel szembeni toleranciával rendelkező fajok fordulnak elő (KISS KEVE, 1998). A faji összetétel szempontjából a cianobaktériumok elszaporodása kedvezőtlen irányba befolyásolja a vízminőséget a vízvirágzások idején.

Az antropogén eutrofizáció, amely során a víztestbe került többlet tápanyagtartalom hatására az algák túlszaporodnak, negatívan befolyásolja az adott víztest ökológia állapotát. Ilyen hatás lehet a víztestben esetlegesen kialakuló oxigén hiányos állapot. A fitoplankton állomány jelentősen befolyásolja az oldott oxigén koncentráció napi alakulását. Napközben a túlszaporodott fitoplankton állomány hatására oxigén túltelítettség jelentkezik, ekkor az oxigén távozik a víztestből. Éjszaka oxigén termelés nincs csak fogyasztás, így a hajnali órákra kialakulhat egy oxigén hiányos állapot. Az elpusztult szervezetek váza lesüllyed a mederfenékre, ahol megkezdődnek a lebontási folyamatok, amelyek szintén oxigén elvonással járnak a víztestben. Ezek a folyamatok a vízi ökoszisztéma átalakulásához vezetnek, amely során a halfajok összetétele megváltozik, és a zavaros környezettel szemben toleránsabb fajok dominanciája alakul ki. Az anaerob baktériumok elszaporodása  $\text{NH}_3$ , és  $\text{H}_2\text{S}$  termeléssel jár, amely igen veszélyes az élő szervezetekre (PADISÁK, 2005).

### **2.3 Fitoplankton állomány vertikális és horizontális elhelyezkedése**

A levegő-víz határfelületének a vizsgálata elengedhetetlen a víztestben zajló folyamatok megértéséhez. A felszint érő sugárzás (hosszúhullámú és rövidhullámú sugárzás), a párolgás, a szél, mind gyorsan változó hatások, amikre a víztest késleltetéssel reagál (SAROJINI és SARMA, 2001). Ezen hatások és folyamatok miatt a paraméterek térbeli és időbeli eloszlása változó, azaz gradiensek alakulnak ki főleg vertikálisan, de horizontálisan is. A hőmérsékleti gradiens mellett még számos egyéb gradiens is kialakul, mint például fény és kémiai gradiens. A vizek fényklímája hatással van a vízminőségi paraméterekre, mint például az a-klorofill tartalom térbeli és időbeli eloszlásának változására. Egy tó fényellátottsága lényegileg függ attól, hogy milyen az adott területen a globálsugárzás éves eloszlása, valamint milyen az adott víztest lebegőanyag tartalma (KIRK, 2011). A vizek lebegőanyag tartalma nagyban befolyásolja az eufotikus és afotikus rétegek lehatárolását (DUIN et al., 2001). A vízoszlopba történő lehatolás során nemcsak a fény intenzitása változik, hanem a spektrális összetétele is. Emiatt a vertikális elnyelési koefficiens a beeső fény különböző hullámhossztartományaira nézve más és más. Szoros összefüggés van a vertikális elnyelési koefficiens és a vízben található fotoszintetizáló szervezetek mennyisége és elhelyezkedése közt.



A fitoplankton víztestben való elhelyezkedésének évszakos és napi ritmusát a vizek fényklímája befolyásolja (JINDAL et al., 2015). Ez az összefüggés kétirányú, ugyanis a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedése is befolyásolja a fényklímát.

Az egyik legfontosabb környezeti paraméter, amihez az algáknak alkalmazkodni kell, az a rendelkezésre álló hasznosítható fény. Ahhoz, hogy a lehető legtöbb fényhez jussanak a törzsfajlás során a különböző fajok, különböző megoldásokat fejlesztettek ki. Az algasejtek sűrűsége nagyobb mint a vízé, ebből a tényből kiindulva az algáknak ki kellene üledniük a vizek fotikus rétegeiből (KIRK, 2011). Ennek elkerülésére különböző adaptációs mechanizmusok fejlődtek ki, a filogenetikailag eltérő csoportokban. A fitoplankton szervezetek a lebegő életmód biztosítása érdekében különböző képletekkel rendelkezhetnek: ostorkészülék, víznél könnyebb anyagok felhalmozása (például zsír- és olajzárványok, gázvakuólumok), süllyedés csökkentéséért felelős képződmények (kocsonyás burok, görbült alak, nyúlványok, túszerű képződmények). Egy másik megoldási módszer, a kevés fényhez történő alkalmazkodás. Az alacsony fényintenzitáshoz történő megfelelő alkalmazkodás egyik lehetséges módja a testfelület és térfogat arányának növelése, amely következményeként ellaposodott, elongált formák alakultak ki (BORICS, 2015). Ezen említett adaptációs sajátosságokból kifolyólag, a fitoplankton asszociációk több fajból álló heterogén polifiletikus csoportosulások. Az adott időben, adott helyen megjelenő csoportosulások fajainak környezeti igénye között átfedések és eltérések lehetnek, amelyek végül oda vezetnek, hogy csak néhány faj válik dominánssá. Olyan időjárási körülmények mellett, amikor egy hosszabb időszakban magas légnyomás és zavartalan napsütéses periódus áll fenn, kialakul egy 2-3 faj dominanciával jellemezhető szerkezet, amely több héten keresztül is állandó marad anélkül, hogy jelentős mennyiségi vagy szerkezeti változás következne be. A kialakult asszociációk szerkezeti képe gyorsan változhat akár órákon belül, attól függően, hogy a környezeti paraméterek alakulását követően mely fajok az éppen legsikeresebb kompetitorok (BORICS, 2015).

A fotoszintetizáló szervezetekben klorofillok, fikobilinok (fikocianobilin, fikoeritrobin) és karotinoidok fordulnak elő, mint fotoszintetikus pigmentek. A vízi ökoszisztémában megtalálható fitoplanktonban, az előbb említett fotoszintetikus pigmentek közül a klorofillok és fikobilinok fordulnak elő (MORENO-OSTOS et al., 2006). A főbb fitoplankton csoportok a kovamoszatok, a cianobaktériumok, a

páncélos ostorosok és a zöldmoszatok. Vizi környezetben az a-klorofill tartalom egy nagyon fontos biológiai vízminőségi paraméter, hiszen általa kapunk információt a vízben lévő fitoplankton mennyiségéről.

A klorofill a zöld növények azon anyaga, amely a napsugárzás energiáját elnyeli és közvetíti a növényi sejtben végbemenő szintetikus folyamatoknak. Porfínvázas, magnézium-tartalmú komplex vegyület, rendkívül érzékeny amely már enyhe behatásra is visszafordíthatatlanul megváltozik (LAMPERT és SOMMER, 2007). Több változata van, az a-klorofill ( $C_{55}H_{72}MgN_4O_5$ ) és a fotoszintézisben járulékos pigmentekként résztvevő b-klorofill, c-klorofill, illetve d-klorofill. Zöld színét a spektrális tulajdonságai adják, mert a kék és a vörös tartományban a klorofillnak erőteljes az elnyelése.

A fitoplankton állomány függély menti eloszlásának jellemzésére egy alkalmas paraméter a maximum a-klorofill tartalom. A maximum a-klorofill tartalom vertikális elhelyezkedését több hatótényező befolyásolhatja. GIRIPUNJE et al. (2013) kutatásai alapján, a befolyásoló tényezők között lehet említeni a vizek fényklímáját (megfelelő hullámhosszúságú és intenzitású fény), a rendelkezésre álló tápanyagokat, a víz fizikai és kémiai paramétereit, a vizek rétegzettség viszonyait, a ragadozó-préda kapcsolatot, a halpopulációt, a napszakot, a szelet, a vízmozgásokat és a víz hőmérsékletet. Egyes kutatások szerint, a viszkozitás is egy jelentős faktorként befolyásolhatja a fitoplankton vertikális elhelyezkedését.

A viszkozitásnak igen nagy a biológiai jelentősége, mivel hatással van a vízben való lebegésre és mozgásra. A viszkozitás gyakorlati jelentősége abban rejlik, hogy a meleg közegben egy szervezetnek a haladáshoz kevesebb energiára van szüksége, mint a hideg közegben. Ebből következően a vízben lebegő életmódot folytató élőlények  $25^{\circ}C$ -on kétszer olyan gyorsan süllyednek, mint  $0^{\circ}C$ -on (PADISÁK, 2005). A viszkozitás leginkább sótartalom és hőmérsékletfüggő.

Számos kutatás foglalkozott a tavak termális rétegződésével (MAZUMDER et al., 1990; SERRA et al., 2007; DERENBACH et al., 1979; ZHANG et al., 2015). Ez a jelenség leginkább a mély tavak esetében jelentős, mivel befolyásolja a vízoszlop fizikai, kémiai és biológiai paramétereinek térbeli eloszlását (WETZEL, 2001). BORICS (2015) összefoglalta a mély tavak termális rétegződését befolyásoló fő tényezőket, amely alapján jelentős faktor a tófelület nagysága, a tavak hossza, maximális mélysége, klimatikus

viszonyok és a vízgyűjtő terület morfológiája. A sekély tavak esetében másfajta rétegzettségi mintákat lehet elkülöníteni. A sekély tavak rétegzettségének a kutatása a közelmúltban kezdődött meg igazán. Ezen tavak többsége polimiktikus, amely egy éven belüli többszörös átkeveredést jelent (SCHEFFER, 1998). A sekély mederviszonyok és a szél kavarási hatása következtében, a sekély tavakban nem tud tartós rétegzettség kialakulni (PADISÁK et al., 1990). Az utóbbi években számos későbbi kutatás igazolta (pl. FONSECA és BICUDO 2008; BORICS et al. 2011), hogy a sekély tavak esetén is kialakulhat többnyire a szélcsendes periódusokban, hosszabb - rövidebb időszakokra stabil termális rétegződés. A jelenség tudományos kutatása és felismerése abból a szempontból jelentős, hogy az állóvizek fizikai és kémiai paramétereinek vertikális gradiens mentén bekövetkező változásai, az élővilág vertikális mintázatára is komoly hatással vannak (GRIGORSZKY et al., 2003; TESZÁRNÉ NAGY et al., 2003). A fitoplankton stabil rétegzettséggel nem rendelkező sekély vizekben is jellegzetes vertikális eloszlási mintázatot mutat, ezen túlmenően pedig, a 4 méternél nagyobb mélységgel rendelkező állóvizekben akár a teljes vegetációsperiódusban kialakulhat a vertikális profil (BORICS, 2015).

A fitoplankton állomány eloszlását a víztestben az állományt érő stressz és diszturbancia is befolyásolhatja. GRIME (2001) megállapítása szerint a stressz mindazon hatás, ami az élőlény forrásfelhasználását, növekedését és szaporodását csökkenti. Ilyen hatásnak vagy hirtelen változásnak lehet tekinteni, egy tó halállományának teljes pusztulását vagy antropogén forrásból származó szennyezések megjelenését, amelyre az állomány nem képes reagálni. Egy adott tóban élő halpopuláció igen nagy mértékben befolyásolhatja az algák mennyiségét, valamint az összefüggés megfordítva is igaz, mivel az algák jelentik a vízi ökoszisztémában a tápláléklánc alapját és hiányuk limitálhatja a halak elszaporodását. A ragadozó-préda viszony és a víz alatti fényviszonyok között szoros összefüggés mutatkozik. A kritikus észlelési mélység egy fontos paraméter a viszony jellemzése során, ugyanis ez ahhoz szükséges, hogy a halak sikeresen meglássák a potenciális táplálékot (KALF, 2002). A halak vízalatti látása alapvetően meghatározhatja a zooplankton vertikális megoszlását, amely hatással lehet a fitoplankton zonációjára. KITCHELL és KITCHELL (1980) által végzett vizsgálatok alapján a kisebb *Daphnia Pulex* egyedek a kritikus mélység felett, míg a nagyobbak, az alatt helyezkedtek el. Azáltal, hogy a nagyobb egyedek a kritikus észlelési mélység alatt helyezkedtek el, a

ragadozók számára láthatatlanok maradtak. A víztest áramlási viszonyai jelentősen befolyásolják az algák függély menti megoszlását. A szél által keltett turbulens áramlások nagymértékben megváltoztatják a víztestben kialakult vertikális fitoplankton megoszlást. Kutatások szerint egyes algafajok (cianobaktériumok, zöldalgák), kihasználva a Langmuir-cellák feláramló ágát, a felszín közelébe jutnak, ahol kedvezőbb fényviszonyok uralkodnak (PADISÁK, 2005). A rétegek közötti sűrűségkülönbség által keltett konvekciós áramlások, szintén hatással vannak a fitoplankton vertikális eloszlási mintázatára.

Tápanyagok eloszlása jelentősen befolyásolhatja mind a vertikális mind a horizontális elhelyezkedési mintázatot. A tápanyagok hatása a vízi környezetre és a benne élő szervezetekre széles körben kutatott. Számos tanulmány (FELFÖLDY, 1981; KLAIVENESS et al., 1988; GANF és OLIVER, 1982) foglalkozott a tápanyag eloszlási mintázataival, amelyet legfőképpen a lejátszódó kémiai, biokémiai folyamatok valamint vízi szervezetek befolyásolnak. Előzetes kutatásaim alapján a főbb tápanyagok tekintetében, mint például a  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , fordított összefüggés mutatkozott az a-klorofill tartalom vertikális alakulásához viszonyítva (GRÓSZ et al., 2019).

Abban a mélységben, ahol az a-klorofill maximuma volt, ott a fő tápanyagok minimum értéket vettek fel. REYNOLDS és WALSBY (1975) kimutatták, hogy több *Chlorophyta* és *Cyanobacteria törzsbe* tartozó faj esetében, az évszakok változásával módosul a vertikális elhelyezkedési mintázat is. A fitoplankton szezonális változásait SOMMER et al. (1986) vizsgálták behatóan, amely során felállították az előforduló mintázatokat leíró és magyarázó Plankton Ecology Group (PEG) modellt, elsősorban a rétegzett mély tavak esetére. Későbbi kutatások megállapították, hogy a mintázatokat leíró modell sekély és eutrotróf tavak esetében nem alkalmazható. Az algaállomány szerkezeti változásai során végbemenő folyamatok mértéke és irányultsága, az egyéb környezeti paraméterek hatásától függően nagymértékben változhat (KUTSER et al., 2008).

A különböző fitoplankton törzsek különböző fotoszintetikus pigmentjei, nagymértékben befolyásolhatják az algaállomány vertikális elhelyezkedését a víztesten belül. Oly módon, hogy a különböző alगतörzsek más és más hullámhossztartományú fény energiájának hasznosítására rendezkedtek be az eltérő pigmentekkel. A különböző alगतörzsekben, a fotoszintézisben résztvevő pigmentcsoportok közül leggyakrabban a

klorofillok, a fikobilinek (fikocianobilin, fikoeritrobin), a karotinoidok illetve a xantofillok fordulnak elő (KISS KEVE, 1998).

A fotoszintetikus rendszer elsődleges pigmentjei a klorofillok, amelyek tetrapirrol származékok és magnéziumot tartalmaznak a porfiringyűrű közepén. A klorofillok 450 nm körül, valamint 650-750 nm-nél hasznosítják a fény energiáját. A fotoszintetizáló organizmusok a- és b-klorofillt tartalmaznak leggyakrabban, a *Cyanobacteria* törzsbe tartozó algák csak a-klorofillt. A *Heterokontophyta* törzs képviselőinek többsége a-klorofillt és c-klorofillt tartalmaz (PÉTERFI, 1977). A klorofill molekula spektrális tulajdonságait a következő fejezetben mutatom be részletesen. A bíbor és zöld baktériumok bakterioklorofillt tartalmaznak, ezek a makrociklus oldalláncaikban eltérnek a klorofilloktól, amely az abszorpciós spektrumban is változást okoz. A bakterioklorofillok abszorpciója 800-1000 nm közötti hullámhossztartományban a legmagasabb (PÉTERFI, 1977).

A karotinoidok 8 izoprénegységből álló 40 szénatomos vegyületek. A molekulalánc gerincét izoprénegységek alkotják, két végén általában ionogyűrűk vannak.

A klorofillokkal ellentétben, a karotinoidok a fényenergiának kémiai energiává való átalakítására nem képesek, az elnyelt fényenergiát továbbítják az energiaátalakításra képes klorofillmolekulákra. A karotinoidok tehát járulékos pigmentek, ugyanis a kék-zöld tartományban (400-550 nm között) elnyelt fényenergiát induktív rezonancia útján átadják a klorofilnek, ezáltal kiszélesítik a fotokémiai aktív színtartományt. Ugyanakkor védőpigmentek is több módon védik a fotoszintetikus membránt és a klorofillt, a fotodestrukcióval szemben. A leggyakrabban a  $\beta$ -karotin fordul elő, amelynek 445 nm és 475 nm körül van az abszorpciós maximuma (KISS KEVE, 1998).

A xantofillok sárga színű oxidált karotinoidok, melyek molekulái alkoholsoprotot is tartalmaznak. Az algákban sokféle xantofill ismeretes, melyek különböző elnyelő tulajdonságaikkal hozzájárulnak a fotoszintetikus aktivitáshoz. Az abszorpciós tartományuk 400-500 nm között van, egy 450 nm és 485 nm körüli elnyelési csúcsponttal (PÉTERFI, 1977).

A fikobilinek a *Cyanobacteria*, *Glaucophyta*, *Rhodophyta* és *Chryptophyta* törzsben fordulnak elő. A fikobilinek fémmentes kisebb molekulású kromoproteinek, amelyekben a tetrapirrol-gyűrűs kromofom csoportok, proteinekhez kapcsolódnak. A fikobilinek oldatai erősen fluoreszkálnak és narancsszínű vagy vörös sugarakat

bocsátanak ki, ami azt mutatja, hogy a fikobilinek az általuk elnyelt fénysugarakat hosszú hullámhosszúságú fényé alakítják át. A fikobilinek által kisugárzott vörös sugarakat a klorofill molekulák elnyelik és az általuk szállított kvantumokat a fotoszintézisben felhasználják. Leggyakrabban előforduló fikobilinek a kék színű fikocianin, a vörös színű fikoeritrin valamint az allofikocianin. Az abszorpciós maximuma a fikoeritrinnek 575 nm, a fikocianinnak 645 nm, az allofikocianinnak pedig 670 nm körül van (PÉTERFI, 1977).

A fitoplankton térbeli elhelyezkedésére nemcsak a változatos vertikális mintázatok jellemzők, hanem horizontális különbségek is észlelhetők. Az utóbbi évtizedekben kezdtek el a kutatók vizsgálni, a fitoplankton állomány összetételében és biomasszájában jelentkező horizontális eltéréseket. A horizontális mintázatok részletes kutatása, a távérzékelési eszközök elterjedésével vált széles körben elérhetővé köszönhetően annak, hogy a módszer alkalmazásával nagy területről egy időben gyűjthetünk információkat. A fitoplankton horizontális eltérései mind kis, mind nagy léptékben igen jelentősek (KOPCZYNSKA, 1980). A horizontális különbségek kialakításában leginkább a fizikai tényezők vesznek részt. ABBOTT et al. (1980), SALONEN et al. (1999) és WU et al. (2010) kutatásai alapján a fitoplankton horizontális elhelyezkedését befolyásoló tényezők közé tartoznak az oldalirányú keveredés, a denivelláció, a lokális áramlások, a tó lengés, a szél által keltett lamináris áramlás és a fényviszonyok alakulása. Horizontális különbségek nemcsak a nagy vízfelülettel rendelkező állóvizekben mutathatók ki, hanem a kis tavakban is. BORICS et al. (2011) kutatásai a horizontális különbségeket a széltől védett holtmedrekben is kimutatták. A foltszerűen elhelyezkedő vertikális és horizontális mintázat kialakulásának fő okai lehetnek, a felszíni rétegek lehülése által indukált horizontális és vertikális áramlások, melyek lokálisan befolyásolják a mintázatot. A horizontális mintázatra, ahogy a vertikális eloszlásra is, jelentős hatással vannak a napszakok, vagyis az időfaktor. A fényviszonyok napszakonkénti változása befolyásolja a horizontális elterjedést, például az árnyékos területek változása révén (GRÓSZ et al., 2019).

A kutatók az utóbbi évtizedekben kezdtek el behatóbban foglalkozni az UV sugárzás vízi környezetre gyakorolt hatásával (ARTS et al., 2000). Az UV sugárzás változásának hatását a vízi életközösségekben igen nehéz pontosan meghatározni, mivel a különböző fajok érzékenysége igen változó képet mutat. Tudományos kísérletekben kimutatták, hogy a megnövekedett UV-A sugárzás a zooplanktonok táplálék fogyasztását csökkenti

(KIRK, 2011). Az UV sugárzás hatással lehet a fitoplanktonra is, ugyanis a cianobaktériumok érzékenysége kisebb, mint a kovaalgáké (PADISÁK, 2005). A vizek oldott szerves anyag tartalma (DOC) igen hatékony védelmet jelent az UV sugárzással szemben. Az UV-B sugárzás a felső 20-50 centiméteres vízrétegben elnyelődik. Az UV sugárzás víztesten belüli lehatolási mélységét, a vizek elektromos vezetőképessége nagymértékben befolyásolja. A nagy vezetőképességgel rendelkező vizek az UV sugárzást jobban átengedik, mint a kis vezetőképességű vizek, ugyanolyan DOC tartalom mellett. ARTS et al. (2000) által végzett kutatások alapján 50 mg l<sup>-1</sup> DOC tartalom esetén az UV-B lehatolása 3-szor, az UV-A sugárzás lehatolási mélysége pedig 2-szer akkora sós vizekben, mint édesvizekben. A sekély tavakban az UV sugárzás hatása még jelentősebb lehet a vízi ökoszisztémára, mivel ezen víztestek csaknem teljes mélysége abba a tartományba eshet, ahová az UV sugárzás még lehatol.

Az UV sugárzás a vizekben fokozza a DOC fotodegradációját, ezáltal befolyásolja, hogy annak bomlása során milyen mennyiségű és a mikrobiális folyamatok által mennyire kezelhető frakciók keletkeznek (ALLABY et al., 2008).

PADISÁK (2005) könyvében bemutatott összefüggés szerint a megnövekedett UV sugárzásra a cianobaktériumok érzékenysége kisebb, mint a kovaalgáké. Kísérletek alapján a jelenség egyik lehetséges magyarázata, hogy a kovaalgák turbid víztestek mélyebb rétegeiben is nagy számban előfordulnak, és ezekben a vizekben az oldott szerves anyag aránya magas, ami hatékony védelmet biztosít az UV sugárzás ellen (CASTENHOLZ és GARCIA-PICHEL, 2012).

#### **2.4 A fitoplankton és egyéb vízminőségi összetevők spektrális tulajdonságai**

Több tanulmány vizsgálta már a távérzékeléssel mérhető vízminőségi paraméterek jellegzetes spektrális tulajdonságait. GITELSON et al. (1990), QUIBELL (1991), HUDSON et al. (1994) vizsgálatai alapján megállapították, hogy a felszínen mért reflektanciát leginkább az a-klorofill-, a lebegőanyag- és az oldott szervesszén-tartalom befolyásolják. BRIVIO et al. (2001) kutatásai alapján a távérzékeléssel végzett mérési módszerek nagy pontossággal használhatók az a-klorofill tartalom meghatározására, azon mélyebb tavak esetében, ahol a lebegőanyag-tartalom az egész víztesten belül alacsonyabb.

Olyan tavak esetében ahol a lebegőanyag tartalom viszont magas, a nagyobb sávszélességgel működő távérzékeléses mérések pontossága csökken a klorofill tartalom

tekintetében, ugyanis a heterogén eloszlású lebegőanyag tartalom elfedi az a-klorofill tartalmat (LINDELL et al., 1999).

A fitoplankton és a klorofill molekulák spektrális tulajdonságait több kutatás során vizsgálták. GITELSON et al. (1992), GITELSON et al. (1993), és DEKKER és PETERS (1993) mérései során vizsgálták a felszíni reflektancia alakulását, különböző a-klorofill koncentrációk mellett. Laboratóriumi és terepi vizsgálataik eredményeként jellemezték a mért reflektancia görbét. Az 500 nm alatti tartományban alacsony reflektancia értékeket mértek. Az 560 és 590 nm-es tartományban a reflektancia értékek növekedtek, a fotoszintetikus pigmentek csökkenő elnyelése, illetve a lebegőanyagok fényvisszaverése miatt. Ezt követően csökkenő reflektancia értékeket mértek két helyi minimum értékkel 630 nm és 670 nm-nél, amelyek a fitoplankton fényvisszaverési minimumjához köthetők. A minimum értékeket követően ismét növekvő reflektanciát mértek helyi maximummal 685 és 715 nm-es tartományban. A kutatások eredményei alapján ez 710 nm körül megjelenő csúcserték, a fitoplankton sajátos fényemissziós (fluoreszcencia) tulajdonsága. Ezen magasabb hullámhossz tartományhoz kapcsolódó fényemissziós tulajdonságokat vizsgálta a fitoplankton állományhoz kötődően ISTVÁNOVICS et al. (2005), HONTI és ISTVÁNOVICS (2011) munkája során. DEKKER et al. (1992) vizsgálatai alapján a vízminőség jellemzésére legalkalmasabb tartomány 500 és 800 nm között van, ugyanis e tartomány felett 850 nm-től a víz okozta fényabszorpció hirtelen megnő, az említett tartomány alatt pedig erőteljes reflektancia csökkenés tapasztalható.

STRAMSKA és STRAMSKI (2005) vizsgálták az egyenetlen vertikális a-klorofill tartalom megoszlás hatását a felszíni reflektanciára, óceáni körülmények között. Eredményeik alapján a felszín felett meghatározott reflektanciában, az egyenletes és egyenetlen vertikális a-klorofill tartalom megoszlás között eltérések voltak tapasztalhatók. A mért eredmények között a különbség leginkább a felszín közelében megjelenő maximum a-klorofill tartalom esetében jelentkezett. A mélység növekedésével a különbségek csökkentek, és 45 m-t meghaladva elhanyagolhatóvá váltak.

Az a-klorofill abszorpciós tulajdonságait vizsgálva, erős abszorpciót tapasztalhatunk a látható kék fény tartományban 400 nm és 500 nm között. Tovább haladva a magasabb hullámhosszak felé, a vörös fény tartományban 675 nm körül van egy abszorpciós minimuma (CAMPBELL, 2006). Tehát a fotoszintézis során az a-klorofill erősen abszorbeálja a látható spektrum kék és vörös komponensét, így a fotoszintézisre képes



szervezetek elszaporodásával, a víz színe mélykékről zöldre változik a távérzékeléssel végzett méréseknél.

A víz spektrális tulajdonságát számos kutatásban vizsgálták már. A tiszta víz szórási képessége nagyon alacsony és ez a hullámhossz növekedésével tovább csökken, a mikrohullámú tartományban gyakorlatilag zérussá válik (CAMPBELL, 2006). A tiszta víz fényvisszaverése a látható tartományban nagyon alacsony körülbelül 4-5%. A közeli infravörös tartományban 700 nm-től majdnem nulla. Ezek alapján a víz egyik legszembetűnőbb spektrális tulajdonsága az, hogy az infravörös tartománytól nagy energiaelnyelés lép fel (DEKKER et al., 2001). A víz spektrális tulajdonsága a felszínétől, a vízben oldott illetve lebegő részecskéktől, továbbá a tiszta és sekély vizek esetében a mederfenék visszaverő képességétől függ (WOJTASZEK, 2010).

A víz lebegőanyag tartalma szerves és szervetlen komponensekből tevődik össze. A víz színét nagyban befolyásolja milyen mennyiségben és milyen anyagi összetételben tartalmaz lebegő anyagokat. Ha a vizsgálni kívánt víztestben a világos színű lebegőanyag tartalom magasabb, akkor a víz színe világosabb, és fényvisszaverési képessége pedig nagyobb lesz. QUIBELL (1991) vizsgálatai alapján, a lebegőanyagok spektrális tulajdonságában 550 nm és 650 nm között van egy nagy reflektanciájú tartomány, amit egy kisebb minimum zóna követ, majd utána 800 nm és 810 nm között egy helyi maximum található. A lebegőanyag tartalomtól függően a csúcsok a magasabb koncentráció esetében, a hosszabb hullámhosszak felé tolódhatnak el. HAN et al. (1994) kutatásai szerint, a lebegőanyagtartalom vizsgálatára a legalkalmasabb hullámhossz tartományok a 700 nm feletti, ezen belül is a 800 – 900 nm közötti sáv. ARENZ et al. (1996) kutatásai alapján a huminanyagok nagy mértékben befolyásolhatják a víz spektrális tulajdonságát, ugyanis a fényt elnyelik, különösen az UV tartományban. Ezen anyagoknak fő fizikai tulajdonsága a spektroszkópia szempontjából a barna színük, amely a felszíni reflektanciát módosíthatja (KIRK, 2011).

A lebegőanyag tartalom növekedése az eróziós bemosódástól, illetve sekély tavak esetén a mederaljzat felkavarodásától függ. A vízbe kerülő idegen anyagok a reflektancia növekedését eredményezik. A különböző sávokban mért növekedés mértékéből információt lehet nyerni a víztestre jellemző üledék felhalmozódásra (DOXARAN et al., 2002). A lebegőanyag tartalomból pedig, következtetni lehet az állóvizek fényklímájára,

amely alapvetően befolyásolja a vízi életet és hatással van például az oldott szerves szén (Dissolved Organic Carbon, DOC) körforgalmára is (PADISÁK, 2005).

Felszíni vizek jelentős spektrális tulajdonsága a vöröseltolódásnak nevezett jelenség, amelyen keresztül a víz alatti fény spektrális összetételének változása felhasználható az eutrofizáció meghatározására.

Tápanyagban gazdag sok fitoplanktonnal rendelkező vizekben, először a kék fény (430 nm) nyelődik el, majd a vörös (630 nm) és így a zöld (530 nm) hatol a legmélyebbre (DEKKER et al., 2001). Kevesebb tápanyagot tartalmazó átlátszó vizekben először a vörös fény nyelődik el, és a kék transzmissziója a legnagyobb. Ennek alapján, ha a korábbi mérések során a víztestben a vörös fény oltódott ki leghamarabb és most ez hatol a legmélyebbre, akkor a vízben eutrofizálódás következett be. A vizek fényklímája nagymértékben meghatározza a vízi makrofiton állományok rétegződését valamint azt is, hogy milyen mélységig terjedhet a szubmerz vegetáció (PADISÁK, 2005). A felszín felett meghatározott spektrális reflektancia alakulása több fizikai, kémiai és biológiai tényező együttes hatásától függ. A reflektancia alakulás függ a mérés időpontjától, a nap állásától, valamint az érzékelők elhelyezkedési szögétől. Ezt a kapcsolatot írja le a távérzékelés terén használt BRDF (Bidirectional Reflectance Distribution Function) függvény.

ASNERA et al. (1998) kutatásaik szerint az ökológiai jelenségek vizsgálatánál a különböző szögekből végzett mérések esetén, eltérő információt lehet gyűjteni a vizsgálandó közeget illetően. EIPHANIO és HUETE (1995) vizsgálati alapján a különböző helyzetben elhelyezett érzékelők, befolyásolták a távérzékeléssel mért eltérő növényindexek eredményét. Az eltérő geometriai helyzetben elhelyezett mérések során, különböző helyi maximum és minimum érték eltolódás volt megfigyelhető a vegetációs indexek tekintetében (WARDLEY, 1984).

## **2.5 Az a-klorofill tartalom meghatározás**

A fitoplankton minták mennyiségi vizsgálatára többfajta eljárás ismert. UTERMÖHL (1958) által meghatározott számlálásos módszer az egyik legrégebben használt eljárás. A vizsgálat lényege, hogy egy speciális számlálókamra és planktonszámláló mikroszkóp alkalmazásával kell a fitoplankton mennyiségét a helyszínen gyűjtött mintából meghatározni. Ez az eljárás az egyik legpontosabb meghatározási módszer (KISS KEVE, 1998).

Egy másik módszer a fitoplankton állomány mennyiségének legegyszerűbb megközelítésére a bennük megtalálható fotoszintetikus pigmentek vizsgálata, bővebben az a-klorofill tartalom meghatározása. Laboratóriumi mérések során az a-klorofill mennyiségét víztérfogatra vagy vízfelületre vonatkoztatva határozzuk meg. Ennek során a fitoplankton mintát alkalmas szűrőn tömörítjük, forrásban lévő metilalkohollal kioldjuk belőle a pigmenteket, és mennyiségüket spektrofotométerrel mérjük. Hazánkban széleskörben alkalmazott eljárás FELFÖLDY (1987) által kidogozott a-klorofill tartalom meghatározási módszer. A módszer alkalmazása során, meghatározott hullámhosszokon mért extincióból határozható meg a vizsgált vízminta a-klorofill tartalma.

Elterjedt mérési módszer a MSZ ISO 10260:1993 szabványban ismertetett eljárás, amely a meghatározás során etanolt használ. BÖBBI és PÁPISTA (1998) kutatási alapján az előbbieken említett mérési módszer számos hibalehetőséget rejt, amely a mérés pontosságára is hatással van. Ebből kiindulva a mérések elvégzésére a metanolt és acetont használó módszerek alkalmazását javasolják (PORRA et al., 1989). Utóbbi évtizedben nagyobb teret hódítottak az in-situ meghatározási módszerek. Ezen típusú mérési eljárások alkalmasak rövid idő alatt, több mérési ponton, mélységi profil készítésre (BEUTLER et al., 2000). Terepi mérési eljárások között szerepelhet fluoreszcencián alapuló mérési módszer (PARÉSYS et al., 2015). A meghatározás során víz- és nyomásálló szondákat felhasználva mérhető a vizek a-klorofill tartalma. A fluoreszcencia rövid ideig tartó fénykibocsátást jelent. A módszer esetében a kisugárzott fény hullámhossza nagyobb mint a gerjesztő fényé (LEBOULANGER et al., 2002). A molekuláris fluoreszcencia tárgykörébe tartoznak azok az analitikai módszerek, amelyek segítségével gerjesztett molekulák emissziós spektrumaiból minőségi és mennyiségi információk nyerhetők. PORYVKINA et al. (2000) kutatásaik alapján az a-klorofill emissziós csúcsa 680 nm, a fikocianinnak 630 nm, a fikoeritrinnek pedig 580 nm. A gerjesztési hullámhosszakat GREGOR és MARŠÁLEK (2004) eredményei alapján a méréseknél 410 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm, 610 nm-en kell alkalmazni.

### **3 ANYAG ÉS MÓDSZER**

#### **3.1 Általános módszerleírás**

A kutatás során a kiválasztott mintaterületeken végeztem a helyszíni mintavételezéseket előre rögzített programterv alapján. A helyszíni mintavételezés célja volt, hogy a vizsgálandó paraméterekről és eloszlásukról részletes információk álljanak rendelkezésre, amelyek később alkalmazhatók komplex vízminőség monitoring rendszerek paraméterezésére. A kutatás ideje alatt helyszíni és laboratóriumi méréseket és vizsgálatokat végeztem. A mérések során fizikai, kémiai, biológiai vízminőségi jellemzőket mértem, valamint spektrális és meteorológiai adatokat gyűjtöttem. A helyszíni és laboratóriumi mérések fő célja volt, hogy adatokat gyűjtsek az a-klorofill tartalmat és vertikális elhelyezkedését befolyásoló paraméterekről, majd a kapott eredmények alapján vizsgáljam a hatótényezők közötti kapcsolatrendszerét. A következő alfejezetekben részletesen bemutatásra kerülnek az alkalmazott mintavételezési, mérési és vizsgálati eljárások.

#### **3.2 Mintavétel**

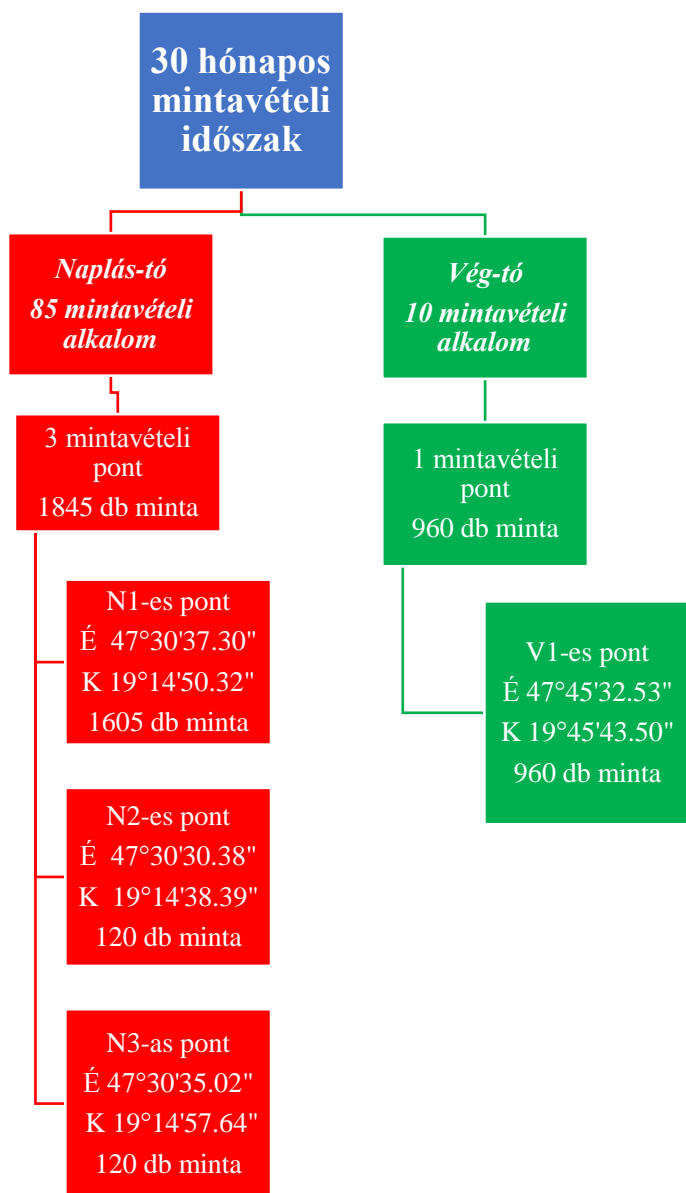
A kutatás kiindulópontja az adatgyűjtés, amit a Naplás-tavon és a Vég-tavon végeztem. A mérések összevethetősége érdekében, a mintavételeket egységesen 14.00 illetve 15.00 órakor végeztem a kutatás időtartama alatt. A víztestben lezajló napszakos változások vizsgálatára, a mintavételi eljárás kiegészült egy reggeli (09:00) és egy esti (19:00) mintavétellel. Mintavételi területek kiválasztásának a fő szempontja az volt, hogy eltérő trofitási és meder karakterisztika mellett tudjam vizsgálni a különböző mélységben elhelyezkedő fitoplankton állomány hatását a felszíni felett meghatározott reflektanciára. Ezen felül, hogy vizsgáljam az állomány vertikális elhelyezkedését befolyásoló hatótényezők közötti kapcsolatot. A mintavételi időszak 2,5 évet, ezen belül 2 teljes vegetációs időszakot ölelt fel. Ezalatt az időszak alatt 95 alkalommal több mint 2500 mintát gyűjtöttem be a mintavételi területekről. A Naplás-tavon 85, a Vég-tavon 10 mintavételi kampányt hajtottam végre. A mintavételek megoszlása azzal az érveléssel magyarázható, hogy a Vég-tó mélységét, rétegzettségét, illetve trofitását tekintve oligotrófnak vagy mezotrófnak tekinthető, így a mért paraméterek vertikális megoszlása hosszabb időintervallumot vizsgálva se változott nagymértékben. Ezzel szemben a Naplás-tó, egy sekély, eutrotróf vagy hipertróf víztest, így a végbemenő fizikai, kémia és

biológiai folyamatok rövid időtávon is gyorsan változhatnak. A mintavételt két saját készítésű mélységi vízmintavevővel végeztem. A kisebb szerkezetet (1.a ábra) az aljzat közeli rétegekben használtam, hogy a felkavarodást ezáltal a zavaró hatást csökkentsem. Ezzel szemben a nagyobb berendezést (1.b ábra) az aljzattól távoli nyílt vízszlopban alkalmaztam a minták begyűjtésére. Mindkét szerkezet felépítését tekintve úgy működött, hogy a mintavevő eszközt 10 centiméteres beosztású kötélrel a kívánt mélységre engedtem, majd a zárszerkezet kioldásával a feszítő gumi hurok a két gumidugót a helyére húzták, és a vízminta kiemelhető volt a vízszlopból.



1. ábra Mélységi vízmintavevők

A kutatás során a mintaszámok megoszlásának könnyebb kezelhetősége végett a 2. ábra foglalja össze az elvégzett mintavételezéseket.



2. ábra Mintavétel

A Naplás-tó esetében az adatgyűjtési időszak alatt 3 mintavételi pontot jelöltem ki, hogy a kutatás minden évszakban zavartalanul elvégezhető legyen. A kijelölt mintavételi pontok helyét ábrázoló térkép a 3. ábrán látható. Az első mintavételi pont (N1) a tó északi részén található, ahol az áramlási viszonyok mérsékeltek és a horgászatból eredő esetleges zavaró hatások elenyészőek. Az aljzat tekintetében az iszapréteg finomszerkezetű és fekete színű volt. A sötét szín alapján az üledék jelentős mennyiségű szerves anyagot tartalmazott. A mintavételi pont megközelítéséhez csónakot kellett használni. Az N1-es pontot használtam a mintavételi időszak nagy részében, kivéve a téli időszakot amikor a tó be volt fagyva.

Ebben az időszakban a mintavételi pont megközelítése nem volt lehetséges, mivel a szabályozások szerint a befagyott tavon tartózkodni tilos. Az N1-es mintavételi ponton három különböző időpontban gyűjtött vízminták szolgálták a fitoplankton állomány napi migrációjának a vizsgálatára (1. táblázat), valamint az itt végzett mérésekkel vizsgáltam a különböző szögben elhelyezett érzékelők hatását a reflektancia alakulására.



3. ábra Mintavételi pontok elhelyezkedése a Naplás-tavon (Google Earth)

A második mintavételi pont (N2), a tó délkeleti részén helyezkedik el. Az üledék vastagsága ezen a ponton vékonyabb, mint az N1-es pont esetében, a színe világos szürke több helyen vörös elszíneződéssel, és finom szerkezetű. A mintavételi pont kijelölésének a fő oka az adatgyűjtés folytonosság volt, hogy a tóban a téli időszak alatt is mérhetőek legyenek a vizsgált paraméterek. Az N2-es mintavételi ponton található egy stég, amely kikötőhelyként szolgál a tavon használatos csónakok számára. Emiatt a pont csak a téli időszakban volt használatos, mivel a kikötőhely használatából adódóan a zavarás nagyfokú a tavaszi, nyári és őszi időszakokban.

A harmadik mintavételi pont (N3) a tó északnyugati részén található. Itt a meder sekélyebb és a parti vegetáció dúsabb, mint a többi pontnál. Az üledék vastagsága hasonló volt, mint az N1-es pontnál, de már megjelentek a nagyobb kövek és a durva homok is a felső rétegben. Az üledék nagyrészt finom szerkezetű és fekete színű.

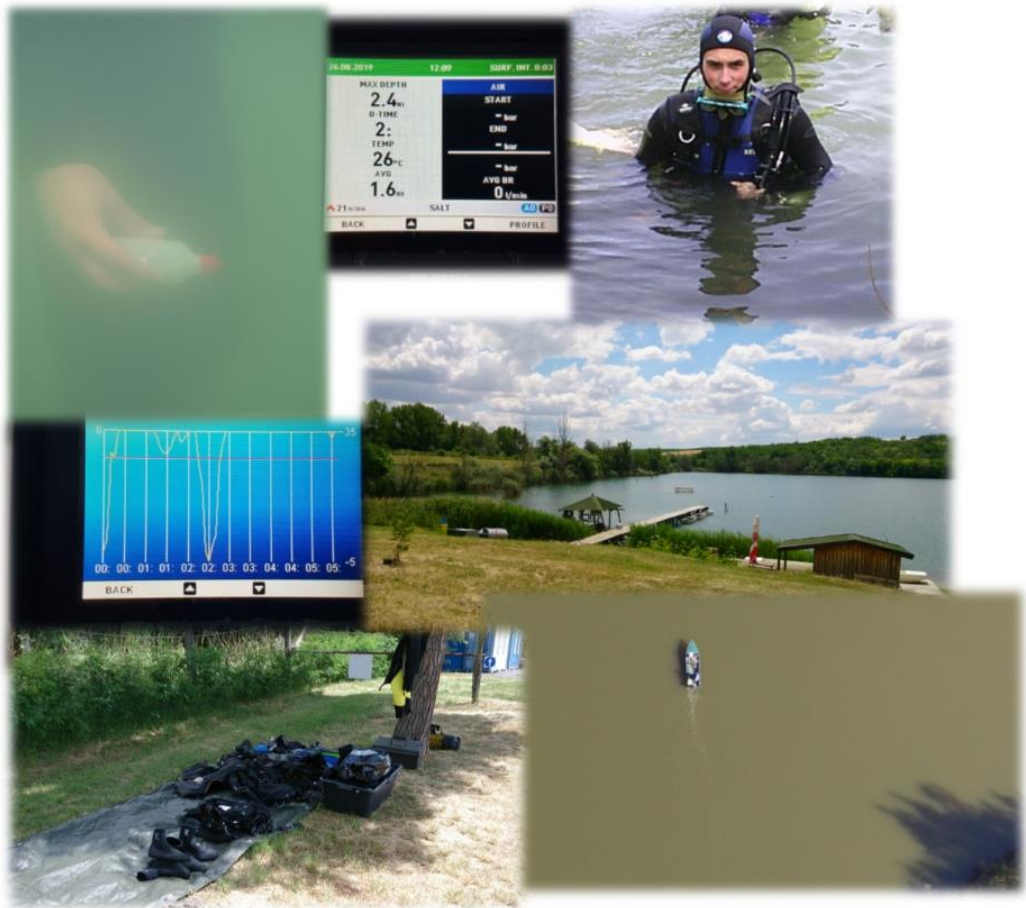
Az N3-as mintavételi pontnál, a durva homok mederbe kerülésének fő oka a Szilas-patak torkolatának közelsége, aminek közelében ülepedik ki a durvább szállított hordalék. A tó ezen területén a vegetációs időszak során, több alkalommal is megfigyelhető volt a vízvirágzás jelensége. A vízvirágzás a kutatás szempontjából igen jelentős esemény, így az N3-as mintavételi pontról ezekben az időszakokban kiegészítésként gyűjtöttem vízmintákat. A munkám során eltérően értékeltem a vízvirágzás és a planktonszíneződés jelenségét. Vízvirágzásként értékeltem az olyan eseteket, amikor a fitoplankton állomány a víz felszínén nagy tömegben és lebegő csomókban jelent meg. Planktonszíneződés pedig az a jelenség, amikor az algaállomány mennyisége a vízoszlop egészében jelentősen megnövekedik. A mintavételi pont az első ponthoz hasonlóan csak csónakkal közelíthető meg. Az 1. táblázatban látható a Naplás-tó mintavételezési paramétereinek összefoglalása.

1. táblázat Mintavételezés részletes paramétere a Naplás-tónál

Minta pont	Koordináták	Víz-mélység	Minta-megoszlás 0-1 m	Minta-megoszlás 1 m-fenék	Minta szám	Időszak
N1	47°30'36.17" É; 19°14'50.66" K	1,8 m	0,1 m-ként	0,2 m-ként	15	tavaszi, nyári, őszi 14:00 h (napszakos mérésnél még 9:00 h és 19:00 h)
N2	47°30'30.38" É; 19°14'38.14" K	1,8 m	0,1 m-ként	0,2 m-ként	15	téli 14:00 h
N3	47°30'34.23" É; 19°14'59.84" K	0,7 m	0,1 m-ként	-	8	vízvirágzás során, 15:00 h

Az ecséi Vég-tó esetében egy mintavételi pontot határoztam meg, a korábban elvégzett vizsgálataim és a szervesanyagtermelési viszonyok alapján. A mintavételi pontot ábrázoló térkép a 4. ábrán látható. A Naplás-tóval ellentétben a vegetációs időszak nagy részében ez egy ultraoligotróf kategóriába sorolható víztest. Így a Vég-tó esetében a téli mintavétel, az alacsony produktivitás miatt nem volt indokolt. A mintapont kijelölésénél több szempontot is figyelembe kellett venni. Egyrészt olyan pontot kellett kiválasztani, ahol a víz viszonylag mély és így vizsgálni lehetett a mért paraméterek vertikális profiljait. Másrészt be kellett tartani a tó használatának szigorú szabályait, ugyanis a tavon csak kijelölt helyen lehet búvárkodni. A mintavételezést a Vég-tó esetében búvárfelszerelés segítségével végeztem, amely az 1. képen látható.





1. kép Vég-tó mintavétel (Fotó: Halász Géza, Grósz János)

A merüléseket egy előre meghatározott és kiszámított merülési terv alapján hajtottam végre. A vízmintákat az aljzattól a csónakig egy kifeszített kötéll segítségével vettem. A merülés folyamán a mintavételezéshez megválasztott mélységet búvárkomputerrel határoztam meg, majd az előre felcímkézett mintatároló edénybe helyeztem a vízmintákat. A megtöltött mintatároló edényeket egy kötéltre szerelt tárolórekeszbe helyeztem, amelyet a felszínre emeltek, majd a mintákat a csónakban tároltam a merülés végeztéig. A V1 mintavételi pont a tó déli részén található (4. ábra). Itt az iszapréteg nagy vastagságú, finomszerkezetű, fekete színű volt. A V1-es mintavételi pont részletes adatai a 2. táblázatban láthatók.



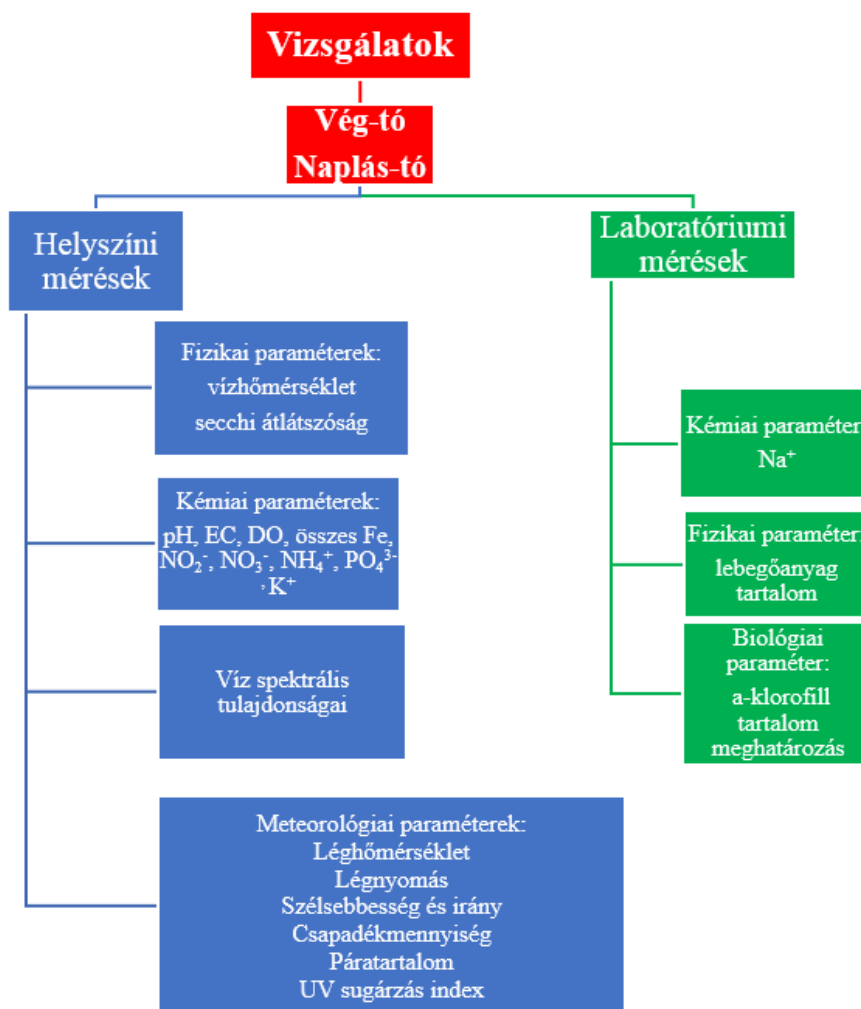
4. ábra Mintavételi pont elhelyezkedése a Vég-tavon (Google Earth)

2. táblázat Mintavételezés részletes paramétereit a Vég-tónál

Minta pont	Koordináták	Víz-mélység	Minta-megoszlás 0-1 m	Minta-megoszlás 1-10 m	Minta-megoszlás 10-15 m	Minta szám	Időszak
V1	47°45'31.55" É; 19°45'44.09" K	15 m	0,1 m-ként	0,2 m-ként	1 m-ként	60	Tavaszi, nyári, őszi 14:00 h

### 3.3 Fizikai, kémiai, biológia és spektrális vizsgálatok

A kutatás során elvégzett fizikai, kémiai, biológia és spektrális vizsgálatok célja volt egyrészt, hogy információkat és adatokat gyűjtsék az a-klorofill tartalom zonációját befolyásoló tényezőkről. Másrészt, hogy vizsgáljam az a-klorofill tartalom vertikális elhelyezkedésének hatását a víz spektrális tulajdonságaira. A mintaterületek tanulmányozása során, kiegészítésként a vízvirágzások alakulásának vizsgálatára DJI Phantom 3 drónt (érzékelő: 1/2.3" szenzor, 12 megapixel, f/2.8 optika) alkalmaztam, amellyel különböző megfigyelési szintek használatával behatóbban tudtam vizsgálni az említett hidrobiológia jelenséget. Az adatgyűjtés összefoglalása az 5. ábrán látható.



5. ábra Kutatás folyamán végzett adatgyűjtés összefoglalása

### 3.3.1 Fizikai vízminőségi paraméterek

Fizikai paraméterek közül, például a víz hőmérséklet hatással van az algaállomány zonációjára. A víz hőmérséklet hatása leginkább az állóvizek hőmérsékleti rétegzettségén keresztül valósul meg. A lebegőanyag tartalom jelentősen módosítja a vízalatti fényviszonyokat. Az össz lebegőanyag tartalmon belül fontos ismernünk az élő és élettelen lebegőanyag tartalmát és az egymáshoz viszonyított arányukat, ugyanis ezek a paraméterek kölcsönösen hatnak egymásra a víz spektrális tulajdonságaival. A vizsgálatok elvégzése során a fő cél volt, hogy mérjem a meghatározott fizikai paraméterek közvetlen és közvetett hatását, az a-klorofill tartalom vertikális elhelyezkedésére.

Fizikai vízminőségi paraméterek között szerepelt a vízhőmérséklet, a secchi átlátszóság, amelyeket helyszíni mérések során határoztam meg. A vízhőmérséklet mérését búvárkomputer segítségével végeztem, az előre meghatározott mintavételi mélységeknek megfelelően. A secchi átlátszóság meghatározásánál pedig szabványos secchi korongot alkalmaztam.

A minták lebegőanyag tartalmának meghatározását laboratóriumban végeztem, az összes szárazanyag tartalom és az összes oldottanyag tartalom különbségének kiszámításával. Összes száraz anyag tartalom meghatározás során, 100 ml homogenizált vízmintát vízfürdön szárazra pároltam, majd a maradék tömeget 105°C-on tömegállandóságig szárítottam. A minták exsikkátorban történő kihülése után, analitikai mérlegen határoztam meg a visszamaradt tömeget. A minták összes oldott anyag tartalmának meghatározása során, 45 µm-es szűrőpapíron 100 ml mintát átszűrtem, majd vízfürdön szárazra pároltam. Ezt követően a maradékot szárítószekrényben 105°C-on tömegállandóságig szárítottam, majd a visszamaradt tömeget analitikai mérlegen lemértem. A megkapott két anyagtartalom különbségének kiszámításával, meghatároztam az összes lebegőanyag tartalmat. A fizikai vizsgálatok során alkalmazott berendezések listája a 3. táblázatban láthatók.

3. táblázat Fizikai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméterek	Műszer
Vízhőmérséklet, vízmélység	Mares Icon HD búvárcomputer
Secchi átlátszóság	Secchi korong
Szárítószekrény	L MIM 321/2 szárítószekrény

Számítás menete:

$$X = (b - a) * 10; (mg\ l^{-1})$$

$b$  = bepárló csésze tömege száraz maradékkal (mg)

$a$  = üres bepárló csésze tömege (mg)

### 3.3.2 Kémiai vízminőségi paraméterek

A kémiai vizsgálatok folyamán az elsődleges cél az volt, hogy mérjem a fő tápanyagokat és vízkémiai paramétereket, majd elemezzem a hatásukat a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedésére a víztesten belül. Kémiai vízminőségi paraméterek közül a helyszínen mértem a minták összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$  tartalmát, a pH értéket, az oldott oxigén tartalmat (DO) és a vezetőképességet (EC). Laboratóriumi vizsgálatok során pedig meghatároztam a minták  $\text{Na}^+$  tartalmát. A kémiai vízminőségi paraméterek vizsgálata során használt berendezések listája a 4. táblázatban látható.

4. táblázat Kémiai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméterek	Műszer
$\text{NO}_2^-$	Hanna Instruments HI 83399 fotométer
$\text{NO}_3^-$	
$\text{NH}_4^+$ ,	
$\text{PO}_4^{3-}$	
összes Fe	
$\text{K}^+$	
$\text{Na}^+$	MOM Falmom-B lángfotométer
DO	Hanna Instruments 98193 oldott oxigén mérő
pH	Hanna Instruments hordozható pH és vezetőképesség mérő
EC	

Vízkémiai paraméterek (összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ , pH, DO, EC) mérése folyamán a minták szállításából, tartósításából fakadó nehézségeket és a minták összetételében bekövetkező változásokat, terepi mérési módszerek alkalmazásával mérsékeltem.

A pH érték, az oldott oxigén tartalom és a vezetőképesség meghatározását terepi mérőberendezések segítségével végeztem a meghatározott mintavételi mélységeknek megfelelően, üveg mintatároló edényben.

Fő tápanyagok és makróelemek közül a vízminták összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$  tartalmát vizsgáltam. A mintákat műanyag mintatároló edénybe helyeztem, és terepi fotométer alkalmazásával vizsgáltam a komponenseket.

A mérés alatt a vízmintákból, az egyes paraméterek mérési menetének megfelelően 5 ml-t vagy 10 ml-t helyeztem a küvetákba. Ezt követően beállítottam a mérni kívánt komponens, majd meghatározott hullámhosszon és reagens hozzáadásával megmértem az adott paraméter koncentrációját a mintában. A műszer pontossága a vizsgált paraméterek tekintetében:  $\pm 0,03 \text{ mg l}^{-1}$ . Az alábbi 5. táblázatban láthatók az egyes paraméterek vizsgálata során használt mérési módszerek és meghatározott hullámhosszak.

5. táblázat Fizikai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméter	Meghatározott hullámhossz	Mérési módszer
$\text{NO}_2^-$	466 nm, 575 nm	Diazotálás, Vas-szulfát
$\text{NO}_3^-$	525 nm	Kadmium redukciós
$\text{NH}_4^+$ ,	420 nm	Nessler
$\text{PO}_4^{3-}$	610 nm, 525 nm	Aszskorbinsav, Aminosav
összes Fe	525 nm	Fenantrolin
$\text{K}^+$	466 nm	Zavarosság-mérés, tetrafenilborát

Laboratóriumi elemzés során, lángfotometriás vizsgálati módszer alkalmazásával határoztam meg a különböző vízminták nátrium koncentrációját. A lángfotometria széles körben használt mérési módszer, amely az atomabszorpciós spektrometria tárgykörébe tartozik. A lángfotométer az egyik legegyszerűbb felépítésű atomemissziós spektrométer, amely alkalmazásával meghatározható az alkálifémek és alkáliföldfémek csoportjába tartozó elemek mennyisége. A szállítás alatt a mintákhoz tartósítás céljából hozzáadtam 1ml 1:1 salétromsav ( $\text{HNO}_3$ ) oldatot, 100 milliliternyi vízmintánként. A mintákat bórüvegben tároltam a mérések elvégzéséig. A vizsgálatokat minden esetben a mintázást követő 24 órán belül elvégeztem. A meghatározás során, 100  $\text{cm}^3$ -es mérőlombikokban kalibrációs oldatsorozatot készítettem Na standard törzsoldatból, a következő eloszlásban: 2-4-6-8-10  $\text{mg l}^{-1}$ . Ezt követően a mintákból 100  $\text{cm}^3$ -es mérőlombikokban hígítási sort készítettem (5x, 10x, 50x, 100x hígítás), amelyhez bidesztillált vizet használtam. A lángfotometriás mérés alkalmával a megfelelő színszűrő kiválasztása után, 589 nm-en mértem a minták nátrium tartalmát. A mért eredmények kiértékelését az elkészített kalibrációs görbék segítségével végeztem.

### 3.3.3 Biológiai vízminőségi paraméterek

Az a-klorofill tartalom nagy mértékben befolyásolja a vízalatti fényklíma alakulását. A mérések célja volt, hogy adatokat gyűjtsék, majd elemezzem az algaállomány hatását a vízkémiai paraméterekre, illetve a víz spektrális tulajdonságaira. Az a-klorofill tartalom meghatározását laboratóriumban, spektrofotométer alkalmazásával végeztem. A vizsgálatot a mintavételezést követő 12 órán belül elvégeztem. A mintákat hűtve, fénytől elzárva, műanyag mintavevő edényekben szállítottam a laboratóriumba. A minták fitoplankton állományának vizsgálatakor mikroszkóp segítségével taxonómiai elkülönítést végeztem. A biológiai vízminőségi paraméterek vizsgálata során használt berendezések listája a 6. táblázatban láthatóak.

6. táblázat Biológiai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméterek	Műszer
a-klorofill	Jenway 6400 spektrofotométer
	Hermle Z 206 A centrifuga
	Kézi vákúum szűrő
Fitoplankton állomány	BTC BIM 312T mikroszkóp
	5,0 MP MicroQ-PRO digitális mikroszkóp kamera

Az elsődleges biomassza termelésben alapvető szerepet játszó fitoplankton állomány legegyszerűbb számszerűsítése a bennük lévő fotoszintetikus pigment, az a-klorofill víztérfogatra vagy vízfelületre vonatkoztatott mennyiségének meghatározása. Az a-klorofill tartalom meghatározáshoz a széles körben használt, Felföldy Lajos által kidolgozott mérési módszert használtam (FELFÖLDY, 1981). A módszer során a vízmintát alkalmas szűrőn tömörítjük, forrásban lévő metilalkohollal kioldjuk belőle a pigmenteket, és mennyiségüket spektrofotométerrel mérjük.

A vizsgálat első lépéseként a mintavétel során a különböző pontokról és mélységekből vett vízmintákból, egy 500 ml-es mérőhengert töltöttem fel. Ebből a teljes mintamennyiséget Albet LabScience FPGF 50 üvegszálal szűrőpapíron szűrtem át. A szűrést követően a szűrőpapírt eltávolítottam a szűrőtölcsérből, majd összehajtottam és ollóval vékony csíkokra vágtam. Ezt követően a szűrőpapírcsíkokat centrifugacsövekbe tettem, és 10-10 ml metanolt adtam hozzá. A centrifugacsöveket vízfürdőre helyeztem, majd az elegyet az első forráspontig (74°C) melegítettem.

Az eljárás lényege, hogy a metanol segíti a pigmentek kioldását mint szerves oldószer, valamint a melegítéssel együtt deaktiválja a pigmenteket oldó enzimeket. A vízfürdős melegítést követően a mintákra még 10-10 ml metanolt pipettáztam, majd 1500 perc<sup>-1</sup> fordulaton 10 percig centrifugáltam. A centrifugálás után a felülúszó folyadékot fotométerrel 750, 666 és 653 nm hullámhosszon mértem. A mintákat a mintavételezést követően 24 órán belül dolgoztam fel.

A minták a-klorofill tartalmát FELFÖLDY (1987) könyvében közölt képlettel számítottam ki:

1. mérés:  $E_{750}$  = zavarosság értéke (többnyire kicsi)
2. mérés:  $E_{666}$  = klorofill első mérési hullámhossza
3. mérés:  $E_{653}$  = klorofill második mérési hullámhossza

Számítás mente:

$$X_1 = E_{666} - E_{750}$$

$$X_2 = E_{653} - E_{750}$$

Az a-klorofill tartalom meghatározása:

$$Chl_a = \frac{(17,12 * X_1 - 8,68 * X_2) * m * 1000}{M} \quad [mg \ l^{-1}]$$

$m$  = extrakcióhoz használt metanol mennyiség (20 ml)

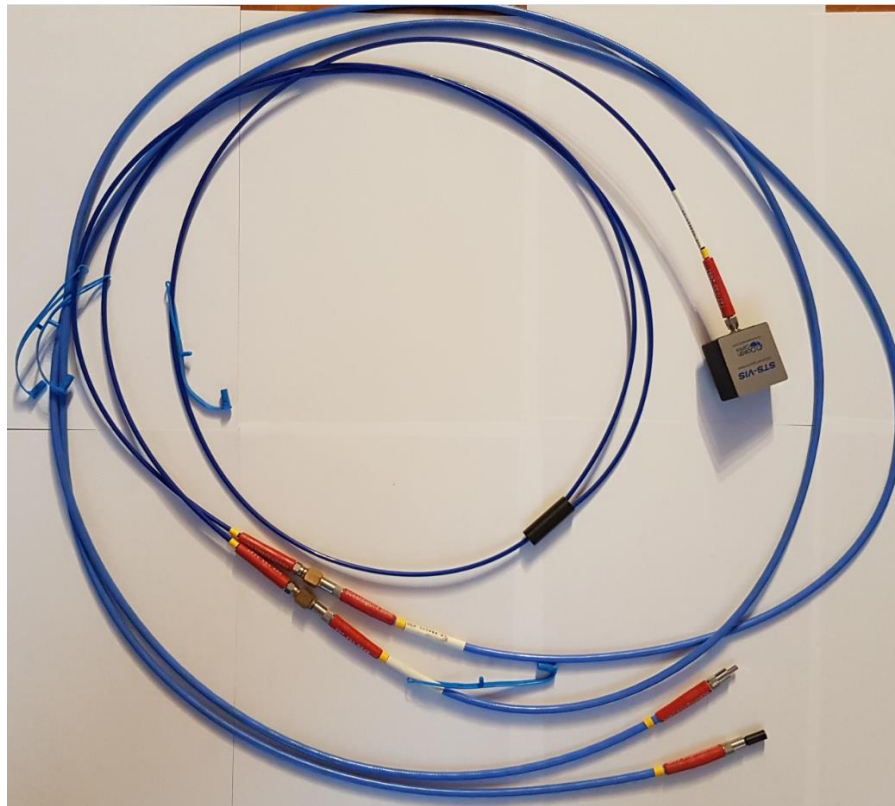
$M$  = leszűrt mintamennyiség (500 ml)

### 3.3.4 Spektrometriás vizsgálatok

Spektrális mérések fő célja volt, hogy adatot szolgáltatson az a-klorofill tartalom és a víz spektrális tulajdonságainak egymásra gyakorolt hatásáról. A víz spektrális tulajdonságainak vizsgálata során egyrészt meghatároztam a vízfelszín érő, majd a vízoszlopba bejutó fény energiáját és intenzitását, valamint a felszín felett meghatározott reflektanciát a hullámhossz függvényében. Másrészt vizsgáltam az eltérő megfigyelési szögek hatását a távérzékelési reflektancia spektrumokra. Az érzékelési tartomány a látható fény hullámhossz tartományát (400-800 nm) ölelte fel.



Reflektancia meghatározáshoz a beeső és a visszavert sugárzás egyidejű mérésére van szükség. A (közel) egyidejű mérések megvalósítása érdekében egy kétszáras (osztott) optikai kábelt alkalmaztam az Ocean Optics spektrométeren egy fényútba helyezhető zárszerkezettel. Ez azt is lehetővé tette, hogy a felszínen és a felszín alatt mérjem a beérkező fény tulajdonságait. A mérések folyamán alkalmazott moduláris spektrométer a 2. képen látható. Az eltérő megfigyelési szögek hatásának vizsgálatokor az optikai szálakat 60°-os és 45°-os szögben helyeztem el.



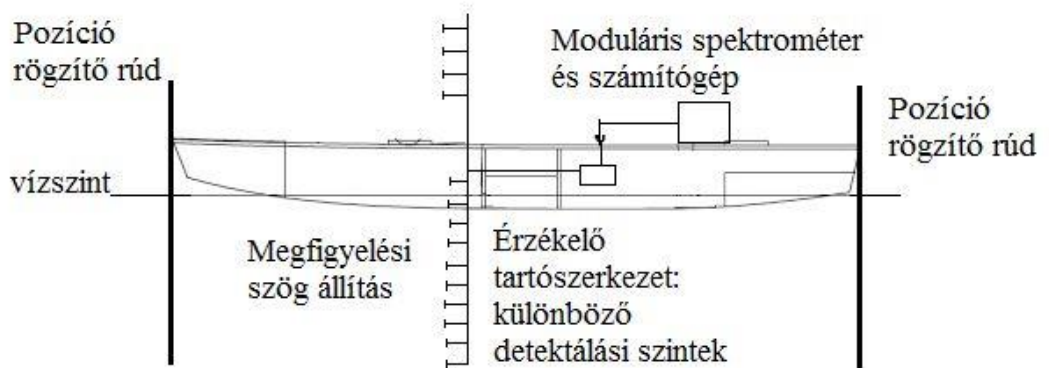
2. kép Vizsgálatok során alkalmazott osztott (két detektoros) moduláris spektrométer

A felszín alatti mérések során az optikai szál megfelelő mélységben és szögben való elhelyezéséhez egy erre a célra készített tartószerkezetet alkalmaztam. A vizsgálatok alatt az optikai érzékelők 90°-os szögben helyezkedtek el a vízfelszínhez viszonyítva. A moduláris spektrométer optikai kábeleinek segítségével 1 méteres vízmélységig 10 centiméterenként, ezt követően 20 centiméterenként mértem a beeső fény energiáját, nanométeres osztásközzel a 400-800 nm-es tartományban. A beeső fény (direkt- és égboltsugárzás) méréséhez koszinusz korrektort alkalmaztam. A spektrometriás

vizsgálatok során használt berendezések listája a 7. táblázatban, az alkalmazott mérési elrendezés pedig 3. képen látható.

7. számú táblázat Biológiai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméterek	Műszer
Víz spektrális tulajdonsága	Ocean Optics (STS-VIS) moduláris spektrométer
	Ocean Optics BIF200-VIS-NIR optikai kábel
	Ocean Optics CC-3-UV-S koszinusz korrektor



3. kép Spektrális vizsgálatok során alkalmazott mérési módszer

### 3.3.5 Meteorológiai adatok

Számos meteorológiai paraméter például a szél, hőmérséklet, légnyomás és UV sugárzás jelentős hatással van a fitoplankton állomány horizontális és vertikális elhelyezkedésére. A mintavételi időszak alatt, mobil meteorológia adatgyűjtő berendezés kihelyezésével mértem a léghőmérsékletet, a légnyomást, a szélsébséget és szélirányt, a csapadékmennyiséget, a páratartalmat, és 30 percenként rögzítettem az adatokat a mérési periódus alatt. Ezen felül 3 időpontban mértem az UV sugárzási indexet a mintavétel folyamán, a mintavételi pontokban: a mintavétel megkezdésekor, mintavétel alatt és a mintavétel befejezésekor.

A meteorológiai paraméterek vizsgálata során használt berendezések listája a 8. táblázatban, a gyűjtött adatok grafikonos ábrázolása pedig, az 1. mellékletben láthatók.

8. számú táblázat Fizikai paraméterek vizsgálata során alkalmazott berendezések

Vizsgált paraméterek	Műszer
Léghőmérséklet; Minimum és maximum léghőmérséklet	Hyundai WSP 3080RWIND időjárás állomás
Légnomás	
Szélesség	
Szélirány	
Csapadékmennyiség	
Páratartalom	
UV sugárzás index	UV Master UV sugárzás mérő

### 3.4 Mintaterületek

A helyszíni mérések elvégzésére és a minták begyűjtésére, két hazai mintaterületet választottam ki. Mintaterületek kijelölésénél több szempontot is figyelembe kellett venni. A kutatás szempontjából az egyik legfontosabb tényező, hogy a víztestek különböző mederviszonnyokkal és különböző trofitási szinttel rendelkezzenek. A mederviszonnyok különbözősége azért fontos, mert az a-klorofill tartalom vertikális eloszlása eltérő képet mutat a sekély és a mélyebb víztestekben. A trofitás szerepe pedig az, hogy az eutrotróf vizekben a nagyobb számban bekövetkező vízvirágzás jelentősen módosíthatja az alga állomány vertikális eloszlását. Nagy hangsúlyt kellett fektetni a mintavételi pontok egész évben történő egyszerű megközelítésére, ugyanis a mintavételezés során csónak és egyéb mérőberendezések használatára volt szükség. A fent említett szempontok figyelembevételével került kiválasztásra az első mintaterület, a Budapest határán található Naplás-tó, amely egy tájvédelmi körzet. A második terület az ecsédi Vég-tó, amely egy magántulajdonban lévő víztest (6. ábra).



6.ábra Mintaterületek elhelyezkedése (Westermann;  
[http://4.bp.blogspot.com/\\_P83eArQZjRI/SushVliwOZI/AAAAAAAAABLE/aSMzFVsg8M0/s1600-h/mo-domborzati.jpg](http://4.bp.blogspot.com/_P83eArQZjRI/SushVliwOZI/AAAAAAAAABLE/aSMzFVsg8M0/s1600-h/mo-domborzati.jpg))

### 3.4.1 Naplás-tó

A Naplás-tó hivatalos megnevezése Szilas-pataki árvízvédelmi tározó. Ez a vízfelület Budapest legnagyobb kiterjedésű állóvize, ami a XVI. kerületben található. A tó és közvetlen környezete 1997 óta tájvédelmi körzet. A Naplás-tó számos vízimadárnak fontos pihenő-, költő- és menedékhelye a tavaszi és őszi madárvonulási időszakban. A tó védettségének fő oka, hogy ez Közép-Európában az egyetlen ilyen nagy kiterjedésű városi vizes élőhely, amelyen vízi és mocsári növényzet, illetve a hozzá kapcsolódó sásréti és lápréti vegetáció viszonylag háborítatlan (DUKAY, 2000). A Naplás-tó vízgyűjtő területét a pesti hordalékkúp-síkság jelenti (AMBRÓZY et al., 1990). A tó és környezete a 150 hektáros nagyságával a Budai tájvédelmi körzet után a második legnagyobb természetvédelmi terület Budapesten. A tó az 1970-es években épült árvízvédelmi tározóként, ezáltal mesterséges kialakítású, de a létrehozásától eltelt idő alatt egy egyedülálló flórával és faunával rendelkező vizes élőhely alakult ki rajta. A Naplás-tó ökológiai szempontból a főváros egyik legértékesebb területe (ENDES, 1991). A természetvédelmi terület három fő részre tagolódik: a Naplás-tó és a közvetlen környéke,

a Szilas-patak menti láprétek és a Cinkotai Parkerdő. A területen eddig több mint 400 növényfajt írtak le, ezek között említhető a védett szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), amely jégkorszaki maradványfajnak tekinthető és az egykori hidegebb klimatikus viszonyokra utal, az ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*) és a szintén védett réti iszalag (*Clematis integrifolia*). A zoológiai értékek között kiemelkedő az egyedülállóan gazdag madárvilág, az 1985 óta tartó rendszeres vizsgálatoknak köszönhetően több mint 180 madárfajt írtak le. Jelentős a kételtű és hüllő populáció is (STOLLMAYERNÉ BONZ, 1991). A tó mintaterületként szolgál a WWF Magyarország mocsári teknős (*Emys orbicularis*) programjának (AMBRÓZY et al., 1990).

A Naplás-tó vízutánpótlását a Szilas-patak biztosítja, a Gödöllői-dombságból eredő és Káposztásmegyernél a Dunába torkolló kisvízfolyás. A patak két forrásból ered, az egyik a Kerepestől nyugatra található Látó-hegy, míg a másik a Kerepestől délkeletre álló Hüdői-hegy lábánál található. Ezt követően áthalad Kistarcsán és Nagytarcsán, majd beletorkollik az 1978-ban kialakított Naplás-tóba (BAJOR, 2013).

A tóból, egy a völgyzáró gáton lévő leeresztő műtárgyon keresztül halad tovább a patak, majd a Megyeri-erdő alatt beleömlik a Mogyoródi-patakba, ami mintegy másfél kilométer után a Dunába torkollik (PÉCSI, 1958).

A tó vízgyűjtő területe a pesti hordalékkúp-síkság része. Geológiai szempontból a területet a Duna által, a pleisztocén elején lerakott hordalékkúp maradványok alkotják. Ebbe a környezetbe vágódott be a pleisztocén végén megjelenő Szilas-patak. A patak többnyire huminites öntésszapból álló allúviuma 500 méter szélességben övezi a jelenlegi medret (BOGNÁR, 2005).

A dombvidéki szakaszokon a terület igen erózió-érzékeny. Itt a vízfolyás medrének feliszapolódási sebessége nagy mértékben függ a területhasználatától, illetve az alkalmazott területi vízrendezéstől. A Szilas-patak vízenergiáját az elmúlt évszázad közepéig vízimalmokban hasznosították, aminek emlékét a Nagytarcsai-malomárok elnadasodott medre is őrzi (SZMOLKA et al., 2005). A patak kis és nagy árvízhozama között jelentős különbség van. A medre külterületen földmedrű, belterületen U szelvényű (PÉCSI, 1958).

A Szilas-patak völgyében a talajvíz mélysége 0,5 és 2,5 méter között változik. A völgytalpak közelében tapasztalhatók az erózió következtében talajvíz-kilépési helyek, amelyek a völgyfenéki területek nedvesen tartását teszik lehetővé. A területén Ramann-

féle barna erdőtalaj az uralkodó talajtípus, de a patak hidromorf hatására kialakult réti és öntéstalajok is megtalálhatók (NÉMETH, 1996).

A Naplás-tavon és környezetében több korábbi vízminőségi kutatás is zajlott. A XVI. kerületi Önkormányzat által 1997 óta minden évben elkészített kerületi környezetállapot jelentés, ami az általános vízminőségi paraméterekre is kiterjed, megfelelő kiinduló alapot biztosít a jelen kutatásnak. Az éves jelentések 9 mintavételi pontra támaszkodva dokumentálják a Naplás-tó és a Szilas-patak alábbi vízminőségi paramétereit:

- összes alifás szénhidrogén (TPH) tartalom,
- pH érték és fajlagos vezető képesség,
- ammónium-, nitrit-, nitrát-, foszfát tartalom,
- kémiai oxigén igény (KOI).

A mérési eredmények értékelését az MSZ 12749:1993 (Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés) szabvány alapján végezték. TPH tartalom nem volt kimutatható a mintákban. A minták kémhatása 6,5-8,0 pH érték között változott. Ammónium, nitrit, nitrát és foszfát tartalom értékei 2000 és 2010 között magasabbak voltak, mint a jelen évtizedben. A magasabb értékeket a Naplás-tó előtti vízfolyás-szakaszon mérték. A kimutatható többlet tápanyag fő forrását az elmúlt időszakban a mezőgazdasági tevékenységek (trágya, műtrágya túlzott használata), valamint a kommunális szennyvízbevezetések jelentették. SZMOLKA et al. (2005) által végzett kutatások is megerősítették, hogy a Naplás-tó előtti szakaszon volt mérhető a magasabb ammónium, nitrit és nitrát tartalom.

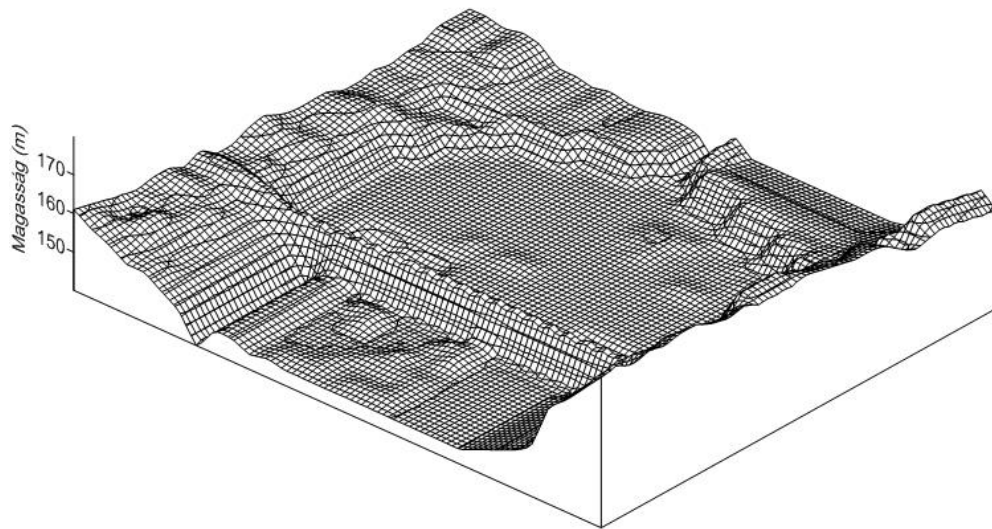
Korábbi kutatásaim során vizsgáltam a Naplás-tó és a Szilas-patak biológiai vízminőségét. Trofitási szempontból a nyári időszakban a Naplás-tó, eutrotróf kategóriába került. A vizsgálatok alkalmával számos esetben előfordult, hogy  $150 \mu\text{g l}^{-1}$  feletti a-klorofill koncentrációt lehetett mérni (GRÓSZ, 2012). A mintavételek során feltártam egy illegális kommunális szennyvízbevezetést, amely nagy mértékben hozzájárult a Naplás-tavat követő folyószakasz többlettápanyag-terheléséhez, ezáltal az eutrofizáció felgyorsításához.

Az elmúlt időszakban a térségben végzett kutatások bizonyították, hogy az egyik fő vízminőségi problémát a Naplás-tó felett, a vízrendszerbe jutó többlet tápanyag jelentette. Ez a magas ammónium, nitrit, nitrát és foszfát tartalom elősegíti a tóban főként a nyári

időszakban a fitoplankton állomány elszaporodását, amely számos esetben vízvirágzáshoz vezethet.

A mintavételi helyszín bejárása és a felvételezési munkák alapján elkészítettem a Naplás-tó és környezetének domborzati viszonyait ábrázoló térképet, amely a 7. ábrán látható. A mederviszonyokat bűvárkomputer (pontosság: 10 cm) alkalmazásával térképeztem fel. Terepi GPS vevő segítségével az előre meghatározott pontokban megmértem a terepmagasságot, majd Surfer 10 térképszerkesztő program használatával háromdimenziós modellt készítettem az adatok alapján.

### Naplás-tó és környezetének domborzati viszonyai



7. ábra A Naplás-tó környezetének domborzata (saját szerkesztés)

#### 3.4.2 Vég-tó

A másik mintaterület a Heves megyéhez, azon belül a hatvani kistérséghez tartozó ecsédi Vég-tó. A víztest Magyarország első lignitbányájának záró gödrében alakult ki, a bányászati tevékenység felhagyását követően 1970-ben. A felhagyás oka nem a készletek kimerülése volt, hanem az akkori technikával a kitermelés nem volt megvalósítható gazdaságosan (AMBRÓZY et al., 1990). A tó 1995-ben magántulajdonba került. Ma a tavat sporthorgászati és bűvárkodási célból hasznosítják. A jó ökológiai állapot megóvása érdekében használatára szigorú szabályok vonatkoznak. A kialakulástól eltelt idő alatt a tóban értékes fauna alakult ki. A legjelentősebb fajokhoz tartozik például az európai harcsa (*Silurus glanis*), a csuka (*Esox lucius*), a süllő (*Sander lucioperca*), az édesvízi medúzák és a rákok.

A tó mellett közvetlenül folyik az Ágói-patak, amely egy időszakos kisvízfolyás. A patak és a tó között közvetlen kapcsolat nincs. Korábbi kutatásaim során vizsgáltam a patak és a tó vízminőségi paramétereit között a különbséget (GRÓSZ, 2012).

A vizsgált fő komponensek között szerepelt az összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalom. Vizsgálati eredmények alapján a patakban magas  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalmat lehetett mérni, míg a tóban alig volt mérhető az említett paraméterek jelenléte. A tó esetében üledékvizsgálatokat is végeztem, az alábbi komponensek meghatározására: összes Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn. Az összes Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn tartalom a kimutatási határérték alatt volt. A tóban alacsony a-klorofill koncentrációkat mértem, így a víztest az oligotróf kategóriába tartozott.

A hatóságok által elvégzett helyszíni és laboratóriumi vizsgálatok alapján a tó 2008-ban ivóvíz minősítést kapott.

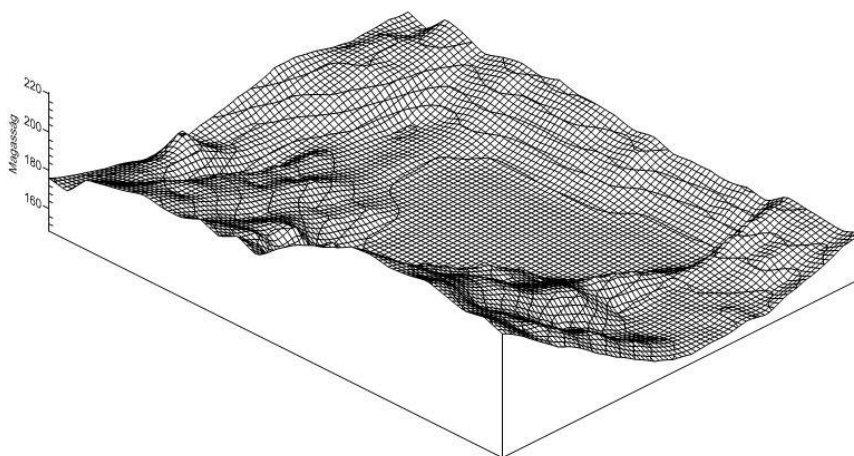
A Magyar Bányászati és Földtani Szolgálat kutatócsoportjai által elvégzett geológiai vizsgálatok alapján, a tó medrének majdnem egészét egy szénfal öleli körbe. A tóba a vízutánpótlás 9 forrásból érkezik, amelyek egy lignitfalon áramlanak keresztül (NAGY és PIROS, 1987). Ez természetes szűrőként funkcionál és tisztítja a tóba érkező vizet. A területet eredetileg erdő borította, de az 1930-as években a bányászati tevékenység miatt a faállomány megritkult. Ma a területek nagy része mezőgazdasági művelés alatt van, a délnyugati kiterjedésű lejtőkön különböző kultúrnövények, valamint gyümölcsök termesztése folyik. A tótól északi irányban hétvégiházás övezet helyezkedik el.

A mintaterület a Mátra lábánál terül el. A pannon korszakban a Mátra déli előterében rakodott le jelentős mennyiségű üledék. Az alsó pannon üledékek csak mélyfúrásokból ismertek, a felső pannon rétegek azonban a Mátra déli peremén helyezkednek el, vulkáni kőzetekre települve. A partközeli felső pannon üledékek zárják magukba a lignittelepeket, amelyeket korábban mélyműveléssel bányásztak, majd külszíni fejtéssel. A lignit telepek a kiédesedő Pannon-beltenger sekélyvízi, parti, mocsaras területein jöttek létre (DÁVID, 2011).

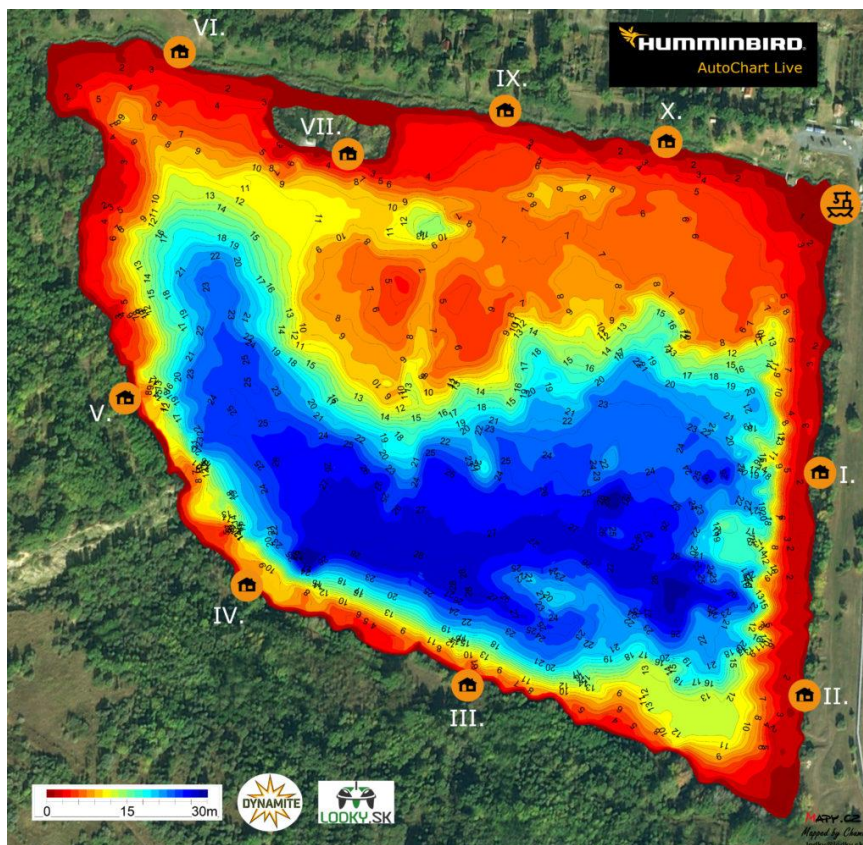
A Vég-tó esetében is, a felvételezési munkálatok alatt gyűjtött adatok alapján elkészítettem a tó és környezetének domborzati viszonyait ábrázoló térképet, amely 8/a. ábrán látható. A 8/b. ábrán pedig a tó mederviszonyait ábrázoló térkép látható. Búvárok a tó mederviszonyainak felmérését Humminbird Helix 10 berendezés segítségével végezték.



## Ecsédi Vég-tó és környezetének domborzata



8/a. ábra Ecsédi Vég-tó környezetének domborzata (saját szerkesztés)



8/b. ábra Ecsédi Vég-tó mélységi viszonyai (forrás: mappy.cz/lakeveg)

## 4 EREDMÉNYEK

### 4.1 Alkalmazott komplex mérési elrendezés

A kutatás során kialakítottam egy komplex mérési elrendezést, amely segítségével vizsgálni lehet az a-klorofill tartalom vertikális megoszlásnak hatását a felszín felett meghatározott reflektanciára. A komplex mérési technika az anyag és módszer című fejezetben bemutatott helyszíni, laboratóriumi és spektrális vizsgálatokból állt össze. A kialakított mintázási módszer, az *in-situ* mérések és a laboratóriumi vizsgálatok a fizikai, kémiai és biológia vízminőségi paraméterek pontos vizsgálatát célozták, amelyek információt szolgáltatottak a fitoplankton állomány vertikális eloszlását befolyásoló tényezőkről. A spektrális vizsgálatok esetében, a mérési elrendezésben alkalmazott különböző megfigyelési szögek segítségével vizsgálni lehetett a függély menti eloszlás hatását a távérzékeléses mérésekre.

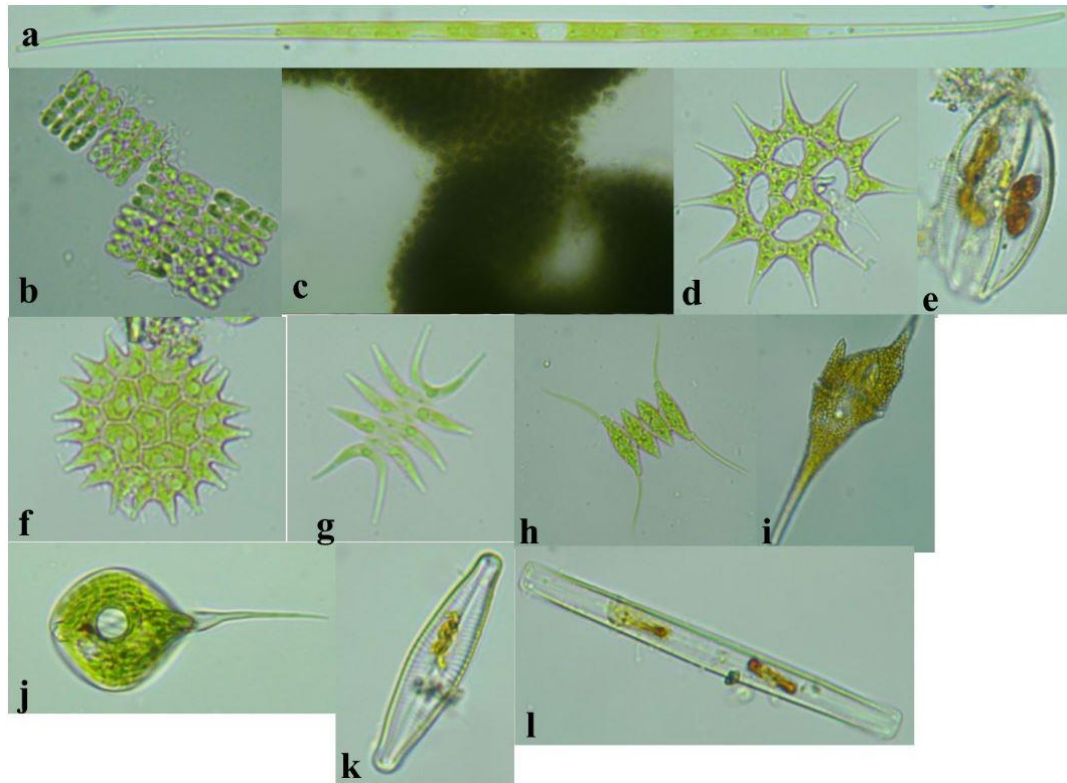
### 4.2 Az a-klorofill tartalom dinamikája a vizsgált területeken

Az algák mennyisége a planktonikus élőlényegyüttesekben nem állandó, hanem környezeti tényezők hatására dinamikusan változik. A fitoplankton állomány összetételének meghatározására mikroszkópos vizsgálatokat végeztem a két mintavételi területen vett vízmintákon.

A Naplás-tó esetében a vegetációs időszak elején áprilisban és májusban, a *Heterocontophyta* törzsbe, ezen belül a *Bacillariophyceae* (kovamoszatok) osztályba tartozó fajok alkották a fitoplankton állomány jelentős részét. A hőmérséklet emelkedésével, a nyári időszak első felében a *Chlorophyta* (zöldalgák) törzsbe tartozó fajok dominanciája vált megfigyelhetővé. Augusztusban és szeptemberben az állományalkotó fajok a *Cyanobacteria* törzs képviselői voltak. A vegetációs időszak végén pedig ismét a kovamoszatok voltak a domináló fajok.

A Vég-tó fitoplankton állományának szezonális alakulása a másfajta geológiai és hidrológiai viszonyok miatt eltérő volt. A tó medrét körülvevő lignit rétegen átszivároghatva érkezik a felszín alatti vízutánpótlás. A tóba felszíni befolyás nincsen, így a külső forrásból érkező tápanyagutánpótlás gátolt, a produktivitás szempontjából a rendelkezésre álló tápanyagok mennyisége limitált. A vegetációs időszak elején tavasszal megjelennek a *Heterocontophyta* törzshöz tartozó *Bacillariophyceae* osztály képviselői, majd a nyári időszakban elterjednek a *Chlorophyta* törzsbe tartozó fajok is. A Naplás-tótól eltérően a

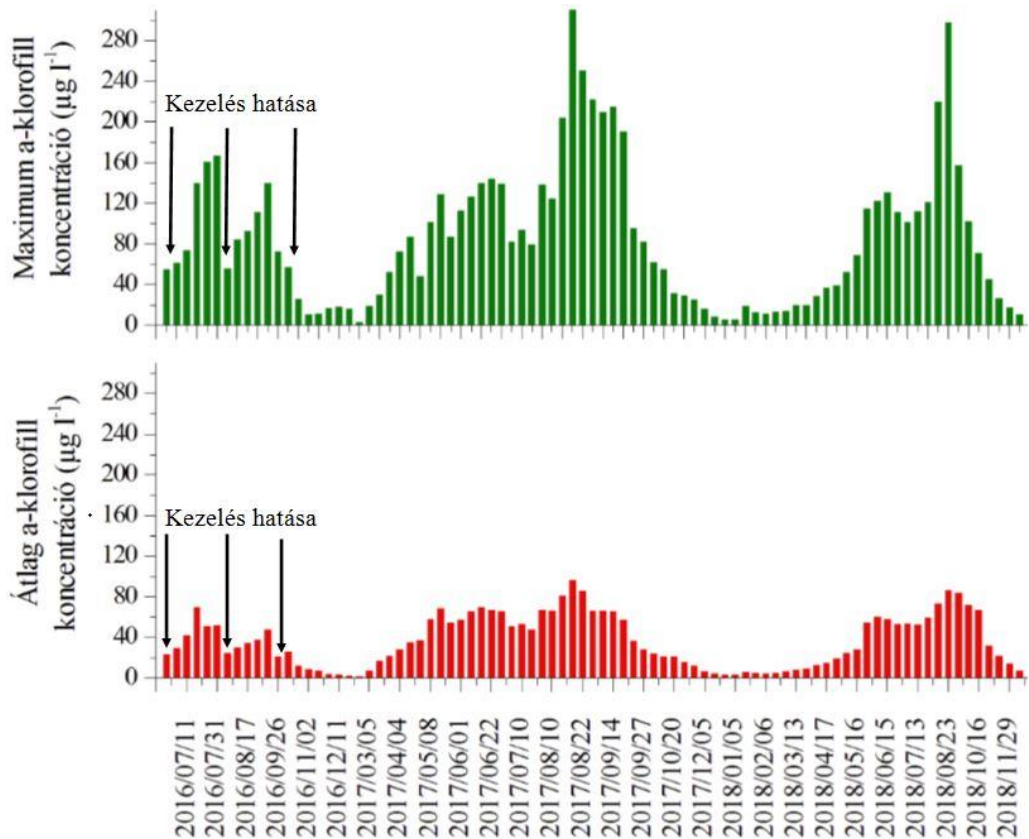
Vég-tóban nem jelentkezett a nyár végi időszakban a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajok dominanciája. A két mintavételi helyen leggyakrabban előforduló állományalkotó fitoplankton fajok mikroszkóp alatt készített fényképei a 4. képen láthatók. A felvételeket 40-szeres nagyítású semiplan objektívvel készítettem. A fitoplankton állomány taxonómiai besorolása a mintaterületeken történt vizsgálatok alapján a 4. mellékletben láthatók.



4. kép Leggyakrabban előforduló fitoplankton törzsek (Chlorophyta: a, d, f, g, h Heteroconthophyta: e, k, l Euglenophyta: j Dinophyta: i Cyanobacteria: b, c)

A mérések alapján a lebegőanyagtartalom nagy részét, több mint 85 %-át a planktonikus élőlények alkották. A kapott eredmények alapján a Naplás-tó eutrotróf, a Vég-tó pedig oligotróf és mezotróf kategóriába sorolható. A Naplás-tó esetében a vizsgálati periódus alatt, a nyári időszakban többször vízvirágzás fordult elő. A Naplás-tavon a halgazdálkodást végző szervezet, a vízvirágzás hatásainak enyhítése érdekében 2016-ban klóros kezelést alkalmazott a víztesten. 2017-ben és 2018-ban nem alkalmaztak klórozást. A 2016-os kezelés hatására jelentős a-klorofill tartalom csökkenés volt mérhető a tóban, valamint összehasonlítva a 2017-ben és 2018-ban kapott mérési eredményekkel, a 2016-os évben szignifikánsan alacsonyabb átlag és maximum

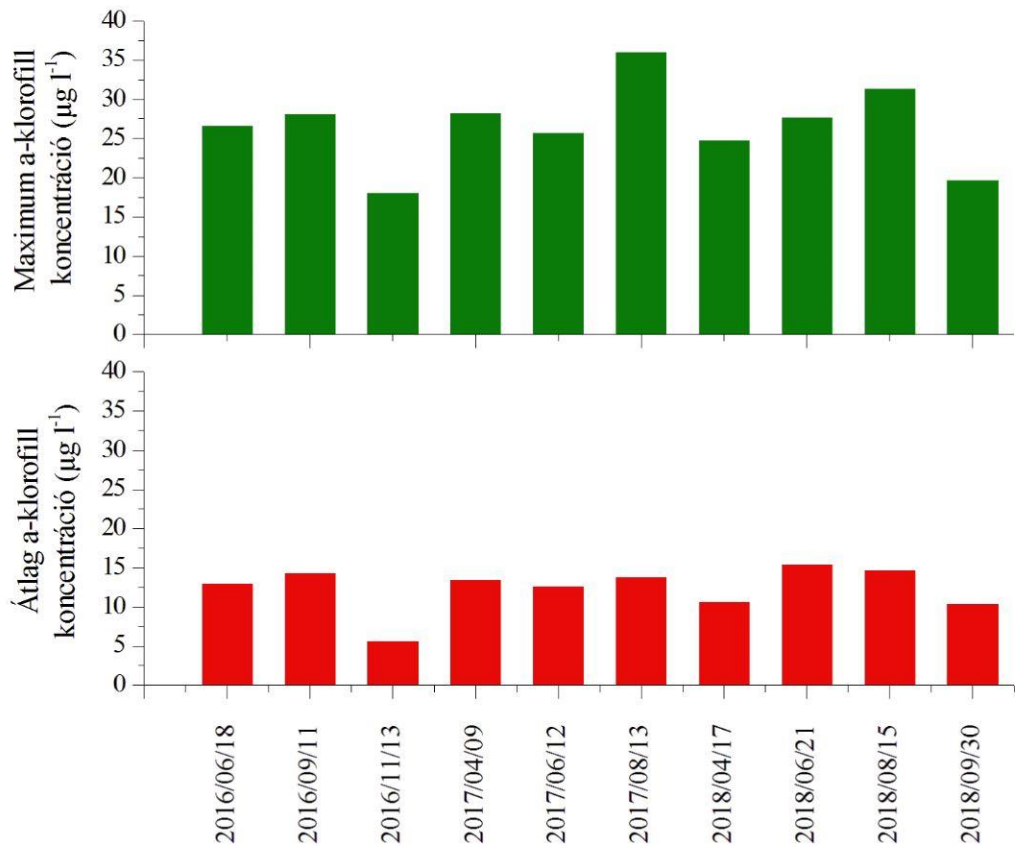
a-klorofill tartalom értékek fordultak elő. Az átlag és a maximum a-klorofill tartalom alakulása a vizsgálati időszakban a 9. ábrán látható.



9. ábra Maximum és átlag a-klorofill tartalom alakulása a Naplás-tavon (2016-2018; N1 és N2 mintavételi pont)

A vízmintákban mért maximum a-klorofill tartalom széles skálán változott. A mért legmagasabb maximum a-klorofill tartalom érték  $410 \mu\text{g l}^{-1}$ , míg a legkisebb  $2,9 \mu\text{g l}^{-1}$  volt. A kedvező kora tavaszi időjárásnak köszönhetően 2017-ben a vegetációs időszak hosszabb volt mint 2018-ban, amikor hűvösebb volt a tavasz. A kutatás során a fitoplankton állomány produktivitása a Naplás-tavon a kora nyári időszakokban, majd az augusztus végi, szeptember eleji időszakokban érte el a legmagasabb értékeket.

A Vég-tavon nem mutatkozik nagymértékű változás a maximum a-klorofill tartalomban. Az átlag és maximum a-klorofill tartalom változása a 10. ábrán látható. Az algaállomány produktivitása a vegetációs periódusokban közel azonos volt. A mintavétel során mért legmagasabb maximum a-klorofill tartalom érték  $35,9 \mu\text{g l}^{-1}$  volt, míg a legkisebb pedig  $18 \mu\text{g l}^{-1}$ .

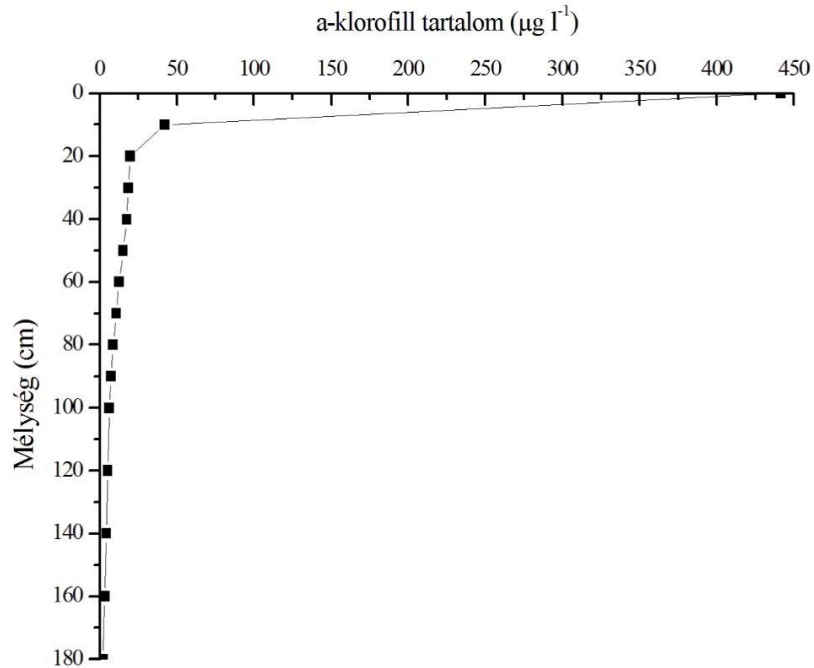


10. ábra Maximum és átlag a-klorofill tartalom alakulása a Vég-tavon (2016-2018; V1 mintavételi pont)

A kétéves vizsgált időszakban több alkalommal történt vízvirágzás a Naplás-tavon, amely a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajokhoz volt kapcsolható, míg a Vég-tavon nem volt. A cianobaktériumok lehetnek planktonikusak és bentonikusak is. Közülük jó néhány faj okozhat vízvirágzást tömeges megjelenésével (pl., *Micricystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*).

Leggyakrabban a gázvakuóllummal rendelkező fajok okozhatnak vízvirágzást. Hazai kutatások bizonyították, hogy a vízvirágzást okozó fajok a nyári időszakban szaporodnak el tömegesen. Több faj esetében a kitartósejtek az iszapba leülepedve akkor kezdenek sorozatos osztódásba, amikor az iszapfelszín hőmérséklete megközelíti a  $20^{\circ}\text{C}$ -ot (ÁCS et al., 2004). Az iszapban több az osztódáshoz elegendő foszfor áll rendelkezésre, így abban az esetben is bekövetkezhet a vízvirágzás amikor a víztest foszforlimitált (KISS KEVE, 1998). A Naplás-tó esetében a nyári periódusban megjelenő vízvirágzást a *Chroococcales* rendbe tartozó *Microcystis-fajok* okozták. Ezen időszakokban az a-klorofill tartalom maximuma a felszínközeli vízrétegekben helyezkedett el, és meghaladta a  $400 \mu\text{g l}^{-1}$  értéket. Az a-klorofill tartalom vertikális megoszlását elemezve,

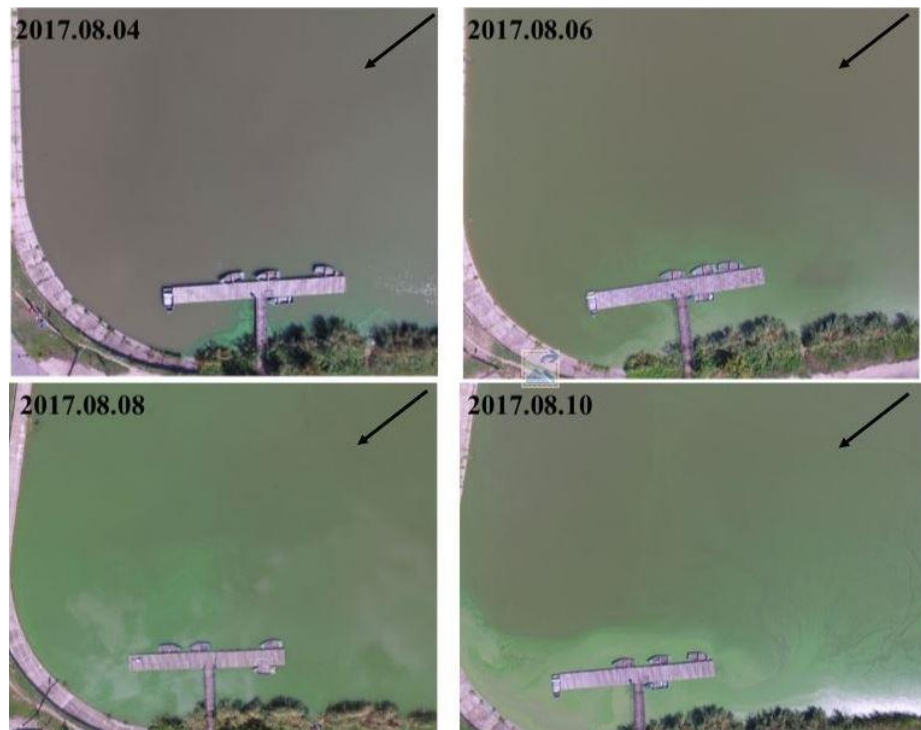
a magas felszíni értékeket drasztikus koncentráció csökkenés követte lefelé haladva a vízoszlopban. A koncentráció csökkenést az okozhatta, hogy a magas felszíni a-klorofill koncentráció megakadályozta a hasznosítható fény mélyebb rétegekbe történő lejutását. Vízirágzások esetén az a-klorofill tartalom vertikális megoszlását a 11. ábra mutatja.



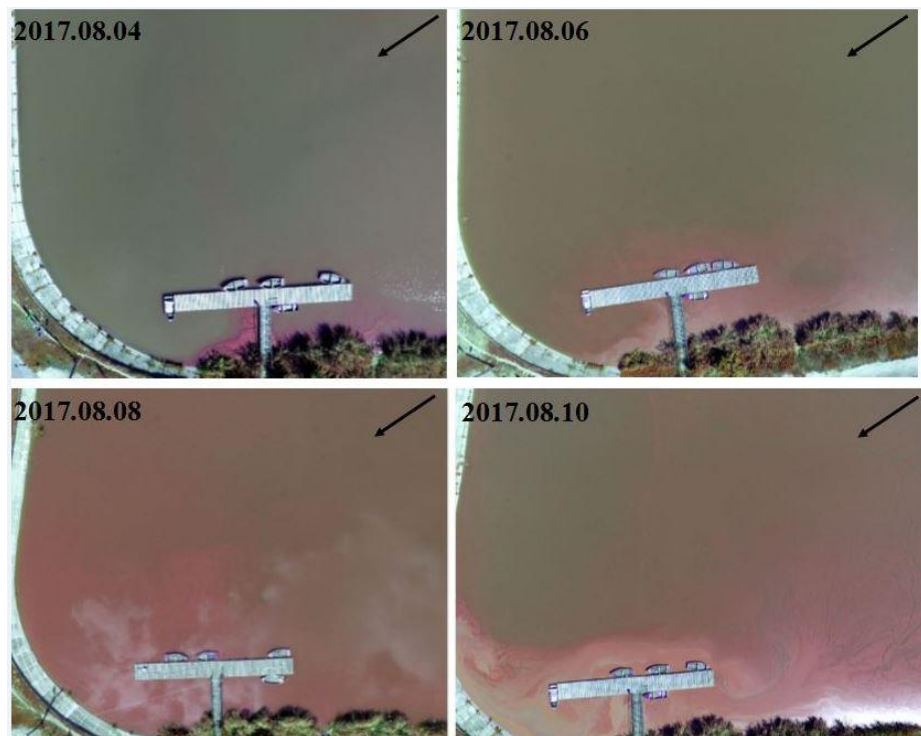
11. ábra Az a-klorofill tartalom vertikális alakulása a vízirágzás alkalmával (N2 mintavételi pont; 2017.08.22.)

A vízirágzások kialakulásának és kiterjedésének nyomon követésére drónnal alacsony magasságú légifelvételeket készítettem. A felvételezéseket a vörös, a zöld és a kék csatornák felhasználásával végeztem, minden esetben 14:00 órakor. A felmérések eredménye alapján, a víztesten kialakuló vízirágzások a tó északi-, észak-nyugati (N2 mintavételi pont közelében) illetve a dél-keleti részén (N3 mintavételi pont közelében) alakultak ki és terjedtek szét a vízfelületen. Az N3-as mintavételi pont közelében található a Szilas-patak befolyása. A kutatásom során a befolyó hatása szignifikánsan megmutatkozott a tápanyagok mennyiségének változásában, főleg a csapadékos időszakot követően. A tó ezen említett részein az áramlási viszonyok igen mérsékeltek. Az egyes vízirágzási események rövid idő alatt kialakultak, rendszerint 4-7 nap alatt. Az esemény nyomon követése érdekében a tó dél-kelti részén drónnal készített felvételekből egy idősort állítottam össze a 2017 augusztus elején bekövetkezett vízirágzásról, amelyen jól látszik a folyamat fejlődése az idő függvényében. A drónnal készített felvételekből hamis színezetű képeket is készítettem, a vízirágzás kiterjedésének könnyebb vizualizálása

érdekében. A vízvirágzás alakulásának idősoros felvétele a 12. és 13. ábrán látható, amelyeken fekete nyíllal jelöltem a patak befolyási irányát.



12. ábra Vízirágzás Naplás-tó (drónfelvétel valódi színezetű, RGB felvétel)

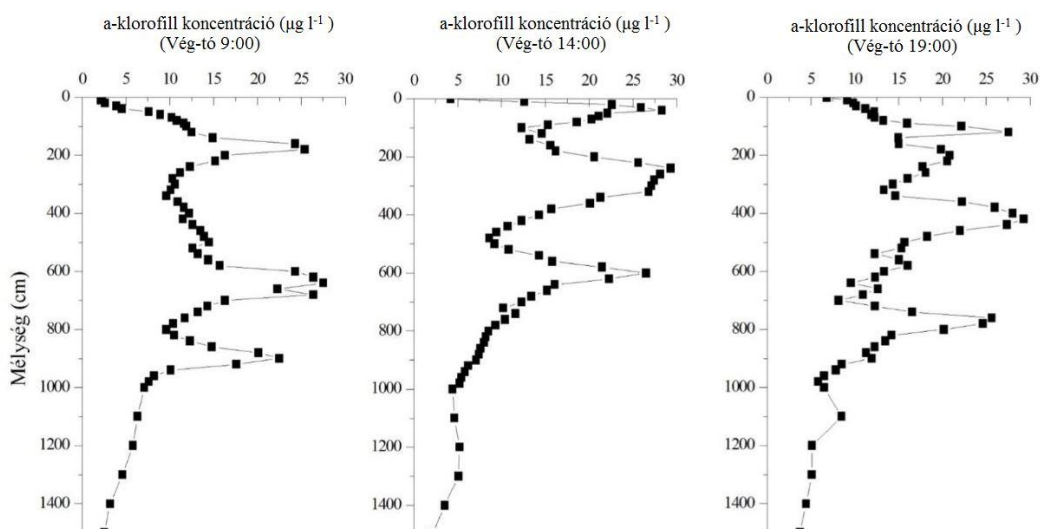


13. ábra Vízirágzás Naplás-tó (drónfelvétel hamis színezetű)

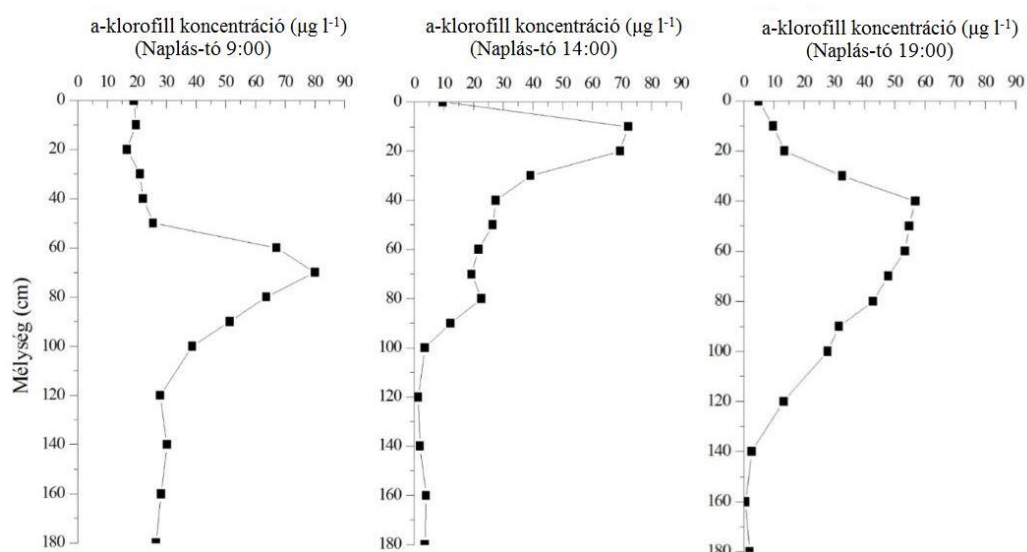
A fitoplankton állomány vertikális napi migrációjának vizsgálatához a méréseket 3 időpontban reggel 9 órakor, délután 2 órakor és este 7 órakor végeztem. A kapott eredmények hasonló tendenciát mutattak mindkét tavon, de a Vég-tó esetében a mérések közti különbségek erőteljesebben mutatkoztak. Ennek oka az eltérő mederkarakterisztika volt, ugyanis a Vég-tavat nagyobb mélységek jellemzik, mint a Naplás-tavat. A fitoplankton állomány napi vertikális mozgását vizsgáló méréseket, az évszakoknak megfelelő átlagos időjárási és környezeti paraméterek (szélcsend, nem magas UV sugárzási index) mellett végeztem. A szél által keltett vízszlopon belüli rétegzettség felkavarodást minimálisra próbáltam csökkenteni azáltal, hogy olyan időpontokat választottam amikor a mintavétel előtt legalább 3 napig szélcsendes időjárás volt. Az elvégzett vizsgálatok azt mutatták, hogy a reggeli időszakban a maximum a-klorofill koncentráció a mélyebb vízrétegekben (Naplás-tó: 60-70 cm; Vég-tó: 180-200 cm) helyezkedett el.

Napközben a maximum a-klorofill koncentráció elhelyezkedése a felszín közeli vizekbe (Naplás-tó: 0-20cm; Vég-tó: 0) emelkedett. Ezen megfigyelt tendenciára hatással lehetett az UV sugárzás is (HERODEK et al., 2000; PRÉSING et al., 1997). Az esti órákban süllyedés volt megfigyelhető, ezáltal a maximum a-klorofill koncentráció ismét a mélyebb rétegekben (Naplás-tó: 40-50 cm; Vég-tó: 150-170 cm) volt található. A Vég-tó esetében néhányszor, egyszerre több a-klorofill tartalom csúcsot is el lehetett különíteni eltérő vízmélységekben. Ennek oka az volt, hogy a mély mederviszonyok mellett, jobban elkülönültek az eltérő környezeti paraméterekre eltérő niche-sel rendelkező fitoplankton csoportok. A fitoplankton állomány napi migrációját ábrázoló grafikonok a 14. és 15. ábrán láthatóak.





14. ábra Fitoplankton állomány napi migrációja (Vég-tó)



15. ábra Fitoplankton állomány napi migrációja (Naplás-tó)

### 4.3 Fitoplankton állomány zonációját befolyásoló tényezők vizsgálata

A kutatás során vizsgáltam a fitoplankton állomány vertikális eloszlását befolyásoló tényezők közül a vízhőmérsékletet, a tápanyagokat, a rendelkezésre álló fényt és az UV sugárzást. Az állóvizekben kialakuló hőrétegzettségre és az algák vertikális és horizontális helyezkedésére jelentős befolyásoló hatást gyakorol a szél. Kutatások alapján  $5 \text{ m s}^{-1}$  gyenge szél is képes, egy 40 méter mély homogén víztestet teljesen mozgásban tartani (PADISÁK, 2005). Ebből kifolyólag a kutatás időtartama alatt gyűjtött meteorológiai paraméterek felhasználásával, a befolyásoló tényezők vizsgálatához csak a szélcsendes

napokat vettem figyelembe, amikor a szélesség  $0-0,3 \text{ m s}^{-1}$  között mozgott. Így kiküszöböltem a légmozgás következtében kialakuló, a vizsgálatokat zavaró keveredést.

A kutatás egyik célkitűzése a fitoplankton állomány vertikális megoszlását befolyásoló tényezők vizsgálata volt. A befolyásoló paraméterek közül elemeztem a fő tápanyagok, a legfontosabb vízkémiai paraméterek, a víz hőmérséklet, az UV sugárzás és a vízalatti fényklíma egymásra és az a-klorofill tartalomra gyakorolt hatását.

Elsőként komplex megközelítésben, többváltozós lineáris regresszió segítségével elemeztem a vizsgálat paraméterek a-klorofill tartalomra gyakorolt hatását. A felállított modell 85 mintavételi kampány (különböző mintavételi pontok és mélységi rétegek adatai) eredményeit dolgozza fel, amelyben egyfelől a függő és 12 db független változó közötti kapcsolatot elemeztem. Másfelől a vizsgálatba bevont független változók közül azon változókat kerestem, amelyek potenciálisan kiemelkedő szerepet játszanak az a-klorofill tartalom alakulásában. Az elemzésbe bevont változók:

Függő változó:

- átlag a-klorofill tartalom

Független változó:

- víz hőmérséklet
- átlag pH érték
- átlag elektromos vezetőképesség (EC)
- rendelkezésre álló hasznosítható fény
- átlag Fe tartalom
- átlag  $\text{NO}_2^-$  tartalom
- átlag  $\text{NO}_3^-$  tartalom
- átlag  $\text{NH}_4^+$  tartalom
- átlag  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalom
- átlag  $\text{K}^+$  tartalom
- átlag  $\text{Na}^+$  tartalom
- átlag szervesetlen lebegőanyag tartalom

A mintavétel során meg kell határozni a minta nagyságát annak érdekében, hogy a statisztikai vizsgálatok alkalmával minél pontosabb következtetést tudjunk levonni az alapsokaságra vonatkozóan. A vizsgált paramétereknek mindig lesznek bizonyos fokú olyan hibái, amelyek abból adódnak, hogy a mintaelemszáma nem végtelen. A mintaelemszám növelésével a mintavétel pontossága is növekszik, azaz a standard hiba csökken és közelít a nullához. A lineáris regressziós modellt összefoglaló táblázatokból (2. és 3. számú melléklet) láthatjuk a becslés standard hibáját. Tekintettel arra, hogy a becslés standard hibája 0,011 így megállapítható, hogy az előrejelzés pontos, a modell képes megfelelő becslést nyújtani.

Első lépésben megvizsgáltam a függő változó és a független változók közötti kapcsolat erősségét. A modell eredményeinek kiértékelését az F-próba vizsgálatával kezdtem. Esetünkben az F-próba szignifikanciaszintje  $p=0,001$  ( $<0,05$ ) volt. A lineáris regressziós modell esetén a magyarázott variancia mértéke  $R^2=0,89$  volt, azaz az a-klorofill tartalom jelentős mértékben függ a vizsgált 12 db független változótól.

A korrelációs mátrix vizsgálatával elemeztem a független változók hatását a függő változóra. A felállított modell egyirányú és inverz kapcsolatokat bizonyított az elemzésbe bevont változók között. Először az egyirányú kapcsolatokat vizsgáltam. A vizsgált paraméterek közül a legerősebb összefüggést (pozitív korrelációt) az átlag a-klorofill tartalommal, az átlag pH érték (0,87), az átlag  $\text{Na}^+$  tartalom (0,84), a rendelkezésre álló hasznosítható fény (0,76) és a vízhőmérséklet (0,72) mutatta. A leggyengébb kapcsolat az átlag a-klorofill tartalom és az átlag lebegőanyag tartalom (0,20) között mutatkozott. Áttérve az inverz kapcsolatokra közepes erősségű negatív korreláció jellemzi a függő változó és az átlag  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalom (-0,39), az átlag  $\text{NH}_4^+$  tartalom (-0,36), az átlag  $\text{NO}_3^-$  tartalom (-0,32), az átlag Fe tartalom (-0,27) és az átlag  $\text{NO}_2^-$  tartalom (-0,27) kapcsolatát. Leggyengébb kapcsolat az átlag  $\text{K}^+$  tartalom (-0,17) és az átlag vezetőképesség (-0,19) esetén mutatkozott. A statisztikai vizsgálatok részletes eredményei, valamint a változók és az a-klorofill tartalom páronkénti szórásdiagramjai 2. mellékletben láthatók.

Eltérő nézőpontokat figyelembe véve, a statisztikai vizsgálatok alkalmával vizsgáltam a befolyásoló tényezők hatását a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére. Ezen összefüggések vizsgálatára is többváltozós lineáris regressziót alkalmaztam, amelyben a 85 db mintavételi kampány során gyűjtött (különböző

mintavételi pontok és mélységi rétegek adatai) eredmények alapján vizsgáltam a 13 db független és a függő változó között fennálló kapcsolatot.

Az elemzésbe bevont változók:

Függő változó:

- maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélysége

Független változó:

- UV index
- vízhőmérséklet
- átlag pH érték
- átlag elektromos vezetőképesség (EC)
- rendelkezésre álló hasznosítható fény
- átlag Fe tartalom
- átlag  $\text{NO}_2^-$  tartalom
- átlag  $\text{NO}_3^-$  tartalom
- átlag  $\text{NH}_4^+$  tartalom
- átlag  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalom
- átlag  $\text{K}^+$  tartalom
- átlag  $\text{Na}^+$  tartalom
- átlag szervesanyag tartalom

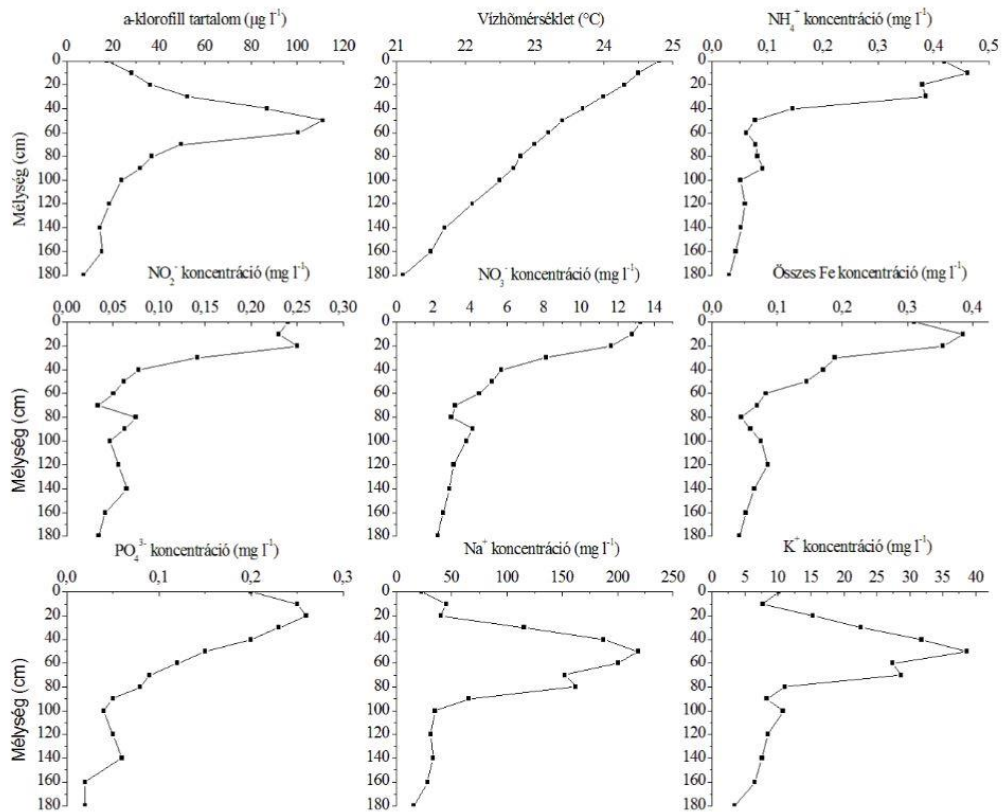
A felállított modellben a többszörös determinációs együttható ( $R^2=0,74$ ) alapján az összefüggés erősnek mondható. A modell szignifikanciája  $p=0,003$  ( $<0,05$ ) volt. A korrelációs mátrix elemzésével vizsgáltam, a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedésére leginkább ható tényezők kapcsolati rendszerét. A legerősebben ható tényező az UV sugárzás (0,79), a rendelkezésre álló fény (0,69) és a vízhőmérséklet (0,53) volt. Közepes és gyenge inverz kapcsolat volt felfedezhető, a többi vizsgált tényező és a függő változó között. Tehát a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére hatással volt még, az átlag  $\text{NO}_3^-$  tartalom (-0,44), az átlag Fe tartalom (-0,42), az átlag  $\text{NO}_2^-$  tartalom (-0,39), az átlag  $\text{PO}_4^{3-}$  tartalom (-0,38), az átlag  $\text{Na}^+$  tartalom (-0,35) és az átlag  $\text{NH}_4^+$  tartalom (-0,31). A statisztikai vizsgálatok részletes eredményei, valamint a

változók szórásdiagramjai a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének vonatkozásában 3. mellékletben láthatók.

Az elvégzett statisztikai vizsgálatok eredményei alapján az a-klorofill tartalmat és a maximum a-klorofill tartalom vertikális elhelyezkedését, leginkább a vízhőmérséklet, az UV sugárzás, a rendelkezésre álló hasznosítható fény, a pH érték, a tápanyagok közül pedig a nátrium, a nitrogén formák és a foszfor befolyásolta. A további fejezetekben részletesen elemzem és bemutatom az egyes befolyásoló tényezők és a fitoplanton állomány kapcsolatát.

### 4.3.1 Tápanyagok

Megvizsgáltam az összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  tartalom vízoszlopon belüli vertikális eloszlása és az a-klorofill tartalom összefüggését. A paraméterek közt inverz összefüggést bizonyítottak az elvégzett statisztikai vizsgálatok. A mérési eredmények alapján azokban a mélységekben, ahol az a-klorofill tartalom elérte a maximumát, ott a fő tápanyagok (összes Fe,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) minimum értékeket vettek fel. A mért paraméterek vertikális eloszlásának alakulása az a-klorofill tartalomhoz viszonyítva, a 16. ábrán látható.



16. ábra Fő tápanyagok vertikális eloszlása (Naplás-tó; V1 mintavételi pont)

A vizsgált komponensek éves alakulását tekintve, a mért értékek a vegetációs időszakban csökkentek, ezt követően a téli időszakban pedig növekedésnek indultak. Nagy esőzések után az összes Fe, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> tartalom szignifikánsan megnövekedett, a Szilas-patak által szállított és a környező területekről bemosódó többlet tápanyagok hatására. A mért meteorológiai adatokat és a leíró statisztikai vizsgálatok eredményeit elemezve, ez akkor következett be, ha a mintavételt megelőző három napban a napi csapadék összeg a 10 mm-t meghaladta. A mért kémiai paraméterek alakulása 2017-es tavaszi és nyári periódusban a 9. táblázatban láthatóak. A táblázatban sárga színnel jelöltem a csapadékos időszakok következtében megnövekedett tápanyagtartalmat, valamint piros színnel a bekövetkezett vízvirágzásokat.

9. táblázat Kémiai paraméterek alakulása a 2017-es vegetációs időszakban

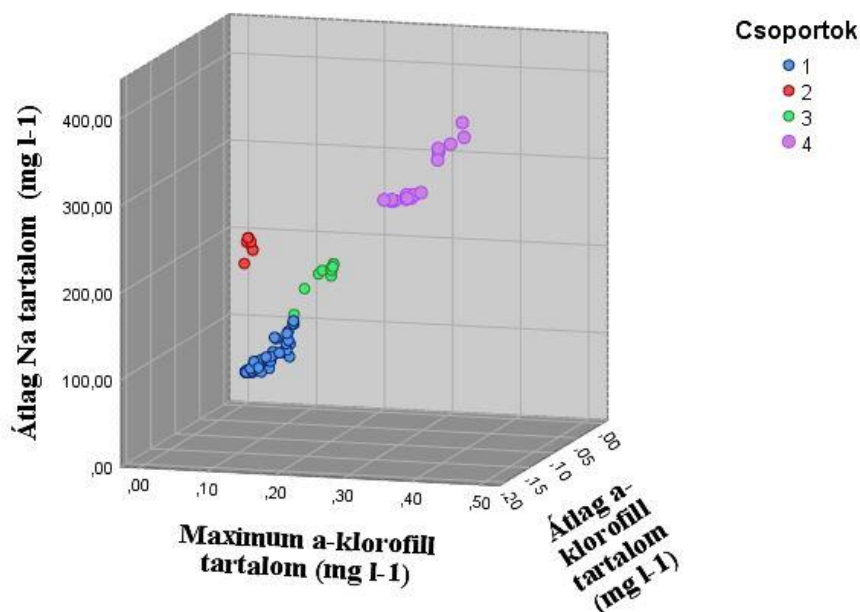
Mérési időpont	Átlag NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Fe (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Na <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Chl-a (µg l <sup>-1</sup> )
2017.04.04	0,37	0,18	12,71	0,40	0,23	18,60	56,30	27,65
2017.04.18	0,33	0,16	11,79	0,29	0,21	15,30	50,20	34,76
2017.04.26	0,70	0,26	20,04	0,63	0,43	25,20	89,60	37,03
2017.05.08	0,40	0,23	13,52	0,47	0,35	19,30	80,50	43,24
2017.05.17	0,29	0,19	10,83	0,30	0,29	16,80	71,20	53,14
2017.05.25	0,51	0,29	16,75	0,54	0,46	28,30	92,30	39,93
2017.06.01	0,38	0,22	12,14	0,35	0,30	25,60	86,30	42,29
2017.06.08	0,27	0,20	11,81	0,32	0,27	22,10	75,80	50,18
2017.06.13	0,20	0,17	10,27	0,24	0,23	17,80	61,20	54,81
2017.06.22	0,18	0,14	9,21	0,19	0,20	12,30	54,90	52,29
2017.06.29	0,16	0,13	8,67	0,14	0,14	8,60	42,70	50,59
2017.07.04	0,40	0,26	15,34	0,46	0,40	26,90	256,30	110,97
2017.07.10	0,33	0,25	13,82	0,39	0,33	18,70	215,60	102,35
2017.07.28	0,47	0,35	17,59	0,49	0,45	26,90	365,80	167,61
2017.08.04	0,24	0,18	10,49	0,26	0,26	13,60	265,70	122,92
2017.08.10	0,23	0,18	10,42	0,25	0,24	11,10	159,10	51,04
2017.08.16	0,32	0,19	10,30	0,25	0,29	10,20	125,30	65,79
2017.08.18	0,28	0,20	10,02	0,23	0,24	8,36	171,10	61,40
2017.08.22	0,42	0,30	17,90	0,48	0,55	26,70	348,90	148,53
2017.08.28	0,33	0,24	11,09	0,29	0,31	22,30	232,40	108,37

Mérési időpont	Átlag NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Fe (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Na <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Átlag Chl-a (µg l <sup>-1</sup> )
2017.09.09	0,22	0,21	11,17	0,23	0,23	15,60	100,60	50,93
2017.09.14	0,23	0,22	11,45	0,24	0,25	13,20	95,670	50,31
2017.09.17	0,24	0,22	11,67	0,23	0,24	14,10	78,900	42,38
2017.09.21	0,24	0,22	11,47	0,25	0,25	14,60	71,200	36,28
2017.09.27	0,26	0,23	11,89	0,26	0,27	14,30	65,700	28,31

A Na<sup>+</sup> és K<sup>+</sup> tartalom esetében, nem mutatkozott a fő tápanyagoknál látott inverz vertikális eloszlási tendencia. Hazai víztestek esetében a Na<sup>+</sup> és K<sup>+</sup> nem limitáló tényező a fitoplankton állomány szempontjából. Azonban összefüggés mutatkozott a magasabb Na<sup>+</sup> tartalom és a vízvirágzások megjelenése között. Mint ahogy azt az előző fejezetben bemutattam, a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajok számára a nátrium nélkülözhetetlen elem, ezért hozzájárulhat az eutrotróf vizekben a cianobaktériumok által okozott vízvirágzás kialakulásához.

A nátrium tartalom a-klorofill koncentrációra gyakorolt hatását, kétlépcsős klaszteranalízis segítségével vizsgáltam. Klaszterelemzés alkalmával több változón keresztül van lehetőség a kutatás során kapott adathalmaz vizsgálatára, amely segítségével bizonyos tulajdonságok alapján közös csoportok állíthatók elő. A mintavételi kampány alatt a statisztikai elemzés során, 4 eltérő csoportot lehetett megkülönböztetni a maximum a-klorofill tartalom, az átlag a-klorofill tartalom és az átlag nátrium tartalom összefüggésével kapcsolatban. Az elemzés eredménye a 17. ábrán, a modell minőségi elemzése pedig a 5. mellékletben látható.

### A maximum a-klorofill tartalom az átlag a-klorofill tartalom és az átlag Na tartalom kapcsolata



17. ábra Klaszterelemzés eredménye a maximum a-klorofill tartalom, az átlag a-klorofill tartalom és az átlag Na<sup>+</sup> tartalom kapcsolatában

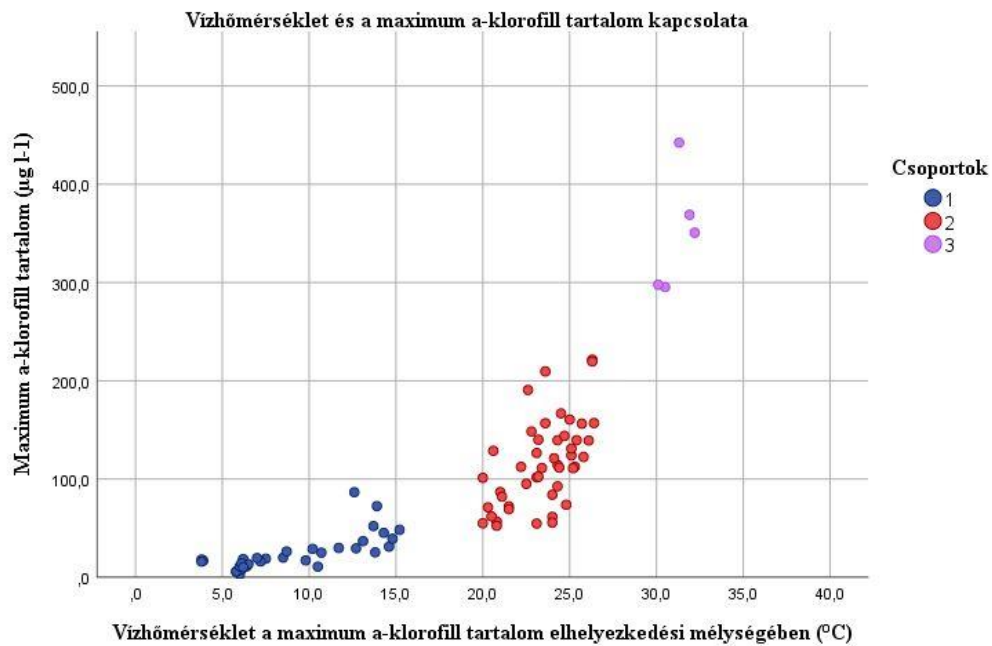
A 17. ábrán kék színnel jelölt csoport képviseli az alacsony és normál trofitási viszonyok között végrehajtott méréseket. A pirossal jelölt csoport a vegetációs időszakon kívül, a téli vizsgálati periódusban elvégzett méréseket reprezentálja. Ebben az esetben a bekövetkezett nagyobb esőzések hatására megnövekedett nátrium tartalom volt tapasztalható, alacsony a-klorofill tartalom mellett. A zöld színnel jelölt csoport már magasabb trofitási viszonyokat mutat, megnövekedett a-klorofill tartalommal és nátrium koncentrációval. A kutatás során ilyen körülményeket rendszerint a vízvirágzást megelőző periódusban lehetett mérni. A lila színnel jelölt csoport jelöli a hipertróf állapotot (vízvirágzás) a víztestben. Ez az eset rendszerint akkor következett be, ha az átlag Na<sup>+</sup> tartalom meghaladta a 200 mg l<sup>-1</sup>-es értéket. Ilyen körülmények között minden vizsgált tápanyag esetében koncentráció növekedés volt megfigyelhető, de legnagyobb mértékben a Na<sup>+</sup> tartalom emelkedett. Természetes folyamatok során a talajból (szikes talajok) kilúgzással is bekerülhet Na<sup>+</sup> az élő vizekbe. A kutatás során mért megnövekedett Na<sup>+</sup> tartalom egy része antropogén forrásból származhat. A terhelés lehetséges forrásai közé tartozhat az állattenyésztés, az élelmiszeripar és az illegális szennyízbevezetések. A Szilas-patak vízgyűjtő területén, az említett ágazatok jelen vannak. Az állattenyésztésben



és az élelmiszeriparban a megfelelő tisztasági állapot vízzel történő mosással nem érhető el, ezért fertőtlenítő hatású tisztítószer alkalmazása nélkülözhetetlen. A tisztító és fertőtlenítő szerekben használt vegyületek: a nátrium-hipoklorit, a nátrium-hidroxid, kálium-hidroxid és a felületi feszültséget csökkentő tenzidek, mint például a nátrium lauril-szulfát vagy nemionos tenzidek. Ilyen folyékony tisztítószereket alkalmaznak a nyílászárók, a szellőző berendezések, a gépjárművek, a használati eszközök és az épületek külső-belső fertőtlenítésére és tisztítására. A nagyobb esőzések folyamán az így tisztított felületekről (útfelület, épület, berendezések), a nátrium tartalmú vegyületek az élővizekbe kerülhetnek. Korábbi kutatásaim során, a Szilas-patakot érintő illegális szennyvízbevezetéseket vizsgáltam, amelyek nagymértékű terhelést okoztak a vízfolyásban (GRÓSZ, 2012). Ebből kiindulva, a patakba kerülő szennyvíz tartalmazhat nátrium tartalmú vegyületeket, amelyek így többlet terhelésként jelentkeznek a vízi rendszerben.

#### **4.3.2 Hőmérséklet**

A hőmérséklet víztesten belüli alakulása jelentősen befolyásolja a rétegzettség kialakulását, illetve hatással van a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedésére. A sekély tavakban stabil hőrétegzettség nem tud tartósan kialakulni és fennmaradni, a mederkarakterisztika és a változó időjárási körülmények miatt. Közel azonos fizikai, kémiai, biológiai és fényklimatológiai körülmények között, az adatok elemzésének eredményei alapján, a vegetációs időszakban az a-klorofill tartalom maximuma leggyakrabban a 20-27°C hőmérsékleti tartományú rétegekben helyezkedett el. A vízhőmérséklet és a maximum a-klorofill tartalom közötti kapcsolat bemutatására statisztikai elemzési módszereket alkalmaztam. Kétlépcsős klaszterelemzéssel a kutatás alatt gyűjtött adatokat 3 egymástól eltérő csoportba lehetett sorolni (18. ábra). A statisztikai modell minőségi elemzése a 5. mellékletben látható.



18. ábra Klaszterelemzés eredménye a maximum a-klorofill tartalom és a víz hőmérséklet kapcsolatában

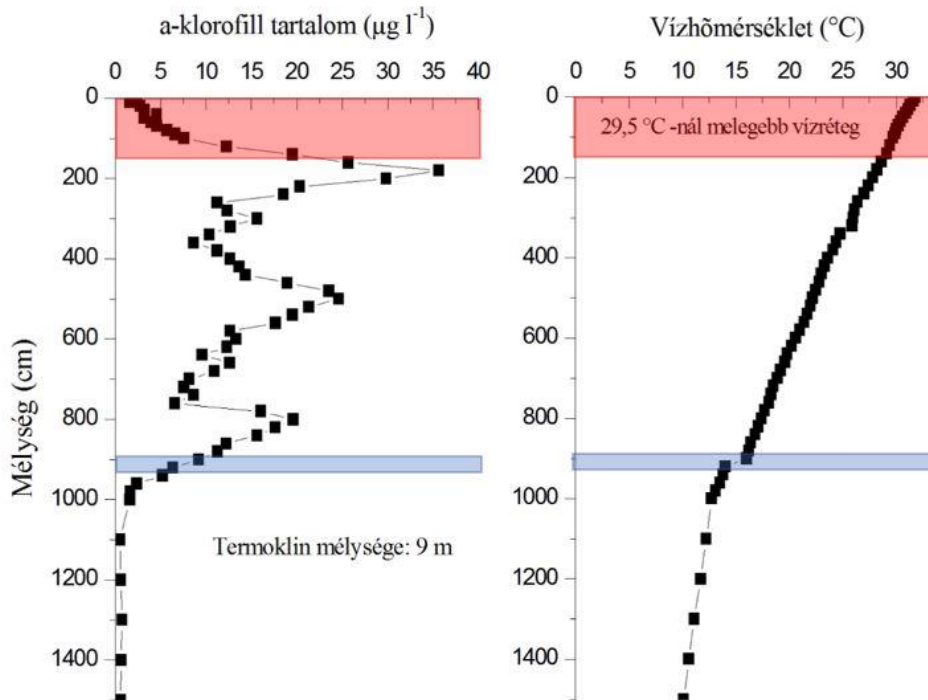
A 18. ábrán piros szín jelöli a vegetációs időszakban előforduló a-klorofill tartalom maximumokat, amik a 20-27°C hőmérsékletű rétegekben helyezkedtek el. Jól elkülönülő egységet képez a lila színnel jelölt csoport, amely magas hőmérsékleti viszonyok között alakult ki. Ez csak egyedi hidrobiológiai körülmények között, vízvirágzás idején következett be. A kék színnel jelölt csoport a téli és őszi mintákat foglalta magába, amikor a víztest alacsonyabb hőmérsékletű volt.

A vizsgálati eredményekből megállítható az is, hogy a nyári időszakban a magas hőmérsékletű felszíni rétegekben az a-klorofill tartalom a minimum értéket vette fel. Ez a fajta vertikális eloszlás normál trofitási körülmények mellett és 29,5°C-nál nem melegebb felszínközeli víz hőmérséklet esetén volt megfigyelhető. A fent említett környezeti feltételek mellett, az alga állomány vertikális eloszlására nagymértékben hatással lehetett a víz dinamikus és kinematikus viszkozitása, ugyanis ezen paraméterek hőmérséklet és sótartalom függők. A viszkozitás hidrobiológiai jelentősége, hogy befolyásolja a vízben való lebegést és mozgást, ugyanis a vízben lebegő élőlények a kisebb viszkozitású (melegebb) környezetben gyorsabban süllyednek, mint a nagyobb viszkozitású (hidegebb) környezetben.

A víz hőmérséklet és az a-klorofill tartalom kapcsolatára a speciális trofitási viszonyok is hatással voltak. A vízvirágzások alkalmával, a magas felszínközeli víz hőmérséklet ellenére az a-klorofill tartalom maximuma a felszínen helyezkedett el.

Ennek a fitoplankton állomány összetételében bekövetkező változás, mint például a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajok tömeges elszaporodása lehet az oka. A magasabb hőmérsékletű felszíni rétegek a cianobaktériumok számára ideális környezeti feltételeket jelentenek (PÉTERFI, 1977).

A kutatás folyamán gyűjtött vízhőmérséklet és a-klorofill adatok elemzése során több alkalommal jól látszott, hogy a vegetációs időszakban a termoklin felett helyezkedett el az a-klorofill tartalom maximuma, viszont a termoklin alatt jelentősen csökkent a fitoplankton állomány sűrűsége (19. ábra). Ezt a jelenséget több tényező is magyarázhatja. A termoklin az esetek többségében egybeesik a sűrűségi váltóréteggel vagyis a pikoklinnel, amely befolyásolja a vízben történő lebegést és mozgást. Az idő előrehaladtával az éves ciklus során az epilimnion mélyül, vagyis a termoklin egyre mélyebben helyezkedik el, amely szintén hatással van az a-klorofill tartalom vertikális megoszlására. Nyugodt időjárási körülmények mellett (szélmentes időszakokban), másodlagos termoklin alakulhat ki. Ez azt a vízréteget jelzi, amit a napi hőingadozás által keltett konvekciós áramlások kevert állapotban tartanak. Ebből kiindulva a másodlagos termoklin, jelentősen módosíthatja a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedését. A vízhőmérséklet és az a-klorofill tartalom vertikális megoszlása a 19. ábrán látható.

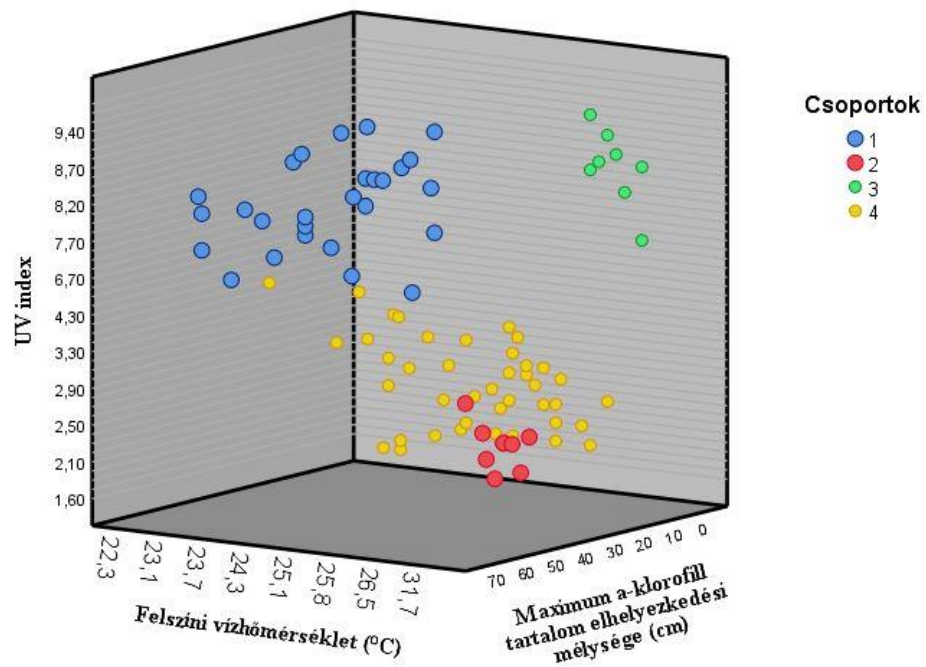


19. ábra Vízhőmérséklet és az a-klorofill tartalom vertikális eloszlása

### 4.3.3 UV sugárzás

A víz felszínét érő UV sugárzás jelentős hatással van a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedésre. A különböző algatörzshez tartozó fajok, eltérő kiegészítő pigmentrendszerrel védekeznek a vízbe jutó erős sugárzás ellen. A kutatás során közel azonos tápanyagtartalmú, hőmérsékletű és fényviszonyú környezeti paraméterek mellett, kétlépcsős klaszteranalízissel 4 eltérő állapotot különítettem el, az UV sugárzás és a maximum a-klorofill tartalom összefüggésében. A statisztikai elemzés folyamán az UV sugárzás, a vízhőmérséklet és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedésének egymásra gyakorolt hatását és kapcsolatát vizsgáltam. Az elemzés eredménye 20. ábrán, a modell minőségi elemzése pedig a 5. mellékletben látható.

**Az UV sugárzás, a felszíni vízhőmérséklet és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata**



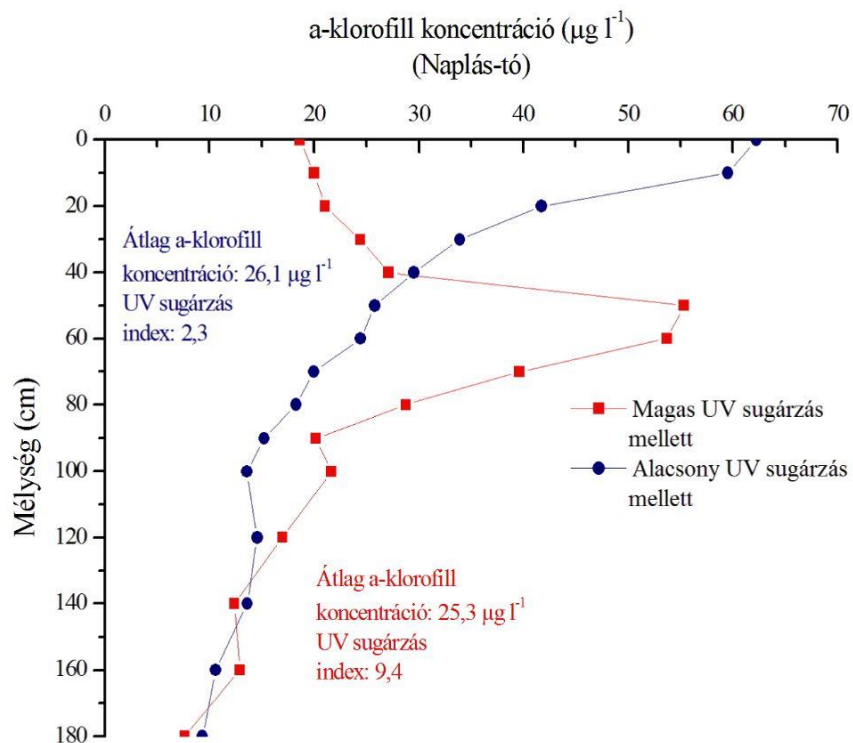
20. ábra Klaszterelemzés eredménye a maximum a-klorofill tartalom, az UV sugárzás és a felszíni vízhőmérséklet kapcsolatában (eutrotróf víztest esetében)

Magas trofitású sekély víztestben a következőképpen alakultak az eltérő állapotok:

- Az első esetben alacsony UV sugárzás mellett (UV sugárzás index: 0-3), az a-klorofill tartalom maximuma a felszínközeli (0-30 cm) vízrétegekben helyezkedett el. Ezt a csoportot sárga színnel jelöltem az ábrán.
- A második esetben magas UV sugárzás mellett (UV sugárzás index: 7 felett), az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb (50 cm-nél mélyebb) vízrétegekben helyezkedett el. A kék színnel jelölt csoport képviseli ezt az esetet az ábrán.
- A harmadik esetben, a víz hőmérséklet is hatást gyakorolt a fitoplankton állomány elhelyezkedésére. Ugyanis ebben az esetben alacsony UV sugárzás (UV sugárzás index: 0-3) ellenére, az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben (50 cm-nél mélyebb) maradt. Ezen esetekben, a felszínközeli (0-20 cm) vízrétegek hőmérséklete meghaladta a már említett 29,5°C-ot. Így tehát a magas felszínközeli víz hőmérsékletből fakadóan, az algaállomány jelentős része a mélyebb rétegekben maradt. Az ábrán ez a csoport piros színű jelöléssel látható.
- A negyedik eset, különleges hidrobiológia körülmények mellett vízvirágzás idején volt megfigyelhető. Ilyen körülmények között magas felszíni víz hőmérséklet ellenére, az a-klorofill tartalom maximuma a vízfelszínen helyezkedett el. Az ábrán ezt a csoportot zöld színnel jelöltem.

Az UV sugárzás és az a-klorofill tartalom vertikális eloszlásának kapcsolatát, a 21. ábra szemlélteti.

Az alacsony trofitású, mély oligotróf Vég-tóban csak három eset volt megfigyelhető. Itt ugyanis nem következett be vízvirágzás a kutatás ideje alatt a tápanyaglimitált körülmények miatt, így a negyedik eset nem volt kimutatható a mérések során.



21. ábra Fitoplankton állomány vertikális eloszlása különböző UV sugárzás mellett (Naplás-tó, N1 mintavételi pont, 2017.07.10.)

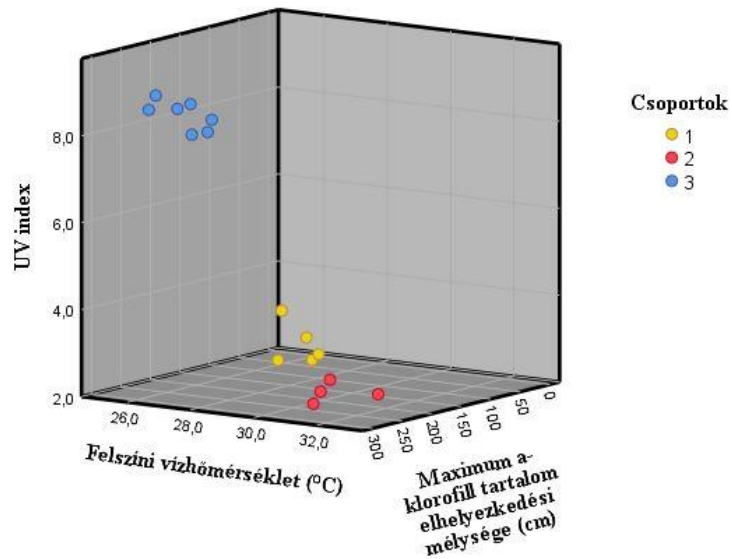
Az említett három alapeset a sekély tavakban mértékhez hasonlóan alakult azzal a különbséggel, hogy mélységi viszonyok tágabb határok között változtak, valamint több a-klorofill koncentráció csúcs is jelentkezett a vízoszlopban. A különböző mélységekben mért a-klorofill koncentráció csúcsokat a különböző fitoplankton fajok, míg a tágabb mélységintervallumokat pedig az eltérő mederkarakterisztika és az alacsony lebegőanyagtartalom okozta.

Ugyanis a vizek oldott szerves anyag tartalma (ha csak néhány mg l<sup>-1</sup>), hatékony védelmet jelent az UV sugárzással szemben, valamint a nagy vezetőképességgel (szárazföldi sós) rendelkező vizek az UV sugárzást jobban átengedik, mint a kis vezetőképességű vizek ugyanolyan DOC tartalom mellett (ARTS et al., 2000; PADISÁK, 2005). A kétlépcsős klaszteranalízis segítségével elkülönített három csoport a 22. ábrán, a statisztikai modell minőségi elemzése pedig a 5. mellékletben látható.

Az elemzés alapján a megoszlás a következőképpen alakult:

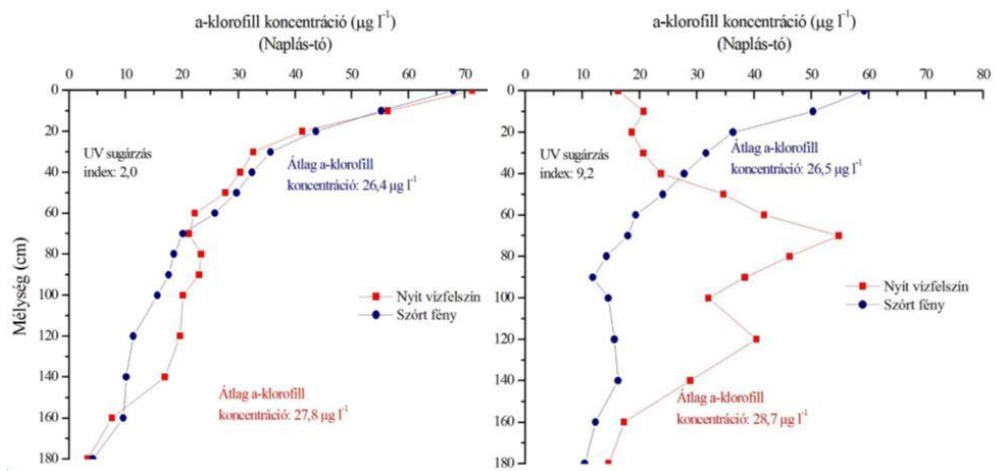
- Alacsony UV sugárzás mellett (UV sugárzás index: 0-2,5), az a-klorofill tartalom maximuma a felszínközeli (0-200 cm) vízrétegekben helyezkedett el. A csoportot sárga színnel jelöltem az ábrán.
- Magas UV sugárzás mellett (UV sugárzás index: 8 felett), az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb (200 cm-nél mélyebb) vízrétegekben helyezkedett el. A kék színnel jelölt csoport képviseli ezt az esetet az ábrán.
- Magas felszínközeli vízhőmérséklet és alacsony UV sugárzás mellett, az a-klorofill tartalom maximuma 100-300 centiméteres vízmélységben helyezkedett el. Az ábrán ez a csoport piros színnel látható.

**Az UV sugárzás, a felszíni vízhőmérséklet és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata**



22. ábra Klaszterelemzés eredménye a maximum a-klorofill tartalom, az UV sugárzás és a felszíni vízhőmérséklet kapcsolatában (oligotróf víztest esetében)

Az UV sugárzás hatásának vizsgálatára méréseket végeztem azonos időben, eltérő mintavételi pontokon. Az a-klorofill tartalom vertikális alakulását vizsgáltam nyílt vízfelületen magas UV sugárzás (UV sugárzás index: 8 felett) mellett, illetve olyan ponton, ahol a vízfelszín csak szórt fény érte. Ebben az esetben is azt a tendenciát tapasztaltam mind az eutrotrof mind az oligotrof víztest esetében, hogy nyílt vízfelszínen magas UV sugárzás mellett, az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben helyezkedett el, míg azon a ponton, ahol a vízfelszín csak szórt fény érte, az a-klorofill tartalom maximuma a vízfelszín közelében összpontosult. A bemutatott két állapot a 23. ábrán látható.



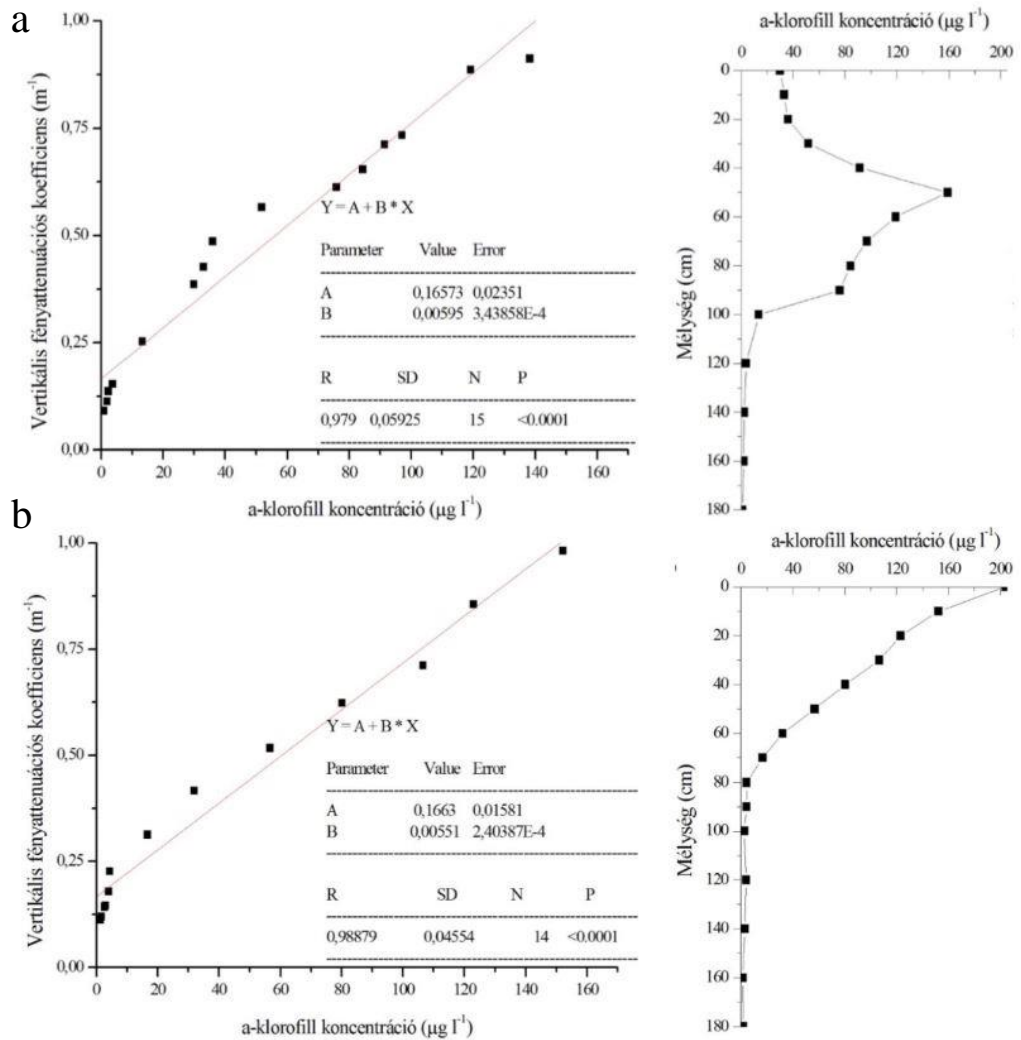
23. ábra Az a-klorofill tartalom vertikális eloszlása nyílt vízfelületen, valamint szórt fénynél (Naplás-tó)

#### 4.3.4 Rendelkezésre álló fény

Vizgáltam a vízalatti fényklíma hullámhossz szerinti alakulását a mélység függvényében, illetve ennek hatását a fitoplankton állomány zonációjára. A rendelkezésre álló fény nagymértékben befolyásolja az algák vertikális elhelyezkedését. Hasznosítás szempontjából a fotoszintetizáló élőlények számára, a kék és a vörös hullámhossz tartomány a legjelentősebb. A fény vízoszlopon belüli hullámhossz szerinti alakulására, hatással vannak a víz fizikai, kémiai és biológiai jellemzői. A különböző fitoplankton törzsbe tartozó csoportok, eltérő járulékos pigmentekkel igyekeznek hasznosítani az adott mélységben rendelkezésre álló fényt, így abszorpciós tulajdonságaik különbözők.

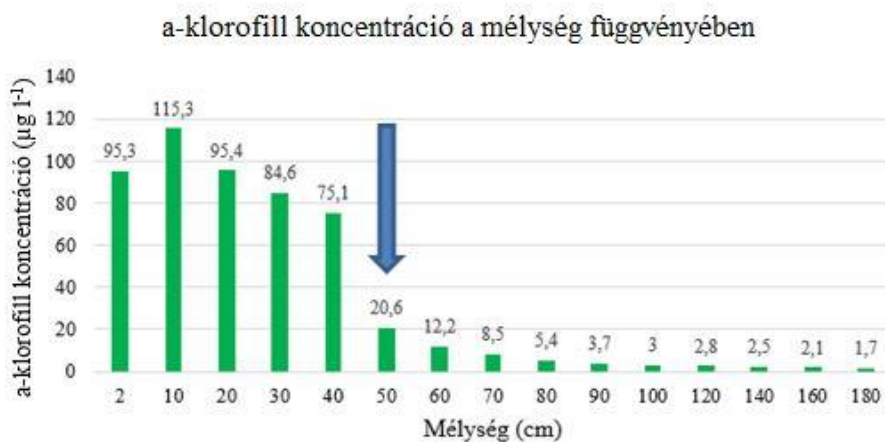
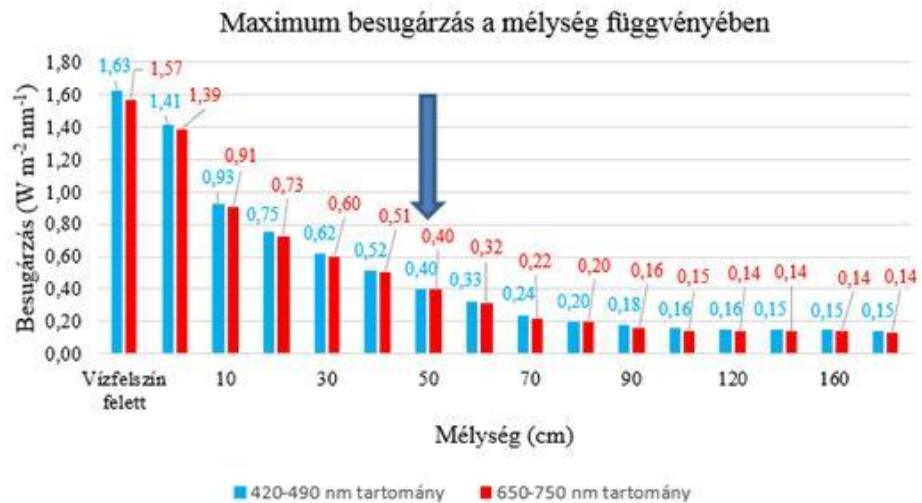
Ahogy azt 4.2-es fejezetben említettem, mérési eredményeim alapján a lebegőanyagtartalom nagy részét, a planktonikus élőlények adták a mintavételi területeken. Ebből a tényből kiindulva megvizsgáltam a vertikális fényattenuációs koefficiens és az a-klorofill tartalom kapcsolatát, két eltérő profilú vertikális a-klorofill tartalom mellett. Az első eset amikor az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közelében helyezkedett el, a második eset, az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben helyezkedett el. Az elemzés során, a két vizsgált komponens között erős kapcsolat mutatkozott, amely 24. ábra a és b részén látható. A vertikális fényattenuációs koefficiens megmutatja, hogy a közeget érő fény miként gyengül a víztestben megtett útja során. Oligotróf víztestek esetében a vertikális attenuációs koefficiens ( $k$  érték) alacsony, míg az eutrotróf állóvizek esetében pedig magas. A kutatás folyamán a Naplás-tó esetében az átlag  $k$  érték  $9,78 \text{ m}^{-1}$ , a Vég-tónál pedig  $0,29 \text{ m}^{-1}$  volt.





24. ábra Vertikális fényattenuációs együttható és az a-klorofill tartalom kapcsolata (A: a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben; B: a-klorofill tartalom maximuma a felszín közelében)

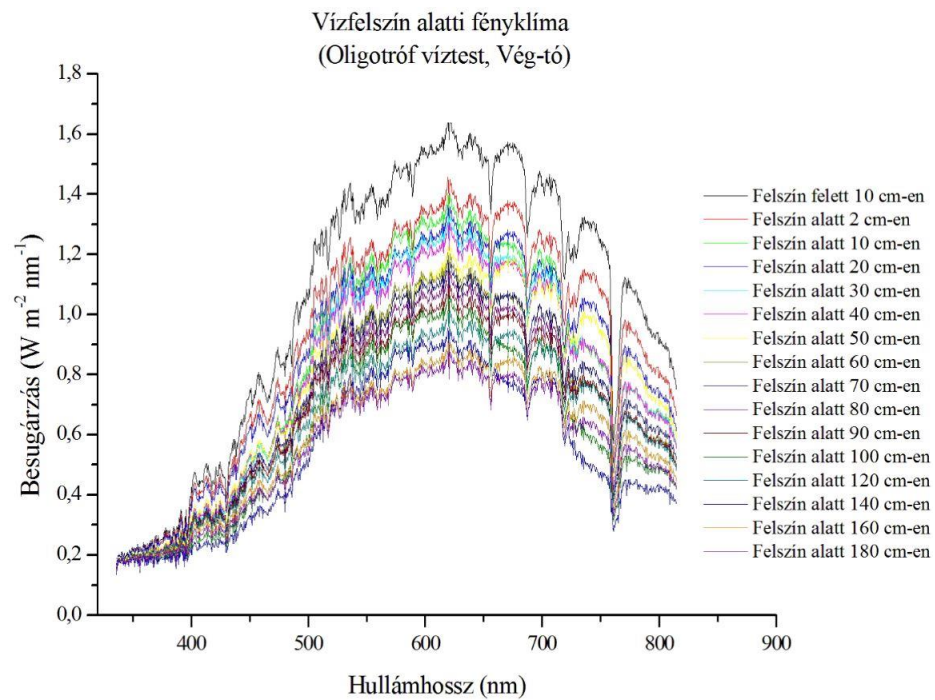
A statisztikai elemzések eredményei alapján az a-klorofill tartalom szignifikánsan csökkent abban a mélységben, ahol a spektrométerrel mért maximum besugárzás  $0,4 W m^{-2} nm^{-1}$  alá csökkent, a kék (420 – 490 nm) és a vörös (650 – 750 nm) hullámhossz tartományban. Ebben az esetben a fitoplankton állomány jelentős részének már nem volt elegendő hasznosítható hullámhosszú fény. Az, hogy a besugárzás az előbbieken említett értéket mely mélységben veszi fel, nagy mértékben függ a vizek szerves és szervetlen lebegőanyag tartalmától, valamint a mederkarakterisztikától. Az a-klorofill koncentráció csökkenés leginkább a vegetációs periódus azon időszakaiban volt a legjelentősebb, amikor a víztestben magas trofitási szint volt jellemző. A méréshez kapcsolódó eredmények a 25. ábrán láthatók.



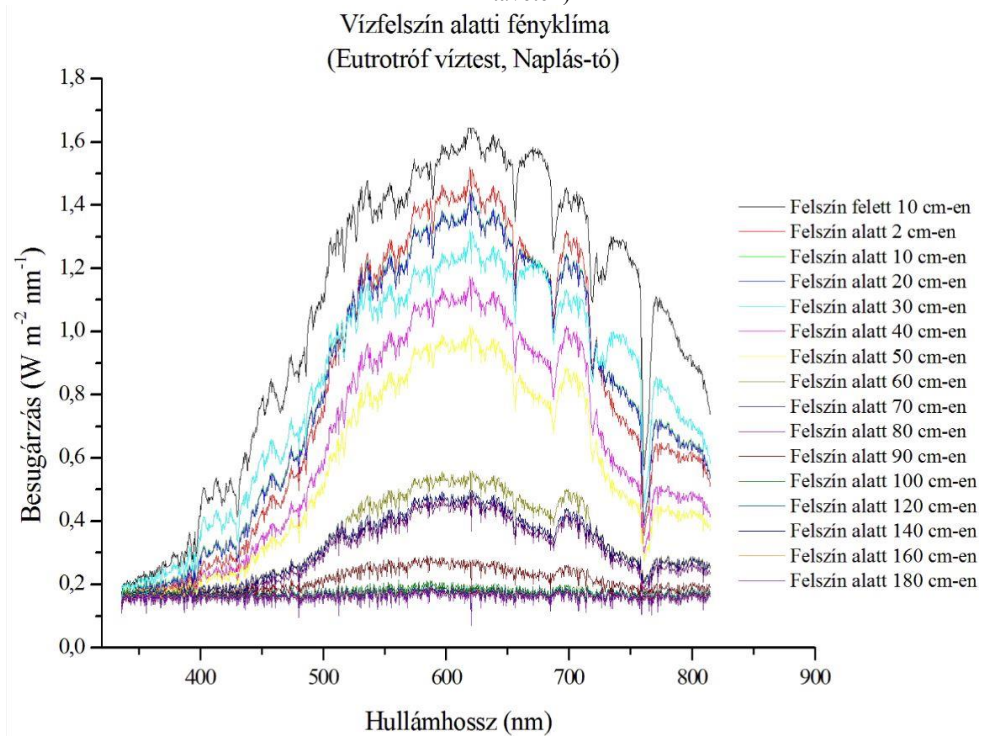
25. ábra Besugárzás és az a-klorofill tartalom alakulása a mélység függvényében (Naplás-tó; N1 mintavételi pont)

A fényklimatikus viszonyok máshogy alakultak az oligotróf víztestben, mint az eutrotróf állóvízben. Alacsony trofitási viszonyok mellett, a mélyebb vízrétegekbe is jutott elegendő fény, míg eutrotróf viszonyok mellett sok esetben már a felszín közeli vízrétegekben is alig volt mérhető intenzitású fény. Alacsony trofitási szint mellett, 180 cm-es mélységben is  $0,87 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$  maximális fényenergiát lehetett mérni 600-650 nm-es tartományban. Ezzel szemben magas trofitási szint mellett, már 100 cm-es mélységben is csak  $0,21 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$  értéket mértem ebben a tartományban. Abban az esetben, ha víztestben vízvirágzás következett be, tehát a felszínen mérhető a-klorofill koncentráció meghaladta  $500 \mu\text{g l}^{-1}$  értéket, a fényklimatikus viszonyok jelentősen megváltoztak. Ekkor már 2 cm-es vízmélységben is, csak  $0,34 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$  -es értéket mértem. Ez az alacsony besugárzási érték a fitoplankton állomány önárnyékolásának volt köszönhető.

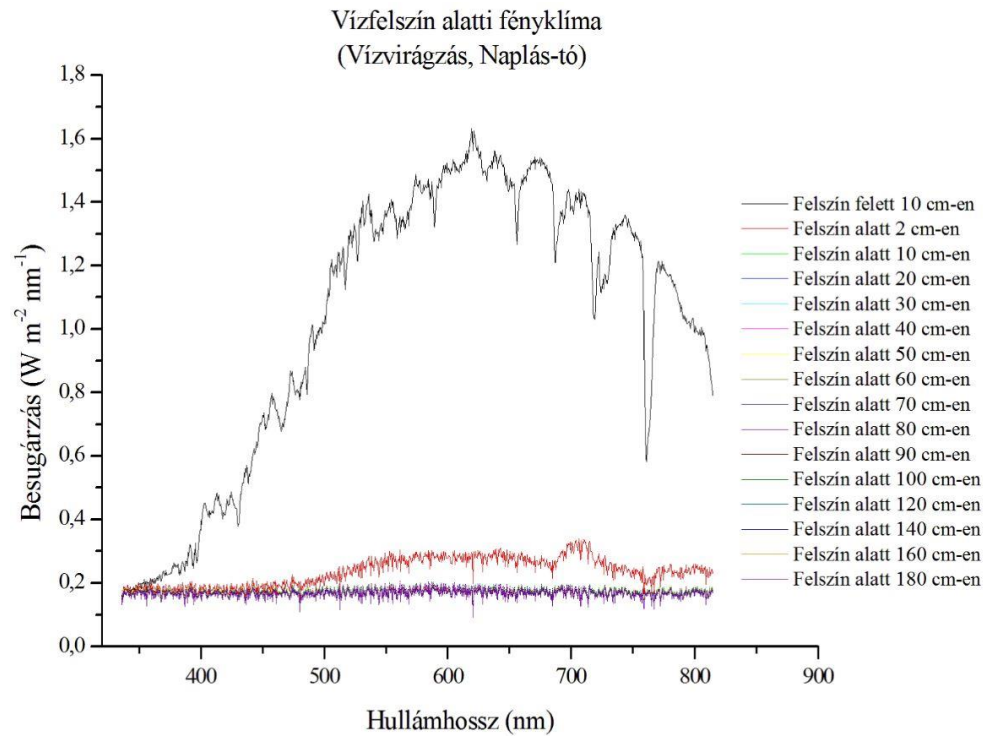
Az eltérő trofitási kategóriába tartozó víztestek fényklimatikus viszonyai a 26., 27. és 28. ábrán láthatóak.



26. ábra Fényklimatikus viszonyok alakulása a mélység függvényében oligotróf víztestben (Vég-tó; VI mintavételi)



27. ábra Fényklimatikus viszonyok alakulása a mélység függvényében eutrotróf víztestben (Naplás-tó; NI mintavételi)



28. ábra Fényklimatikus viszonyok alakulása a mélység függvényében vízvirágzáskor (Naplás-tó; N1 mintavételi)

A vizsgálatok eredményei alapján, a vízbe jutó fény energiája a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélysége után nagymértékben csökkent. A maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységében és az ezt megelőző ponton mért maximum fényenergia különbségének a mértéke, egyenes arányos volt az a-klorofill koncentráció növekedésével. Tehát minél magasabb volt az a-klorofill tartalom, annál nagyobb volt a két pont között mért maximum fényenergiák különbsége. Statisztikai vizsgálatok elemzése alapján, eutrotróf víztestben  $150 \mu\text{g l}^{-1}$ -es maximum a-klorofill tartalom esetén, a vertikális attenuációs koefficiens  $0,86 \text{ m}^{-1}$  körül volt. Abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  körül mozgott, akkor a vertikális attenuációs koefficiens  $0,62 \text{ m}^{-1}$  körüli értéket vett fel. Az  $50 \mu\text{g l}^{-1}$ -es maximum a-klorofill tartalom mellett, a vertikális fényattenuációs koefficiens pedig  $0,43 \text{ m}^{-1}$  körül mozgott.

#### 4.4 Felszín felett meghatározott reflektancia

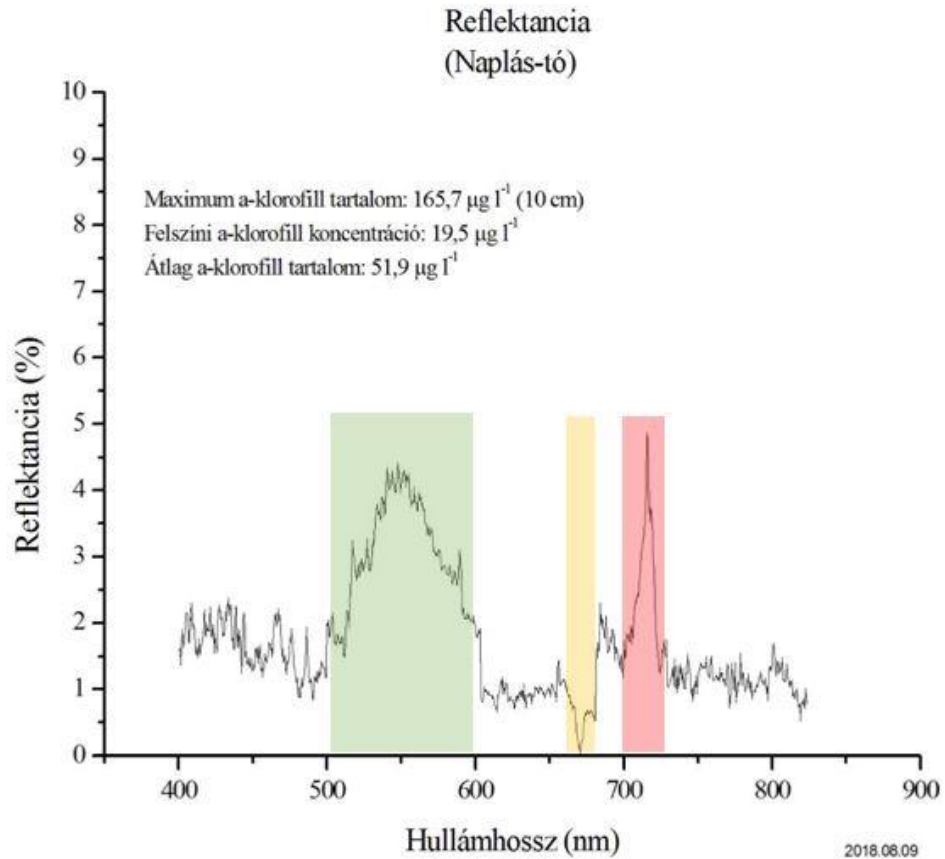
Korábbi hazai és nemzetközi kutatások rámutattak arra, hogy az a-klorofill tartalom változásával a felszín felett meghatározott spektrális reflektancia nagysága, azaz a látható optikai tulajdonság (apparent optical property, AOP) is változik (DEKKER és PETERS, 1993; SVÁB, 2008; BUDHIMAN et al., 2012). Kutatásom hangsúlyos vizsgálati pontja

volt, hogy az a-klorofill tartalom vertikális megoszlása milyen hatást gyakorol a felszín felett meghatározott reflektanciára. A spektrométer 90°-os, a vízfelszínre merőlegesen irányított elrendezésével vizsgáltam a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének hatását a reflektanciára. A kiértékelés céljából az esetek összehasonlíthatósága érdekében, a mintavételi periódus alatt kiválogattam azokat a mérési alkalmakat, amikor a mért meteorológiai, kémiai, biológiai és fizikai paraméterek közel azonosak voltak. A kapott reflektancia görbék elemzésére olyan nevezetes hullámhossztartományokat, illetve pontokat választottam, amelyek kapcsolódnak a fotoszintetikus pigmentek és a lebegőanyagok fényvisszaverési és abszorpciós tulajdonságaihoz.

A mérések során kapott reflektancia görbéken a jobb vizuális megjelenítés céljából, a hangsúlyosabb tartományokat különböző színekkel jelöltem. Az elemzésre használt nevezetes tartományok és pontok nem minden alkalmammal jelentek meg az alapesetekben. Az elemzés alapján a következő hullámhosszak bizonyultak kiemelt jelentőségűnek (29-32. ábrák).

- 500-600 nm közötti tartomány (jelölés színe: zöld): Növekvő reflektancia értékek, a fotoszintetikus pigmentek csökkenő fényelnyelése és a lebegőanyagokról való fényvisszaverődés miatt (CAMPBELL, 2006).
- 565 nm körüli tartomány (jelölés színe: kék): fotoszintézisben résztvevő pigmentek közül a fikoeritrin elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (SVÁB, 2008).
- 630 nm körüli tartomány (jelölés színe: lila): Fotoszintézisben résztvevő pigmentek közül a fikocianin elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (SVÁB, 2008).
- 650 nm körüli tartomány (jelölés színe: barna): Megjelenő helyi maximum érték, amely a lebegőanyagok fényvisszaverési tulajdonságaihoz kapcsolható (DEKKER et al. 1992).
- 670 nm körüli tartomány (jelölés színe: sárga): Az a-klorofill elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (DEKKER et al. 1992).
- 685-730 nm közötti tartomány (jelölés színe: vörös): Megjelenő helyi maximum érték, amely fitoplankton állomány sajátos fényemissziós jelenségéhez kapcsolódik (CAMPBELL, 2006).

Négy eltérő esetet lehetett megkülönböztetni a magas trofitási kategóriába tartozó víztest esetében. Az első alapesetben az a-klorofill tartalom maximuma a 0-20 cm-es felszín közeli vízrétegben helyezkedett el. A secchi átlátszóság 25 cm volt. Ebben az esetben mért reflektancia görbe a 29. ábrán látható.



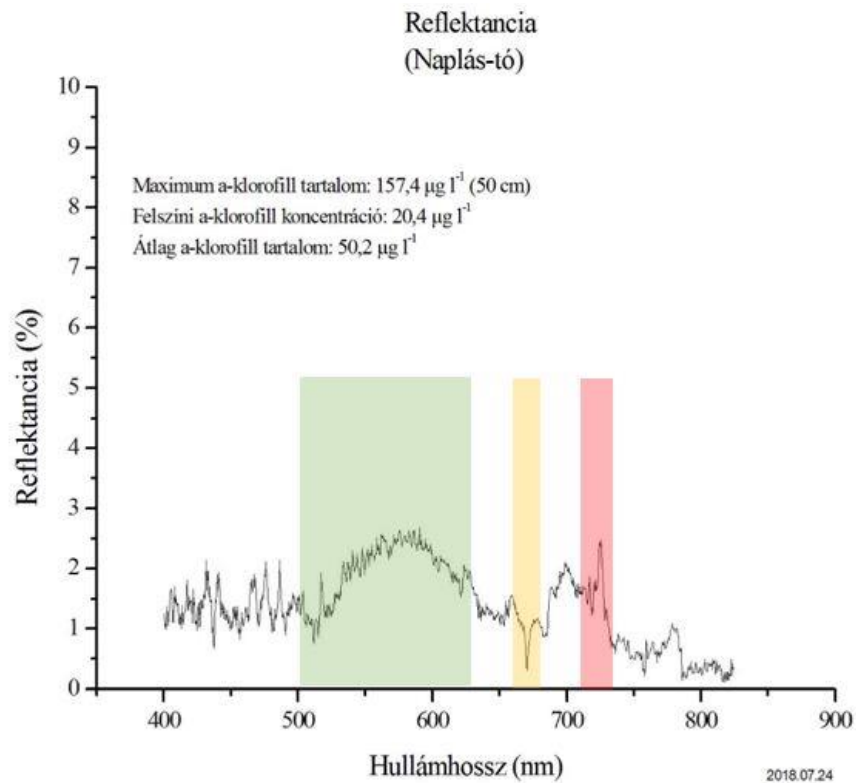
29. ábra Reflektancia görbe lefutása abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma a 0-20 cm-es felszín közeli vízrétegben helyezkedett el

Az első alapesetben a mérés során kapott eredmények hasonló tendenciát mutattak, mint GITELSON et al. (1993) vizsgálatai. Megállapítható, hogy 500 nm alatti hullámhossz tartományban alacsony fényvisszaverési értékeket lehetett detektálni, a fitoplankton állomány és az oldott szerves anyagok fényelnyelése miatt. A reflektancia növekvő tendenciát mutatott az 540-560 nm között megjelenő lokális csúcsértékig. Ennek oka, a fotoszintetizáló pigmentek csökkenő elnyelése és a lebegőanyagok fényvisszaverése volt. Ezt követően a reflektancia csökkent, és egy helyi minimum értéket mértem. A 669-670 nm között megjelenő minimum érték az a-klorofillhoz kapcsolódó elnyeléshez köthető. Tovább haladva a reflektancia erősödött a 714-716 nm között jelentkező maximumig. Ez a csúcsérték a fitoplankton állomány sajátos fényemissziós

jelenségeihez köthető (GITELSON et al., 1993). Ebben a tartományban detektálható a távérzékelésben vörös élnek (red edge) nevezett jelenség, amely során erőteljes reflektancia növekedés mérhető a megjelenő maximum értékig.

Az érzékelési tartomány végén, 730 nm-től ismét alacsony reflektancia értékeket mértem, ami a víz erősödő elnyelésének következménye.

A második alapesetben az a-klorofill tartalom maximuma az 50 cm-nél mélyebb vízrétegekben helyezkedett el (30. ábra). Ebben az esetben a secchi átlátszóság 50 cm volt. Ezen körülmények között a reflektancia görbe lefutása a jellegzetes pontokban az első alapesettől eltérő volt.

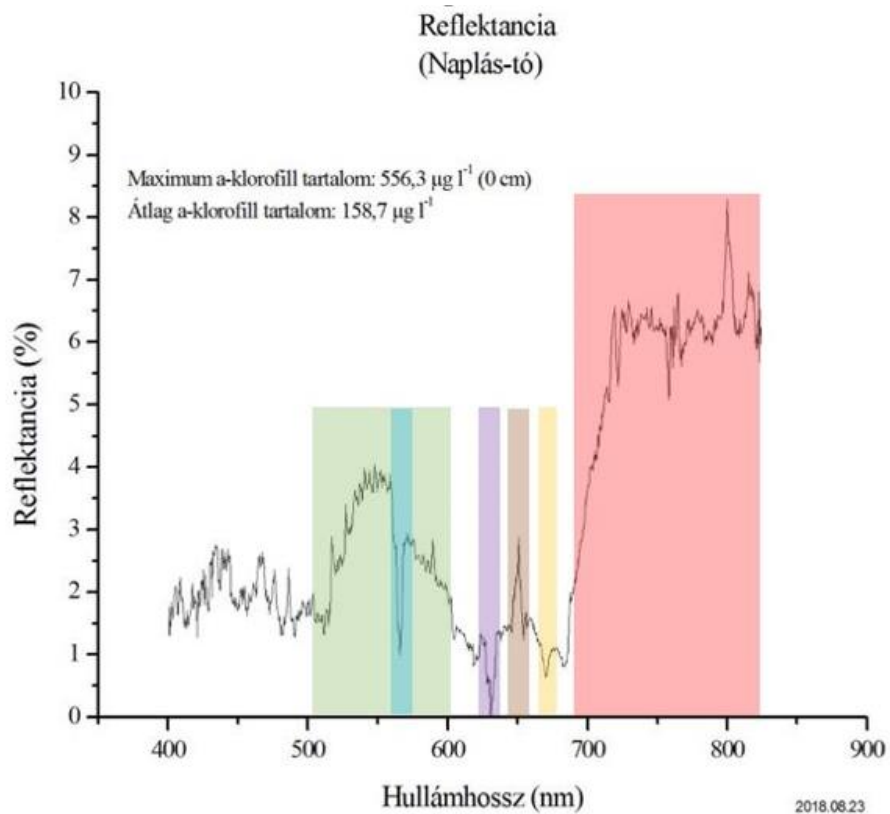


30. ábra Reflektancia görbe lefutása abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma a 50 cm-nél mélyebb vízrétegekben helyezkedett el

A második alapesetben az első alapesethez hasonlóan, a 515 nm alatti hullámhossztartományban alacsony fényvisszaverési értékeket lehetett detektálni. Tovább haladva ismét növekvő fényvisszaverést mértem, de az első alapesettől eltérően alacsonyabb reflektancia értékek mutatkoztak. A meghatározott értékeket tekintve, egy elnyúló görbe (500-630 nm között) jellemezte ezt a hullámhossztartományt. A maximumokban eltolódás volt megfigyelhető a hosszabb hullámhosszak felé, ugyanis a csúcserőértékek 575-585 nm között mutatkoztak.

Ezt követően a helyi minimum érték következett, az első alapesethez hasonlóan 670-671 nm között. Az ennél hosszabb hullámhosszakon az első esethez képest alacsonyabb reflektancia értékek jelentkeztek, valamint eltolódás mutatkozott a hosszabb hullámhosszak felé. Ebből kifolyólag a csúcsérték 724-725 nm között volt detektálható. Az érzékelési tartomány vége felé 735 nm-től alacsony fényvisszaverési értékeket mértem.

A harmadik esetet vízvirágzás idején detektáltam, amely a 31. ábrán látható. Ebben az esetben a fitoplankton állomány nagy mennyiségben összeállt, lebegő csoportokban jelent meg a víz felszínén. A secchi átlátszóság 5 cm volt. Vízirágzás során a normál körülményekhez képest, jóval magasabb ( $500 \mu\text{g l}^{-1}$ -nél magasabb) felszíni a-klorofill koncentrációk voltak jellemzőek.

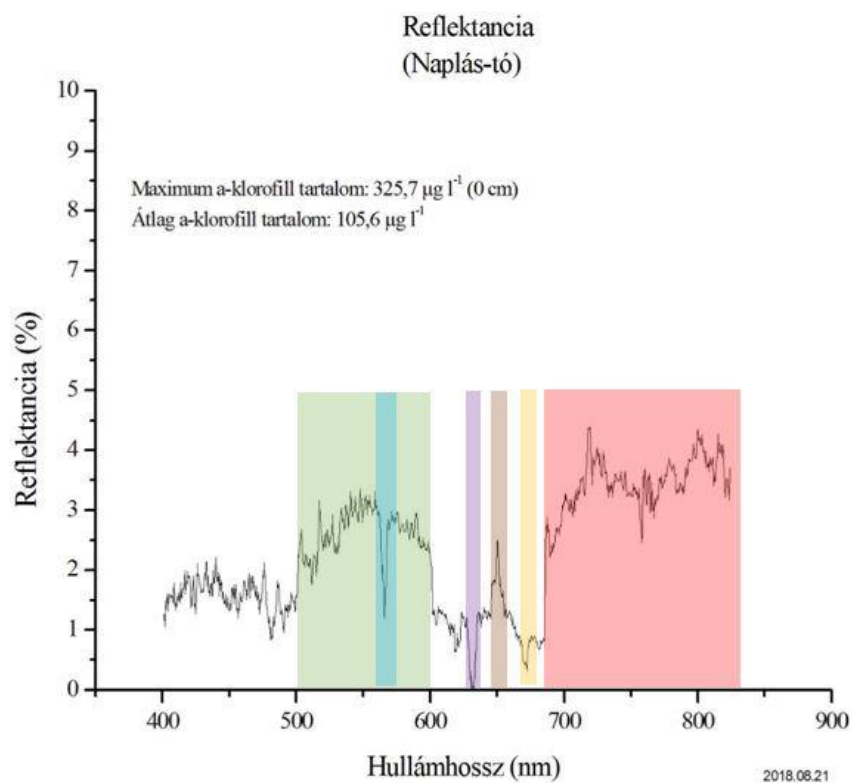


31. ábra Reflektancia görbe lefutása teljes vízvirágzás idején



Vízvirágzáskor hasonlóan az előzőekben tárgyalt alapesetekhez, az 500 nm alatti tartományban alacsony fényvisszaverési értékek voltak jellemzőek, ezt követően pedig növekvő reflektanciát mértem, 540-547 nm között megjelenő csúcsértékekkel. A minimum értékek tekintetében változás mutatkozott az előzőekben tárgyalt alapesetekhez képest, ugyanis a 670 nm-en megjelenő helyi minimumérték mellett, másik két helyi minimumérték is detektálható volt. Az első helyi minimum érték 563-568 nm között jelentkezett, 565 nm-en. Ez a minimumérték a kiegészítő fotoszintetikus pigmentek közül a fikoeitrinek elnyeléséhez kapcsolódik. Ilyen pigmentekkel rendelkeznek például a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajok. A második helyi minimumérték 630 nm körül volt mérhető, amely a fikocianinok elnyelési tulajdonságaival kapcsolható össze (SVÁB, 2008). A fikocianinok is megtalálhatók a cianobaktériumok pigmentkészletében. Folytatva a görbe elemzését, 650 nm körül egy helyi maximum értéket lehetett mérni. Ez a maximum érték, a víz lebegőanyag tartalmának fényvisszaverési tulajdonságaihoz kapcsolható. Ezt követően a harmadik 670 nm-en mérhető helyi minimum érték detektálható volt (vörös elnyelés), ugyanakkor nagyobb volt az alapesetekhez viszonyítva. Vízvirágzás esetén 685 nm-től erőteljes reflektancia növekedés (vörös él) volt jellemző 720 nm-ig. Eltérően az alapesetektől, ezt követően az érzékelési tartomány végéig magas fényvisszaverési értékeket mértem. Az érzékelési tartomány végén, 800 nm körül lehetett mérni a maximum fényvisszaverési értéket. A 685 nm-től meghatározott magasabb reflektancia értékek, a vízfelszínen tömegesen megjelenő fitoplankton állomány következménye. A nagy felszíni biomasszatömeg miatt a detektált reflektancia görbe a szárazföldi növényzet görbéihez hasonlít, még ha az infravörös reflektancia jóval alacsonyabb is, mint a szárazföldi növények esetében. Ez az alगतömeget borító vékony vízréteg, az infravörös elnyelésének a következménye.

A negyedik alapeset is magas trofitási viszonyokhoz kapcsolódik (32. ábra). Ebben az esetben az egész vízoszlopban jelentősen megnőtt a fitoplankton állomány, és planktonszíneződés következett be. A secchi átlátszóság 10 cm volt. A reflektancia görbe lefutása hasonlóképpen alakul, mint a teljes vízvirágzás esetében.



32. ábra Reflektancia görbe lefutás planktonszíneződés során (vízvirágzást megelőző időszakban)

Az 500 nm alatti tartományban alacsony reflektancia értékeket detektáltam. Ez követően 500 nm felett reflektancia növekedés volt tapasztalható, kissé elnyúló görbejelleggel és 540-550 nm között megjelenő maximum értékekkel. Detektálni lehetett az 565 nm-en, a 630 nm-en és a 670 nm-en megjelenő három helyi minimum értéket, amelyek az a-klorofill és a kiegészítő pigmentek abszorpciójához kapcsolódnak. Ebben az esetben is mérni lehetett a 650 nm körül megjelenő helyi maximum értéket. A nagyobb hullámhossztartományok felé haladva, 685 nm-től a reflektancia értékek növekedtek és az érzékelt tartomány további részében is a magasabb értékek jelentkeztek. A csúcserőértéket 720 nm-en regisztráltam. A reflektancia értékek nagysága az előzőekben említett tartományban kisebb, a vízvirágzás során mérhető értékeknél. A teljes vízvirágzás bekövetkezését megelőző egy-két napban, ha a felszínen mérhető a-klorofill koncentráció meghaladja a  $300 \mu\text{g l}^{-1}$  körüli értéket, már detektálhatóvá válik a 685 nm-től meghatározható erőteljes reflektancia növekedés, amely a magasabb hullámhossz tartományokban is megmarad. A teljes vízvirágzás esetéhez hasonlóan ebben az esetben is egy helyi maximumértéket lehetett detektálni 800 nm körül.

Áttekintve az eddigi eredményeket, a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedésének a reflektanciára gyakorolt hatását vizsgálva, négy alapesetet különítettem el. A különbségek leginkább a görbe jellegében, valamint a helyi minimum és maximum értékek eltolódásában mutatkoztak. Az eltérések összefoglalása a 10. táblázatban látható. Az első vizsgálati tartományban 500-600 nm között emelkedő reflektancia értékek különböző görbejelleggel, valamint eltolódó helyi maximum értékek voltak megfigyelhetők egyes esetekben. Amikor az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb vízrétegekben helyezkedett el, egy nyújtott ellaposodó görbe volt detektálható eltérően a többi esettől, amikor meredeken emelkedő kicsúcsosodó görbe volt a jellemző. A kicsúcsosodó görbejelleg, a felszínen vagy a felszín közeli rétegekben elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalomra vezethető vissza. Az 565 és 630 nm-en megjelenő helyi minimum értékek, valamint a 650 nm-en megjelenő helyi maximumérték, csak a teljes vízvirágzás és a vízvirágzást megelőző időszak során volt érzékelhető. Az értékek megjelenésében eltolódás nem volt tapasztalható. A megjelenő minimum értékek *Cyanobacteria* törzshez tartozó fajok kiegészítő pigmentjeik (fikoeritrin, fikocianin) elnyeléséhez köthetők, a maximum érték pedig a lebegőanyagtartalomhoz kapcsolható. Tovább haladva a 670 nm körül megjelenő minimum érték mind a négy esetben mérhető volt, és eltolódás nem volt tapasztalható. A magasabb hullámhossztartományban jelentős eltérések mutatkoztak a különböző esetek között. A maximum a-klorofill tartalom felszínközeli elhelyezkedése esetén, 715 nm-en lehetett mérni a csúcserőértéket, egy meredeken emelkedő kicsúcsosodó görbe jellegében. Ettől eltérően a mélyen elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalom esetében, a csúcserőérték 724 nm-en jelentkezett, szignifikánsan alacsonyabb reflektancia értékekkel. Ez az eltolódás és a reflektancia csökkenés, a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységében bekövetkező változásra vezethető vissza. Előző esetektől eltérően, a vízvirágzás idején 685 nm-től meredek reflektancia növekedést lehetett detektálni, az érzékelés tartomány végéig fennmaradó magas fényvisszaveréssel és 800 nm-en megjelenő csúcserőértékkel.

A 685 nm után detektálható magas reflektancia értékek, a víz felszínén teljesen elszaporodó fitoplankton állomány fényvisszaverési tulajdonságainak köszönhető. Vízvirágzást megelőző időszakban a reflektancia görbe lefutás hasonló, a vízvirágzás idején rögzített értékekhez. A különbség a mért értékek nagyságában, illetve a csúcserőérték megjelenésében mutatkozik. A meghatározott értékek ebben az esetben szignifikánsan

alacsonyabbak voltak, mint a vízvirágzás idején, valamint a csúcserték is 800 nm helyett 720 nm-en jelentkezett. Ennek az oka lehet, hogy ugyan a maximum a-klorofill tartalom a vízfelszínen helyezkedett el, de a fitoplankton állomány még nem alkotott egybefüggő felszínborítást, hanem csak foltokban jelentkezett a vízfelszínen. A kutatás folyamán gyűjtött adatok alapján a különböző mélységekben elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalom hatással volt a felszín felett meghatározott reflektanciára, ugyanis a fentebb bemutatásra kerülő esetek szignifikánsan különböztek egymástól a vizsgált hullámhossztartományokban. Elemeztem azokat az eseteket, mikor az a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegekben helyezkedett el, és azokat, amikor a mélyebb rétegekbe húzódott vissza. A mérési eredmények statisztikai elemzése alapján, 30 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett detektálni a fitoplankton állomány szempontjából nevezetes hullámhossz tartományokban, abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben helyezkedett el. Értékelve a vízvirágzás és a planktonszíneződés során kapott reflektancia meghatározási eredményeket, planktonszíneződés esetében 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett detektálni, mint vízvirágzás idején.

10. táblázat Reflektancia értékek alakulása a kiválasztott vizsgálati tartományokban a négy alapeset szempontjából

Vizsgálati tartomány	Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedése			
	A felszín közeli rétegben (0-20 cm)	A mélyebb rétegben (50 cm-nél mélyebb)	Vízvirágzás (vízfelszínen)	Planktonszíneződés (vízfelszínen)
<b>500-600 nm közötti tartomány</b>	500-600 nm között meredeken emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 550 nm-en megjelenő helyi maximum érték	500-630 nm között mérsékelten emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, elnyúló görbejelleg, 580 nm megjelenő helyi maximum érték	500-600 között meredeken emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 545 nm-en megjelenő helyi maximum érték	500-600 között meredeken emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kissé nyújtott görbejelleg, 545 nm-en megjelenő helyi maximum érték
<b>565 nm körüli tartomány</b>	nem detektálható	nem detektálható	565 nm-en megjelenő helyi minimum érték	565 nm-en megjelenő helyi minimum érték
<b>630 nm körüli tartomány</b>	nem detektálható	nem detektálható	630 nm-en megjelenő helyi minimum érték	630 nm-en megjelenő helyi minimum érték
<b>650 nm körüli tartomány</b>	nem detektálható	nem detektálható	650 nm-en megjelenő helyi maximum érték	650 nm-en megjelenő helyi maximum érték
<b>670 nm körüli tartomány</b>	670 nm megjelenő helyi minimumérték	670 nm megjelenő helyi minimumérték	670 nm-en megjelenő helyi minimumérték	670 nm-en megjelenő helyi minimumérték
<b>685-730 nm közötti tartomány</b>	685-730 nm között meredeken emelkedő, majd csökkenő kicsúcsosodó görbejelleg, 715 nm megjelenő helyi csúcsértékkel	685-730 nm között mérsékelten emelkedő, majd csökkenő értékek, elnyúló görbejelleg, 724 nm megjelenő helyi csúcsértékkel	685 nm-től meredeken emelkedő reflektancia értékek, értékelési tartomány végéig magas fényvisszaverés, 800 nm-en megjelenő csúcsérték	685 nm-től meredeken emelkedő reflektancia értékek, értékelési tartomány végéig magas fényvisszaverés, 720 nm-en megjelenő csúcsérték

A kutatás során feltárt és bemutatott esetek eltéréseinek és különbözőségeinek számszerűsítésére statisztikai vizsgálatokat használtam. Egyszempontos variancia analízist alkalmaztam a különböző mélységben elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalom okozta reflektancia eltérések vizsgálatára. Az elemzés során a vizsgált eseteket a következőképpen jelöltem:

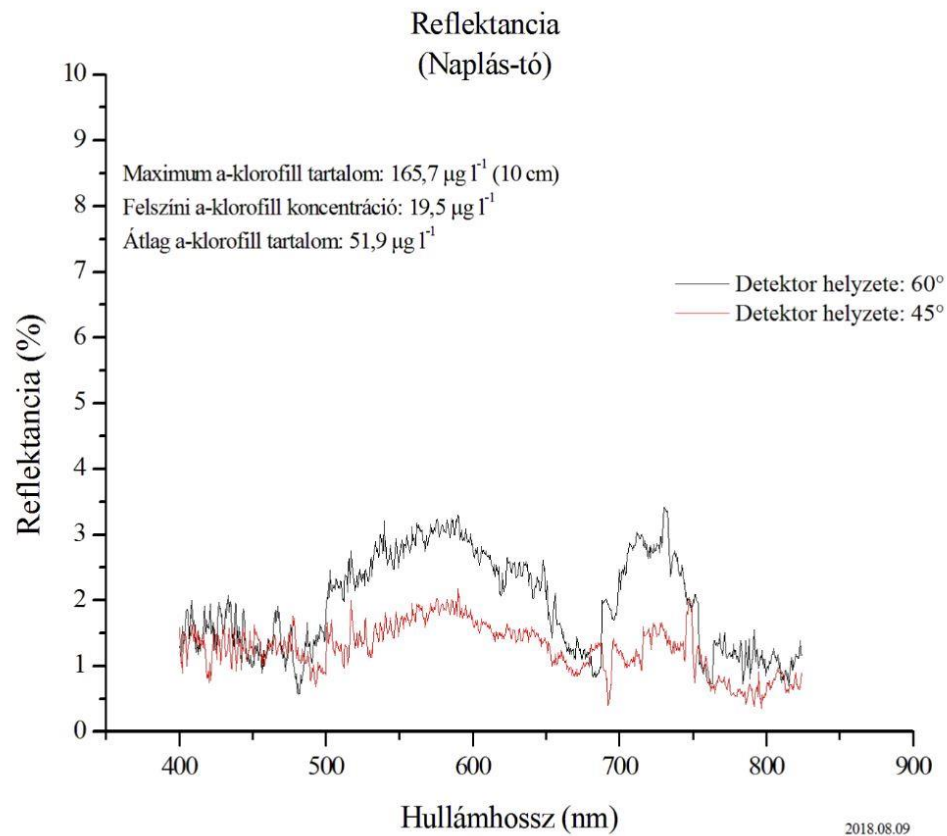
1. csoport: Maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegben (0-20 cm)
2. csoport: Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegben (50 cm-nél mélyebb)
3. csoport: Vízirágzás (maximum a-klorofill tartalom a vízfelszínen)
4. csoport: Planktonszíneződés (vízirágzást megelőző időszak, maximum a-klorofill tartalom a vízfelszínen)

Az egyszempontos variancia-analízis eredményei alapján megállapítható, hogy a reflektancia értékek szignifikánsan különböznek, a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélysége alapján képzett csoportokban. Tehát, a felszín felett meghatározott reflektancia értékekre hatással van a maximum a-klorofill tartalom víztesten belüli vertikális elhelyezkedése. Az elemzés során kapott ANOVA táblázat megmutatta, hogy szignifikáns különbség van az egyes vizsgált csoportok között (6. melléklet 3. táblázat). Annak érdekében, hogy megállapítható legyen pontosan mely csoportok között áll fenn ez a kapcsolat, további vizsgálatokat hajtottam végre. A Tukey próba segítségével meghatároztam, hogy a négy csoport esetében melyek különböznek egymástól. A próba segítségével megállapítást nyert, hogy mind a négy felállított alapeset szignifikánsan különbözik egymástól, az egyes csoportok között nem áll fenn összefüggés. A statisztikai vizsgálat részletes eredményei az 6. számú mellékletben olvashatóak.

#### 4.5 A távérzékelési reflektancia spektrumok megfigyelési szögtől való függése

Jelen kutatás részecélkitűzései között szerepelt, hogy vizsgáljam a detektor elhelyezési pozíciójának hatását a felszín felett meghatározott reflektanciára. Az eddigi mérések során a detektor 90°-os szögben (víz felszínére merőlegesen) helyezkedett el. A detektor helyzetét tekintve, a mérések alkalmával 60°-os és 45°-os szögben (víz felszínéhez viszonyítva) vizsgáltam a különböző megfigyelési szögek távérzékelési reflektancia spektrumokra gyakorolt hatását. Ettől eltérően a szögfüggés vizsgálata céljából végzett mérések során, a detektort egy állítható acél szögmérő és érzékelő tartószerkezet segítségével állítottam be a kívánt pozícióba. A mérések összevethetősége végett, a szögfüggés vizsgálatát célzó méréseket az alapvető mérésekkel egyidőben végeztem.

Az általános (függőleges) reflektancia meghatározásokhoz hasonlóan, ezen vizsgálatok alapját is a fentebb bemutatott négy alapeset jelentette. Az első esetben az a-klorofill tartalom maximuma, a felszín közeli rétegekben helyezkedett el. A két különböző detektor helyzetben végzett mérések eredményei a 33. ábrán láthatók.



33. ábra Reflektancia görbék lefutása eltérő detektorállások mellett abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közeli rétegekben helyezkedett el

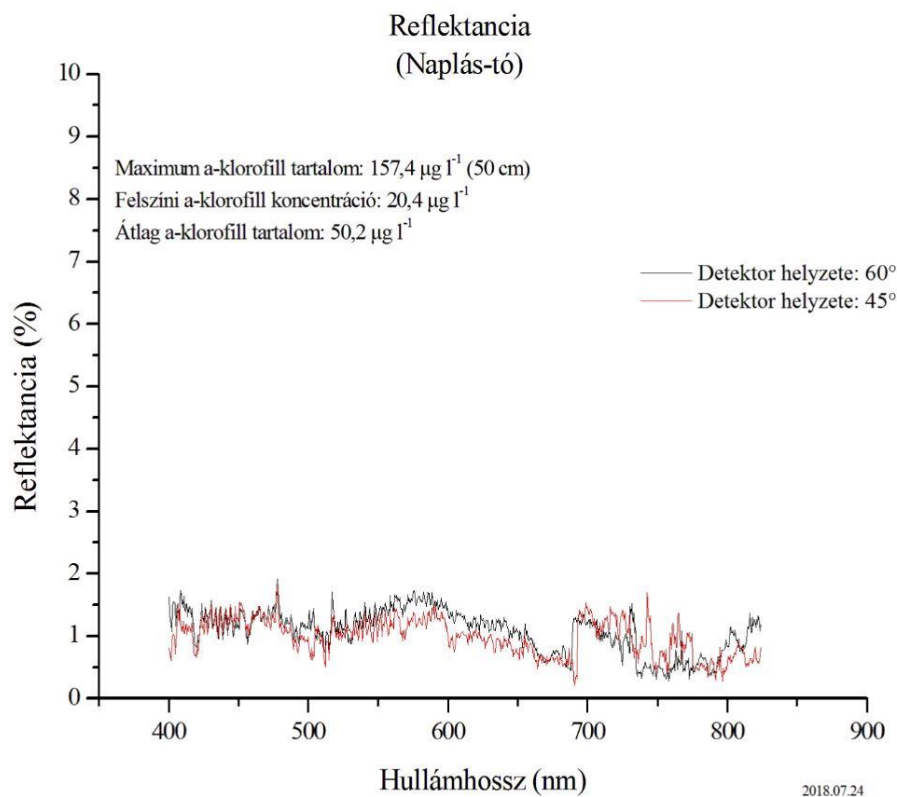
A 60°-os szögben elhelyezett detektor esetében 500-650 nm között egy ellaposodó görbe jellemezte a vizsgálati tartományt, 580 nm körül megjelenő lokális csúcsértékkel. Ezt követte a 684 nm-en megjelenő minimumérték. A 685 nm-től kezdődő vizsgálati tartományban, a reflektancia értékek egy elnyúlt görbével emelkedtek a 730 nm-en detektálható maximum értékig. A 45°-os detektorhelyzetben, a 60°-os szögben mért adatoknál alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett mérni az 500-650 nm közötti tartományban. A minimum értéket 691 nm-en detektáltam, ami az előző esethez viszonyítva eltolódást jelent a hosszabb hullámhosszak felé. Emelkedő fényvisszaverési értékeket lehetett mérni 695 nm-től, de a kapott értékek alacsonyabbak voltak a 60°-os szögben mért értékekhez képest. Eltolódás volt megfigyelhető a helyi maximum érték megjelenésében, ugyanis ebben az esetben 747 nm-nél jelentkezett a maximum. A 60°-os megfigyelési szöghöz viszonyítva, a 45°-os detektor állásban 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékek mutatkoztak.

A három különböző detektorállásban meghatározott reflektancia értékek összehasonlítását segíti a 11. táblázat, amely az egyes beállítások közötti különbségeket foglalja össze. Az adatok elemzéséből látható, hogy az egyre kisebb szögű detektorállások alkalmazásával az a-klorofill tartalom értékelése szempontjából jelentős hullámhossztartományokban, valamint a minimum és maximum értékekben eltolódás volt tapasztalható a magasabb hullámhosszok felé. A megfigyelési szög csökkenésével a reflektancia értékek is csökkentek.



11. táblázat Reflektancia értékek alakulása a különböző esetekben és detektorállásokban

<b>Maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegekben (0-20 cm)</b>			
<b>Vizsgálati tartomány</b>	<b>Detektor helyzet (90°)</b>	<b>Detektor helyzet (60°)</b>	<b>Detektor helyzet (45°)</b>
<b>500-600 nm között tartomány</b>	500-600 nm között meredeken emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 550 nm-en megjelenő helyi maximum érték	500-650 nm között nyújtott ellaposodott görbejelleg, 580 nm-en megjelenő helyi maximumértékkel	500-650 nm között hosszan ellaposodott görbejelleg, 585 nm-en megjelenő helyi maximumértékkel
<b>670 nm körüli tartomány</b>	670 nm-en megjelenő helyi minimumérték	684 nm-en megjelenő helyi minimumérték	691 nm-en megjelenő helyi minimumérték
<b>685-730 nm közötti tartomány</b>	685-730 nm között meredeken emelkedő, majd csökkenő kicsúcsosodó görbejelleg, 715 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel	685-750 nm között elnyúló ellaposodó görbejelleg, 730 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel	685-760 nm között ellaposodó görbejelleg, 750 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel
<b>Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegekben (50 cm-nél mélyebb)</b>			
<b>Vizsgálati tartomány</b>	<b>Detektor helyzet (90°)</b>	<b>Detektor helyzet (60°)</b>	<b>Detektor helyzet (45°)</b>
<b>500-600 nm közötti tartomány</b>	500-630 nm között mérsékelten emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, elnyúló görbejelleg, 580 nm-en megjelenő csúcsértékkel	500-670 nm között teljesen ellaposodott görbejelleg, 585 nm-en megjelenő helyi maximumértékkel	reflektancia növekedést nem lehetett detektálni
<b>670 nm körül tartomány</b>	670 nm-en megjelenő helyi minimumérték	690 nm-en megjelenő helyi minimumérték	695 nm-en megjelenő helyi minimumérték
<b>685-730 nm között tartomány</b>	685-730 nm között mérsékelten emelkedő, majd csökkenő értékek, elnyúló görbejelleg, 724 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel	685-750 nm között teljesen ellaposodó görbejelleg, 735 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel	685-760 nm között teljesen ellaposodó görbejelleg, 742 nm-en megjelenő helyi csúcsértékkel



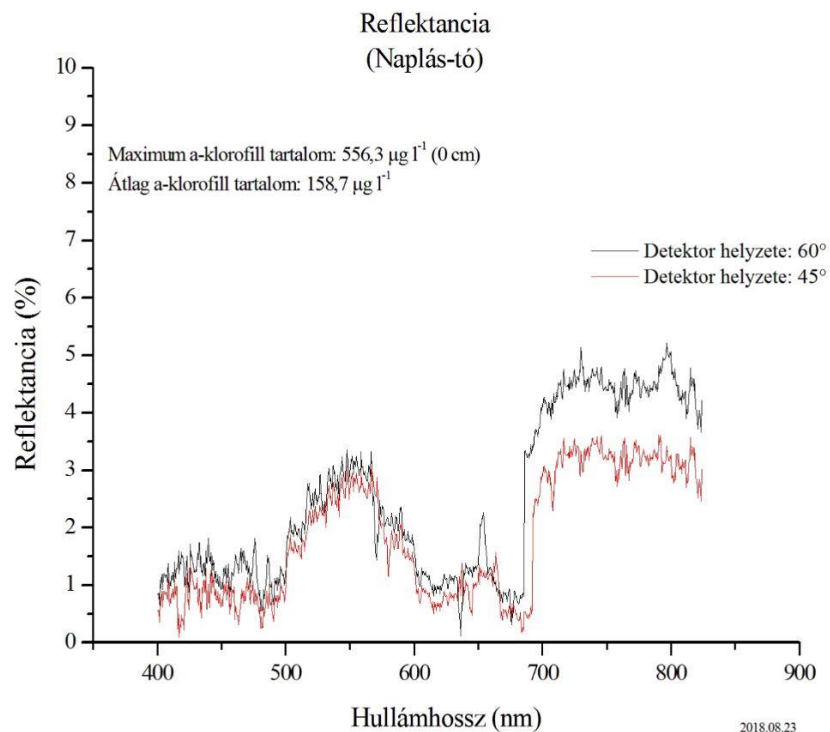
34. ábra Reflektancia görbék lefutása eltérő detektorállások mellett abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma az 50 cm-nél mélyebb rétegekben helyezkedett el

A második alapesetbe tartozó mérések eredményei a 34. ábrán láthatók. A 60°-os szögben végzett mérés esetében, 500-670 nm között egy teljesen ellaposodó görbe jellemezte a tartományt, 585 nm körül megjelenő lokális csúcsértékkel. Tovább haladva 690 nm-en lehetett detektálni a helyi minimumértéket, 735 nm-en pedig a lokális csúcsértéket.

A 45°-os szögben végzett mérésekkel meghatározott reflektancia értékek nagyon alacsonyak voltak. Az előző esetekben tapasztalt 500-600 nm közötti tartományban jelentkező reflektancia növekedés nem volt kimutatható. Detektálható volt azonban, a helyi minimum érték 695 nm-en és a helyi maximum érték 742 nm-en.

Mélyen elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalomnál is az látszik, hogy az alacsonyabb szögállások felé haladva a kiválasztott minimum és maximum értékek, az első esethez hasonlóan eltolódtak illetve értékeik alacsonyabbak voltak, mint a függőleges vizsgálatok során kapott értékek. A 60°-os és a 45°-os detektorállásban meghatározott reflektancia értékek nagyságát tekintve, nem mutatkozott szignifikáns különbség a két mérés között.

A harmadik alapesetben a vízvirágzás során, az a-klorofill tartalom maximuma a víz felszínén helyezkedett el. A két különböző detektor állásban végzett mérések eredményei 35. ábrán és a 12. táblázatban láthatók. A mért minimum és maximum értékek nagyságában és a hosszabb hullámhosszak felé történő eltolódásában mutatkozott különbség a detektorhelyzetek között. A 60°-os detektorállásban végzett mérések során 500 nm-től meredeken emelkedő reflektanciát detektáltam, majd a három minimum (570, 635, 675 nm-en) és az egy maximum érték (654 nm-en) következett tovább haladva az érzékelési tartományban. Az általános reflektancia meghatározáshoz hasonlóan, 686 nm-től lehetett észlelni az érzékelési tartomány végéig a megnövekedett reflektancia értékeket (határozott és meredek vörös él), amelyek szignifikánsan alacsonyabbak voltak a 60°-os detektorállásban. Áttérve a 45°-os helyzetben végzett mérések grafikonjára, alacsonyabb reflektancia értékek mutatkoztak a 60°-os helyzethez viszonyítva. Eltolódás volt megfigyelhető a helyi minimum (580-, 644-, 683 nm) és maximum értékek (663 nm) megjelenésében. Megnövekedett fényvisszaverési értékek voltak mérhetők 691 nm-től az érzékelési tartomány végéig, de szignifikánsan alacsonyabbak voltak (20 %-kal alacsonyabb reflektancia értékek), mint a 60°-os detektorhelyzetben kapott eredmények.



35. ábra Reflektancia görbék lefutása eltérő detektorállások mellett vízvirágzás idején

12. táblázat Reflektancia értékek alakulása a különböző detektorállásokban vízvirágzás idején

<b>Vízvirágzás (maximum a-klorofill tartalom a felszínen helyezkedik el)</b>			
<b>Vizsgálati tartomány</b>	<b>Detektor helyzet (90°)</b>	<b>Detektor helyzet (60°)</b>	<b>Detektor helyzet (45°)</b>
<b>500-600 nm közötti tartomány</b>	500-600 nm között meredeken emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 545 nm-en megjelenő helyi maximum érték	500-600 nm között mérsékelten emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 555 nm-en megjelenő helyi maximum érték	500-600 nm között mérsékelten emelkedő és csökkenő reflektancia értékek, kicsúcsosodó görbejelleg, 565 nm-en megjelenő helyi maximum érték
<b>565 nm körüli tartomány</b>	565 nm-en megjelenő helyi minimum érték	570 nm-en megjelenő helyi minimum érték	580 nm-en megjelenő helyi minimum érték
<b>630 nm körüli tartomány</b>	630 nm-en megjelenő helyi minimum érték	635 nm-en megjelenő helyi minimum érték	644 nm-en megjelenő helyi minimum érték
<b>650 nm körüli tartomány</b>	650 nm-en megjelenő helyi maximum érték	654 nm-en megjelenő helyi maximum érték	663 nm-en megjelenő helyi maximum érték
<b>670 nm körüli tartomány</b>	670 nm-en megjelenő helyi minimum érték	675 nm-en megjelenő helyi minimum érték	683 nm-en megjelenő helyi minimum érték
<b>685-730 nm közötti tartomány</b>	685 nm-től meredeken emelkedő reflektancia értékek, értékelési tartomány végéig magas fényvisszaverés, 800 nm-en megjelenő csúcserték	686 nm-től meredeken emelkedő reflektancia értékek, értékelési tartomány végéig magas fényvisszaverés, 800 nm-en megjelenő csúcserték	691 nm-től meredeken emelkedő reflektancia értékek, értékelési tartomány végéig magas fényvisszaverés

Összegezve, leginkább a minimum és maximum értékek eltolódása és a reflektancia értékek csökkenése volt érzékelhető a detektor megfigyelési szögének csökkentésével. Abban az esetben, ha fitoplankton állomány a mélyebb vízrétegekben helyezkedett el, akkor nem mutatkozott szignifikáns különbség a 60°-os és a 45°-os szögben végzett mérések reflektancia értékeiben. Azonban, ha az említett két szögben végzett mérések eredményeit összevetjük az általános (90°-os szögben) reflektancia meghatározások eredményeivel, szignifikáns csökkenés mutatkozik a kapott értékekben. Az 50 cm-nél mélyebb vízrétegekben elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalom esetén, a 60°-os és a 45°-os szögben meghatározott reflektancia értékek már igen alacsonyok voltak, amely így megnehezítette a nevezetes minimum és maximum értékek detektálását. Ezen körülmények között a detektor megfigyelési szögének változtatása jelentősen befolyásolta a meghatározott reflektancia értékeket. A felszínen vagy a felszín közeli rétegekben elhelyezkedő maximum a-klorofill tartalom esetén, a 60°- és 45°-os szögben kapott értékek alacsonyabbak voltak, mint a függőleges mérések során kapott eredmények, de a nevezetes hullámhossztartományok jól megkülönböztethetők maradtak. Minden esetben általánosan megfigyelhető volt a helyi minimum és maximum értékek eltolódása, a magasabb hullámhossztartományok felé. Ennek a jelenségnek az oka az attenuáció, azaz, hogy a megváltozott fényút során a hullámhosszaktól függően, szelektíven gyengül a jel. A vízfelszínre merőleges detektorálláshoz viszonyítva, a legnagyobb eltolódás a 45°-os állás alkalmazása során volt mérhető. A 45°-os helyzetben átlagosan 25 nm-rel tolódtak el a kutatás folyamán vizsgált helyi minimum és maximum értékek, a 60°-os állás alkalmazásakor pedig átlagosan 15 nm-rel. A kutatás során gyűjtött adatok alapján, a 45°-os detektorhelyzet alkalmazása már nagymértékben befolyásolja, módosítja a kapott reflektancia értékeket.

A nevezetes helyi minimum és maximum értékek eltolódásának és az alacsonyabb meghatározott reflektancia értékeknek, több feltételezhető oka is van. Néhány nemzetközi tanulmány (GOULD et al., 2001; FROIDEFONDA et al., 2002; SVÁB, 2008) foglalkozott a különböző megfigyelési szögekhez köthető eltérő mérési eredményekkel. Ezek alapján a csúcseltolódás és az alacsonyabb reflektancia értékek oka, hogy a fény hosszabb utat jár be a detektorig, nagyobb mértékben hat a szelektív attenuáció az alacsonyabb megfigyelési szög esetén, mint a 90°-os érzékelő állásban.

A nevezetes helyi minimum és maximum értékek eltolódásának tanulmányozása céljából megvizsgáltam a 670 nm körüli, a-klorofill elnyeléséhez kapcsolódó minimum értéken mért visszaszórási értékeket a különböző detektorállásokban, és az eltérő maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedésének alapeseteiben. A kapott eredmények alapján a kisebb szögállások felé haladva, csökkent a visszaszórás értéke. A legkisebb visszaszórást abban az esetben lehetett regisztrálni, mikor az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb vízrétegekben helyezkedett el. A legnagyobb visszaszórási értékeket pedig vízvirágzás idején lehetett mérni. Ennek az oka az, hogy ebben az esetben a vízfelszínen jelentősen megnőtt az fitoplankton állomány. A mérési eredmények alapján jól látszik, hogy a megfigyelés szögének változása miatt 60° és 45° -os helyzetben, az érzékelőhez szignifikánsan kevesebb fény jutott, mint a 90°-os mérési állásban. A különböző detektorállásokban 670 nm-en mért visszaszórás értékek a 13. táblázatban láthatók.

13. táblázat Különböző detektorhelyzetekben 670 nm-en mért visszavert sugárzási értékek (Mérési dátumok: 2018.06.09.; 2018.07.24.; 2018.06.23.)

<b>Maximum a-klorofill tartalom vertikális elhelyezkedése</b>	<b>670 nm körül megjelenő a-klorofill elnyeléséhez kapcsolódó minimum érték</b>	<b>Beeső fény energiája (W m<sup>-2</sup> nm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Visszaszórás (W m<sup>-2</sup> nm<sup>-1</sup>)</b>
<b>Maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegekben (0-20 cm)</b>	90° detektor állás 670 nm	1,15-1,25	0,25 - 0,28
	60° detektor állás 684 nm	1,10-1,20	0,20 - 0,22
	45° detektor állás 691 nm	1,05-1,15	0,13 - 0,17
<b>Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegekben (50 cm-nél mélyebb)</b>	90° detektor állás 670 nm	1,11-1,22	0,21 - 0,24
	60° detektor állás 690 nm	1,00-1,13	0,16 - 0,19
	45° detektor állás 695 nm	0,97-1,05	0,11 - 0,14
<b>Vízvirágzás (maximum a-klorofill tartalom a felszínen helyezkedik el)</b>	90° detektor állás 670 nm	1,18-1,28	0,30 - 0,34
	60° detektor állás 675 nm	1,15-1,22	0,26 - 0,29
	45° detektor állás 686 nm	1,08-1,16	0,20 - 0,24

A másik valószínűsíthető magyarázat a csúcsetolódásra, hogy a detektor szögállásának változásával módosul a fény által bejárt út, így változhat a vizsgálni kívánt paraméter koncentrációja az érzékelési területen. Mindezen említett hatások együttesen okozhatják a vizsgálatok során tapasztalt minimum és maximum értékek megjelenési helyének eltolódását.

Az eredmények értékelése folyamán egyszempontos varianciaanalízist alkalmaztam a különböző detektorállásban, és a maximum a-klorofill tartalom szempontjából különböző vertikális megoszlású esetek statisztikai elemzésére. Az elemzések során vizsgáltam a különböző detektorállások okozta reflektancia eltéréseket. Az elemzés során a vizsgált eseteket a következőképpen jelöltem:

1. csoport: 90°-os detektorállásban végzett mérések
2. csoport: 60°-os detektorállásban végzett mérések
3. csoport: 45°-os detektorállásban végzett mérések

Az első alapesetben, amikor a maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegekben helyezkedett el, mindhárom csoport eredményei szignifikánsan különböztek egymástól. A statisztikai vizsgálatok részletes eredményei a 7. mellékletben láthatók.

A második alapesetben, amikor az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb vízrétegekben tartózkodott, a különböző detektorállásokban végzett mérések ugyan különböztek egymástól, de a szignifikanciaszint gyengébb volt, mint az első alapesetben. A statisztikai elemzés részletes eredményei az 8. mellékletben láthatók.

A harmadik alapesetben a vízvirágzás esetén, az eltérő detektorállásokban végzett mérések szignifikánsan eltértek egymástól. Az elemzések részletes eredményei a 9. mellékletben láthatók. A negyedik alapeset (planktonszíneződés) hasonló eredményeket mutatott a harmadik alapesethez viszonyítva, így külön nem tárgyaltam ezt az esetet.

Az egyszempontos varianciaanalízisek eredményei alapján megállapítható, hogy a reflektancia értékek szignifikánsan különböznek az eltérő detektorállásokban végzett méréseknél, a különböző alapesetekben. Tehát az érzékelési szög hatással van a felszín felett meghatározott reflektancia értékekre.

## 5 KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A távérzékeléssel végzett mérések, kiváló lehetőséget nyújtanak kombinált vízminőség monitoring rendszerek fejlesztésére, hiszen rövid idő alatt, költséghatékonyan nagy területről nyerhetünk adatokat. A távérzékeléses elemzési módszerek kifejlesztésének elengedhetetlen elemei a helyszíni mérések és szükség esetén a laboratóriumi vizsgálatok. Ezek a vizsgálati eljárások szolgálnak alapul a távérzékeléssel végzett mérések fejlesztésére, valamint a mérések pontosságának javítására. Ebből fakadóan, egy monitoringrendszer üzemeltetése során az említett eljárási módokat, a távérzékelést és a helyszíni vizsgálatokat egymással párhuzamosan célszerű végezni.

### 5.1 Következtetések

Munkám során 95 alkalommal végeztem mintavételt és helyszíni méréseket, valamint több mint 2500 mintát vizsgáltam meg a különböző paraméterek tekintetében. Doktori kutatásom során, kialakítottam egy komplex (távérzékelésen, helyszíni és laboratóriumi méréseken alapuló) mérési elrendezést a sekély, magas trofitási viszonyokkal és a mély, alacsony trofitás viszonyokkal rendelkező állóvizekre. A mérési program kiterjedt a víz fizikai, kémiai, biológiai, algológiai és spektrális tulajdonságainak vizsgálatára, elemzésére és kiértékelésre. Ezen strukturált mérési módszer, alapját képezheti a jövőben fejleszteni kívánt komplex mérési rendszereknek, amelyek alkalmazásával költséghatékonyan, részletesen lehet vizsgálni a vízi rendszereket.

Mikroszkópos vizsgálatok eredményei alapján, taxonómiai elkülönítéssel létrehoztam egy, a Naplás-tó és a Vég-tó fitoplankton állományának monitorozásából kialakított adatbázist. Ez többek között kiterjed, a tavakban leggyakrabban előforduló fitoplankton családok és nemzetségek adataira, amik később felhasználhatók a fitoplankton állomány taxonómiai elkülönítését célzó távérzékeléses vizsgálatok fejlesztésére.

A fitoplankton állomány vertikális zonációját befolyásoló paraméterek vizsgálata azt mutatta, hogy az a-klorofill tartalomra leginkább a vízhőmérséklet, a nátrium tartalom és a pH érték volt hatással. A magas nátrium tartalom a kéalgák tömeges elszaporodását idézi elő az eutrotróf vizekben (PÉTERFI, 1977). A nátrium tartalomnak ez a fajta hatása a *Cyanobacteria törzsbe* tartozó fajokra a vizsgálataim során kimutatható volt.



A maximum a-klorofill tartalom vízoszlopon belüli vertikális elhelyezkedését leginkább az UV sugárzás, a vízhőmérséklet, a tápanyagtartalom és a rendelkezésre álló hasznosítható fény befolyásolta. A ható tényezők elemzése alapján négy alapesetet különítettem el:

1. alapeset: Maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegben (0-20 cm, alacsony UV sugárzás)
2. alapeset: Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegben (50 cm-nél mélyebb, magas UV sugárzás)
3. alapeset: Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegekben (50 cm-nél mélyebb, alacsony UV sugárzás, magas felszíni vízhőmérséklet)
4. alapeset: Maximum a-klorofill tartalom a felszínen (vízvirágzás)

A vizek fényklímájára nagy mértékben hatással van a lebegőanyag tartalom, különösen az a-klorofill tartalom. Ez a két tényező kölcsönösen hatnak egymásra, ugyanis a hasznosítható fény vertikális megoszlása, befolyásolja a fitoplankton állomány mennyiségét és elterjedését a víztestben, a fitoplankton azonban elnyeli és szórja a fényt, így árnyékolja az alatta elhelyezkedő rétegeket. Az eredmények alapján, ahol a maximum besugárzási érték  $0,4 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$  alá csökkent, ott az a-klorofill tartalomban is jelentős csökkenés volt tapasztalható. Ilyen körülmények között a fitoplankton állománynak már nem áll rendelkezésre elegendő mennyiségű fény a létfontosságú életműködések fenntartásához. A kapott eredményeim felhasználhatók olyan numerikus modellek paraméterezéséhez, amelyek spektrális adatokkal kombinálva alkalmazhatók a hullám terjedés vizsgálatára a vízben, illetve a víz és az érzékelő közötti térben.

A felszín felett meghatározott reflektancia görbék elemzésének a fő célja volt, a maximum a-klorofill tartalom vízoszlopon belüli vertikális elhelyezkedésének a felszín felett meghatározott reflektanciára gyakorolt hatásának feltárása. A kutatás során végzett mérések eredményei, segítséget nyújtanak az a-klorofill tartalom távérzékeléssel történő meghatározásának és értékelésének fejlesztésében, illetve a pontosság növelésében oly módon, hogy az alkalmazott modellek figyelembe vehessék az alga állomány vertikális eloszlásból származó hatásokat.

Az előzetes vizsgálatok alapján négy csoportot határoztam meg:

1. csoport: Maximum a-klorofill tartalom a felszín közeli rétegben (0-20 cm)
2. csoport: Maximum a-klorofill tartalom a mélyebb rétegben (50 cm-nél mélyebb)
3. csoport: Vízirágzás (maximum a-klorofill tartalom a vízfelszínen)
4. csoport: Planktonszíneződés (vízirágzást megelőző időszak, maximum a-klorofill tartalom a vízfelszínen)

A mérési eredmények tanulmányozásból hat, az a-klorofill tartalom szempontjából nevezetes hullámhossztartományt határoztam meg, amelyek a reflektancia görbék értékelését segítik:

- 500-600 nm közötti tartomány: Növekvő reflektancia értékek, a fotoszintetikus pigmentek csökkenő fényelnyelése és a lebegőanyagokról való fényvisszaverődés miatt (GITELSON et al., 1993).
- 565 nm körüli tartomány: fotoszintézisben résztvevő pigmentek közül a fikoeritrin elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (SVÁB, 2008).
- 630 nm körüli tartomány: Fotoszintézisben résztvevő pigmentek közül a fikocianin elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (SVÁB, 2008).
- 650 nm körüli tartomány: Megjelenő helyi maximum érték, amely a lebegőanyagok fényvisszaverési tulajdonságaihoz kapcsolható (DEKKER et al., 1992).
- 670 nm körüli tartomány: Az a-klorofill elnyeléséhez kapcsolódó fényvisszaverési minimum érték (DEKKER et al., 1992).
- 685-730 nm közötti tartomány: Megjelenő helyi maximum érték, amely fitoplankton állomány sajátos fényemissziós jelenségéhez kapcsolódik (GITELSON et al., 1993).

A mérési eredmények statisztikai analízise bizonyította, hogy a reflektancia értékek szignifikánsan különböznek egymástól a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélysége alapján képzett csoportokban. A vizsgálatokat közel azonos biológiai, fizikai, kémiai és környezeti paraméterek mellett végeztem. A statisztikai elemzés bizonyította, hogy az első alapesetben (az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közelében),

30 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett mérni a fitoplankton állomány szempontjából nevezetes hullámhossz tartományokban, mint a második alapesetben (az a-klorofill tartalom maximuma a mélyebb rétegekben). A vízvirágzás és a planktonszíneződés vizsgálata során kapott reflektancia meghatározási eredmények alapján, planktonszíneződés esetében 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett detektálni, mint vízvirágzás idején. Az 565 nm-es és a 630 nm-es hullámhossz tartomány abban az esetben vált jelentőssé, amikor a fitoplankton állomány jelentős részét a cianobaktériumok alkották. A vízfelszín közelében túlszaporodó fitoplankton állomány következtében (vízvirágzás idején) a többi esettől eltérően, 685 nm-től erőteljes reflektancia növekedés és az érzékelési tartomány végéig fennmaradó magas fényvisszaverési értékek voltak jellemzőek. Ez a jelenség a teljes vízvirágzás bekövetkezte előtt már néhány nappal detektálható a reflektancia görbéken, így a kombinált (helyszíni mérések és távérzékelés) monitoring rendszerek segítséget nyújthatnak a tógazdálkodás vagy a vízminőségvédelem területén oly módon, hogy a megfelelő időben tett intézkedések, lehetővé teszik a nagy vízvirágzások kialakulásának megakadályozását. A reflektancia meghatározások során kapott eredmények felhasználhatók, illetve segítséget nyújthatnak olyan bio-optikai modellek fejlesztésében, amelyek figyelembe veszik a víztesten belüli a-klorofill tartalom vertikális eloszlását. Efféle megoldásokkal fejleszteni lehet a távérzékeléssel végzett a-klorofill tartalom meghatározási módszereket és a meghatározások pontosságát.

A mérések során különböző érzékelési szögben ( $45^\circ$ ,  $60^\circ$ ,  $90^\circ$ ) elhelyezett detektorállásokkal vizsgáltam a fitoplankton vertikális eloszlásának a reflektancia görbék alakulására gyakorolt hatását.

Az első alapesetben, amikor az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közelében volt, a  $60^\circ$ -os megfigyelési szöghöz viszonyítva a  $45^\circ$ -os detektor állásban 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett detektálni. A második alapesetben, amikor a mélyebb rétegekben helyezkedett el az a-klorofill tartalom maximuma, a  $60^\circ$ -os és a  $45^\circ$ -os megfigyelési szögben kapott reflektancia görbék lefutásban és jellegében nem mutatkozott szignifikáns különbség és a reflektancia értékek különbsége is kisebb volt. Vízvirágzás esetén a  $45^\circ$ -os detektor detektorállásban az érzékelési tartomány utolsó harmadában, szignifikánsan 20 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehet detektálni, mint a  $60^\circ$ -os detektorhelyzetben.

Összességében megállapítható, hogy az egyre kisebb megfigyelési szögek alkalmazásával a mért reflektancia értékek alacsonyabbak lettek, a görbék ellaposodtak. Az a-klorofill tartalom értékelése szempontjából jelentős minimum és maximumértékek hullámhossz szerinti elhelyezkedésében eltolódás jelentkezett.

A görbék ellaposodásnak oka, hogy a kisebb szögállások alkalmazása miatt (45°-os és 60°-os megfigyelési szögek), a hosszabb víztestben megtett úton fellépő attenuáció miatt, a detektorhoz kevesebb fényenergia érkezhett. A kutatási eredmények a feltárt hazai és nemzetközi szakirodalom megállapításai alapján, a fitoplankton állományhoz köthető nevezetes helyi minimum és maximum értékek megjelenésében tapasztalt eltolódásokra, több lehetséges magyarázat is figyelembevehető. Egy lehetséges ok a mérési eredményekben tapasztal csúcseltolódásra, hogy a fény hosszabb utat jár be a detektorig alacsonyabb szögállás alkalmazásakor, mint a 90°-os érzékelő állásban. Egy másik lehetséges magyarázat, hogy a detektor szögállásának változásával módosul a fény által bejárt út, így változhat a vizsgálni kíván paraméter koncentrációja az érzékelési területen. A távérzékelési reflektancia spektrumok megfigyelési szögtől való függésének vizsgálata során kapott eredmények, felhasználhatók olyan távérzékelési módszerek fejlesztésére, amelyekben több eltérő megfigyelési szögben vizsgálják az adott víztestet, és ezzel következtetések vonhatók le az a-klorofill függély menti eloszlásáról.

## 5.2 A továbblépés lehetőségei

Az elvégzett kutatási munkám során több nyitott kérdés is maradt, az eredményeket különböző további kutatási irányokban is fel lehet használni. Az alábbi ambiciózus lista egy hosszútávú kutatási programként is kezelhető, aminek erőforrásigénye messze meghaladja a jelen kutatás lehetőségeit:

- A kutatásom során feltárt összefüggések két kiválasztott trofikus környezet fizikai, kémiai, biológiai és spektrális környezet viszonyait jellemzik. További limnológiai típusok hasonló vizsgálatát javaslom.
- A fitoplankton állomány vertikális zonációját befolyásoló tényezők vizsgálatának kiterjesztését javaslom. A vizsgálni kívánt paraméterek és jelenségek körét például, a hidraulikai jellemzők elemzésével, az áramlások hatásainak vizsgálatával, valamint a préda-zsákmány viszony behatóbb elemzésével lehetne bővíteni.
- A víz alatti fényviszonyok és az ezt befolyásoló tényezők területén behatóbban szükséges vizsgálni a vízi rendszerekben az oldott szerves anyagok hatását a víz spektrális tulajdonságaira.
- A vízfelszín felett meghatározott reflektancia és a víz alatti fényviszonyok adatai további, szélesebb körű statisztikai elemzésével számszerűsíteni lehet majd a vertikális a-klorofill eloszlások és a reflektancia szögfüggését, amire a jelen kutatás erőforrásai már nem nyújtottak lehetőséget.
- A kifejlesztett adatbázis alapján olyan bio-optikai modelleket lehet kifejleszteni, amelyek figyelembe veszik az a-klorofill függvény menti eloszlását. Ehhez a felszín alatti víztestben való hullámterjedés többretegű leírását és paraméterezését, valamint az észlelési szögtől való függés szimulációját kell megoldani.
- A létrehozott bio-optikai modell segítségével különböző rétegződésű és a-klorofill eloszlású scenáriókat lehet majd felállítani, amiknek eredményeivel keresőtáblázatokat (Look Up Table, LUT) lehet a modell invertálásához összeállítani. Az elképzelés helyességét először alacsony magasságú hiperspektrális légifelvételekkel lehetne ellenőrizni.
- A bio-optikai modellel vizsgálhatóvá válnak a nevezetes minimum és maximum értékek nagyságának, és hullámhossz szerinti eltolódásának mechanizmusai is.

## **6 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK**

1. Kialakítottam egy komplex (távérzékelésen, helyszíni és laboratóriumi méréseken alapuló) mérési elrendezést a sekély, magas trofitási viszonyokkal és a mély, alacsony trofitás viszonyokkal rendelkező állóvizekre. A mérési program kiterjedt a víz fizikai, kémiai, biológiai, algológiai és spektrális tulajdonságainak vizsgálatára, elemzésére és kiértékelésre. Ezen strukturált mérési módszer, alapját képezheti a jövőben fejleszteni kívánt komplex mérési rendszereknek, amelyek alkalmazásával költséghatékonyan, részletesen lehet vizsgálni a vízi rendszereket.
2. Fitoplankton állományok zonációjára, a vizsgált fizikai, kémiai, biológiai és spektrális paraméterek közül, a ható tényezők között fennálló kapcsolati viszonyrendszer statisztikai elemzése alapján leginkább az UV sugárzás (0,79), a rendelkezésre álló hasznosítható fény (0,76), és a víz hőmérséklet (0,53) volt szignifikáns hatással.
3. Az állóvizek mélységgel változó spektrális tulajdonságainak vizsgálatával megállapítottam, hogy a maximum a-klorofill tartalom vízoszlopon belüli vertikális elhelyezkedése, egyenes arányosan befolyásolta a felszínen felett meghatározott reflektanciát, aminek következtében hatással van az a-klorofill tartalom távérzékeléssel történő meghatározására.
  - Ha a fitoplankton állomány a mélyebb vízrétegekben helyezkedett el, 30 %-kal alacsonyabb felszíni felett meghatározott reflektancia értéket lehetett detektálni, mint a felszín közeli maximum esetében.
  - Planktonszíneződés esetében pedig 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékeket lehetett meghatározni, mint vízvirágzás idején.
4. Meghatároztam, hogy a távérzékelési reflektancia spektrumokra az alkalmazott megfigyelési szög (spektrométer detektorának szöghelyzete) szignifikáns hatással volt. Ez a hatás, a nevezetes minimum és maximum értékek eltolódásában és a reflektancia görbék ellaposodásában nyilvánult meg, amely befolyásolta a reflektancia görbék értékelését. A vizsgálatok alapján a 45°-os megfigyelési szögben már nehézkes, több esetben pedig nem volt lehetséges a nevezetes hullámhossztartományok azonosítása és értékelése az a-klorofill tartalom tekintetében.

## 7 ÖSSZEFOGLALÁS

Rendelkezésre álló vízkészleteink vízminőségének megőrzése, nyomon követése és javítása, kiemelt fontosságú feladataink közé tartozik. Ennek alapját, a helyesen megtervezett és beállított kombinált monitoring hálózat jelenti, amelynek alkalmazásával a rendszeresen elvégzett helyszíni mérésekkel, referenciaként információt nyerhetünk a vizsgált paraméterekről, amelyeket kalibrációs és fejlesztési célokra felhasználhatunk a távérzékeléses mérések esetében. A távérzékelés alkalmazásával pedig költségmegtakarítás érhető el, hiszen nagy területről, rövid idő alatt nagy mennyiségű információt nyerhetünk a vizsgált komponensek tekintetében.

Doktori kutatásom során, kialakítottam egy komplex mérési elrendezést a sekély, magas trofitási viszonyokkal és a mély, alacsony trofitás viszonyokkal rendelkező állóvizekre. Munkám alapvető feladata volt, hogy a tervezett mérési program alatt gyűjtött fizikai, kémiai, biológiai és spektrális adatokat rendszerezem, elemezzem és adatbázist hozzak létre. A kitűzött célok és részcélok megvalósítása végett számtalan mintavételt, helyszíni mérést és laboratóriumi vizsgálatot végeztem. A nagy mintaszám lehetővé tette, hogy alaposan megvizsgáljam és elemezzem a mérések alkalmával gyűjtött adatokat.

A fitoplankton állomány vertikális zonációját befolyásoló tényezőket, számos nemzetközi kutatás vizsgálta. A szél, az áramlások (denivelláció, seiche, konveciós áramlások, hullámváz), a rendelkezésre álló tápanyagok, a napszakok változása és még sok egyéb tényező mellett, a mérési eredményeim alapján szignifikáns hatással volt az alga állomány vertikális elhelyezkedésére az UV sugárzás, a vízhőmérséklet és a rendelkezésre álló hasznosítható fény mélység szerint megoszlása. A mérési adatok elemzése alapján  $0,4 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$  -es maximum besugárzási érték alatt, a fitoplankton állomány számára már nem volt elegendő hasznosítható fény, így az a-klorofill tartalom jelentősen csökkent abban a mélységben, ahol ezt az értéket elérte a besugárzás.

Kutatási munkám fő célkitűzése volt, a maximum a-klorofill tartalom vízoszlopon belüli vertikális elhelyezkedésének a felszín felett meghatározott reflektanciára gyakorolt hatásának vizsgálata. Korábbi kutatások során megállapított tény mellett, hogy a reflektancia görbék alakulását az a-klorofill tartalom mennyisége befolyásolja, moduláris spektrométerrel végzett méréseim eredményei szerint, a maximum a-klorofill tartalom függőleges elhelyezkedése szignifikáns hatással van a felszín felett meghatározott reflektanciára.

Ebből a megállapításból következően a reflektancia görbe lefutása eltérő volt attól függően, hogy az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közeli rétegekben helyezkedett el, vagy a víztest mélyebb rétegeiben. A kutatás során abban az esetben, ha az a-klorofill tartalom maximuma a felszín közelében volt, a 60°-os megfigyelési szöghöz viszonyítva a 45°-os detektor állásban, 35 %-kal alacsonyabb reflektancia értékek lehetett detektálni.

A vizsgálatok során meghatározott távérzékelési reflektancia spektrumokat befolyásolta az alkalmazott megfigyelési szög, vagyis a detektor helyzetének szögállása. A különböző helyzetekbe állított detektorok eredményei alapján az egyre alacsonyabb szögű detektorállások esetében, a meghatározott reflektancia értékek csökkentek, a vizsgált paraméter szempontjából nevezetes helyi minimum és maximum értékek eltolódtak, illetve a detektálásuk nehézkessé vált.

Doktori munkám tudományos eredményeit felhasználva, fejleszteni lehet a távérzékeléssel végzett a-klorofill tartalom meghatározási módszereket, a kapott eredmények értékelését és elemzését. További kutatások folyamán nyert adatok felhasználhatók a távérzékeléses mérések pontosságának javítására azáltal, hogy az a-klorofill tartalom függvény menti eloszlását figyelembe vevő algoritmusokat, illetve számítási módszereket alkalmazzanak a mérési technikák során.



## 8 SUMMARY

Preserving, monitoring and improving water quality of the available water resources is one of our top priority tasks. This is based on a well-designed and set-up combined monitoring network, which can be used as a reference for regular on-site measurements to provide information on the parameters. It can be used for calibration and development purposes in case of remote sensing measurements. By using remote sensing, cost savings can be achieved, as we can obtain a large amount of information about the examined components from a large area in a short time.

Within my doctoral research, I developed a complex (based on remote sensing, on-site and laboratory measurements) measuring method - for shallow, high trophic and deep, low trophic lakes.

During the planned measuring program, the basic task of my work was to systematize, analyze and create a database of physical, chemical, biological and spectral data. In order to achieve the set goals and sub-goals, I performed numerous sampling campaigns, on-site measurements and laboratory tests. The large number of samples allowed me to thoroughly examine and analyze the collected data during the measurements. The influencing factors of the vertical distribution of phytoplankton have been investigated by several international studies. Influencing factors can be: the wind, the currents (denivation, seich, convection flows, waves), available nutrients, time of day changes. Based on my measurements, the UV radiation, the water temperature and the available light have a significant effect on the vertical distribution of the phytoplankton population.

Based on the analyses of the measurement data, below the maximum irradiation value of  $0.4 \text{ W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$ , there was no longer enough usable light for the phytoplankton. Therefore, the a-chlorophyll content decreased significantly at the depth where the irradiance reached this value.

The main goal of my research was to investigate the effect of the vertical distribution of the maximum a-chlorophyll content within the water column on the remote sensing reflectance.

The fact found in previous research, that the shape of reflectance curves is influenced by the amount of a-chlorophyll content. According to the results of my measurements, the vertical distribution of the maximum a-chlorophyll content has a significant effect on the remote sensing reflectance.

As a result of this finding, the shape of the reflectance curve was different depending on whether the maximum a-chlorophyll content was located in layers close to the surface or in the deeper layers of the water body.

In that case when the maximum a-chlorophyll content was close to the surface, 35% lower reflectance values could be detected in the 45° detector position compared to the 60° observation angle.

During the studies, the spectra of remote sensing reflectance were affected by the applied observation angle, so the angular position of the detector location.

The detector was set in three different positions during the measurements. In case the detector positions with lower and lower angles, the determined reflectance values decreased, the local minimum and maximum values were significantly shifted towards the higher wavelengths. Therefore, the detection of these highlighted values became difficult.

The determination and the evaluation of a-chlorophyll content by remote sensing can be developed by the scientific results of my doctoral thesis.

Data from further research can be used to improve the accuracy of remote sensing measurements by applying algorithms and calculation methods that take into account the vertical distribution of a-chlorophyll content in measurement techniques.

## 9 IRODALOMJEGYZÉK

- ABBOTT, M. R., POWELL, T. M., RICHERSON, P. J. (1980): THE EFFECTS OF TRANSECT DIRECTION ON OBSERVED SPATIAL PATTERNS OF CHLOROPHYLL IN LAKE TAHOE. IN: LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY, 25 354–357. PP.
- ALLABY, M., COENRAADS, R. R., HUTCHINSON, S., MCGHEE, K., BYRNE, J. O., RUBIN, K. (2008): The Encyclopedia of Earth. Sydney: Habitat, Weldon Owen Pty Ltd. 608. p.
- AMBRÓZY, P., ÁDÁM, L., GALAMBOS, J., JUHÁSZ, Á., KOZMA, F., MAROSI, S., SZILÁRD, J. (1990): Magyarország kistájainak katasztere. (Marosi, S., Somogyi, S. Szerk.) Budapest: MTA Földrajztudományi Kutató Intéze. 316. p.
- ARENZ, R. F., Jr. LEWIS, W. M., SAUNDERS, J. F. (1996): Determination of Chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. In: *International Journal of Remote Sensing*, 17 (8) 1547–1566. pp.
- ARTS, M. T., ROBARTS, R. D., KASAI, F., WAISER, M. J., TUMBER, V. P., PLANTE, A. J., de LANGE, H. J. (2000): The attenuation of ultraviolet radiation in high dissolved organic carbon waters of wetlands and lakes on the northern Great Plains. In: *Limnology and Oceanography*, 45 292–299. pp.
- ASNERA, G. P., BRASWELL, B. ., SCHIMEL, D. S., A WESSMAN, C. (1998): Ecological research needs from multiangle remote sensing data. In: *Remote Sensing of Environment*, 63 (2) 155–165. pp. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00139-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00139-9)
- ÁCS, É., BARRETO, S., BESZTERI, B., BORICS, G., FEHÉR, G., GRIGORSZKY, I., VÖRÖS, L. (2004): Algalógiai praktikum. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó. 361. p.
- ÁCS, É., KISS KEVE, T., BALOGH, J., NAGY, J., CZÓBEL, S., NAGY, Z., TUBA, Z. (2007): Botanika II. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó Rt. 885. p.
- BAJOR, Z. (2013): Ökológiai állapotfelmérés: Naplás-tó és környéke. Budapest 6. p.
- BARKÁCS, K., BARTHOLY, J., KISS KEVE, T., NAGY, M., PONGRÁCZ, R., SALMA, I., TÓTH, B. (2012): Környezetkémia. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar. 336. p.
- BAZZAIN, M., BRESCHI, B., CECCHI, G., PANTANI, L., TIRELLI, D., VALMORI, G. (1992): Phytoplankton Monitoring by Laser Induced Fluorescence. In: *EARS&L Advances in Remote Sensing*, 106–110. pp. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90080-H](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90080-H)
- BÁCSATYAI, L., MÁRKUS, I. (2001): Fotogrammetria és távérzékelés. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. 189. p.

- BEUTLER, M., WILTSHIRE, K. L., LÜRING, C., MOLDAENKE, C. (2000): Fluorometric depth-profiling of chlorophyll corrected for yellow substances. In: *Poster Presentation Aslo*, 3–4. pp. [http://extolhydro.com/Products/Toxicity/Puplications/Fluorometric depth-profiling of chlorophyll corrected for Yellow Substances.pdf](http://extolhydro.com/Products/Toxicity/Puplications/Fluorometric%20depth-profiling%20of%20chlorophyll%20corrected%20for%20Yellow%20Substances.pdf)
- BOGNÁR, A. L. (2005): Védett természeti értékek a fővárosban (NAGY, Á., MÉNESI, L., PÓLAY, I., SZABADOS-MOLNÁR, I. Szerk.). Budapest: Főpolgármesteri Hivatal. 38. p.
- BORICS, G. (2015): Felszíni vizek fitoplankton alapú ökológiai állapotértékelése. Debreceni Egyetem. 145. p.
- BORICS, G., ABONYI, A., KRASZNAI, E., VÁRBÍRÓ, G., GRIGORSZKY, I., SZABÓ, S., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2011): Small-scale patchiness of the phytoplankton in a lentic oxbow. In: *Journal of Plankton Research*, 33 (6) 973–981. pp.
- BÖBBI, B., PÁPISTA, É. (1998): Methodical problems of chlorophyll content determination. Gárdony: 9 th Hungarian Algological Meeting. 3. p.
- BRIGHT, M., CATTON, C., BIRKHEAD, T., DUNBAR, R., EVANS, P., GATTI, A., POTTS, G. (1994): Exploring the secrets of nature. London: Reader's Digest Association Limited. 431. p.
- BRIVIO, P. A., GIARDINO, C., ZILIOLI, E. (2001): Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. In: *International Journal of Remote Sensing*, 22 (2–3) 487–502. pp.
- BUDHIMANS, S., HOBMA, T., VEKERDY, Z. (2004): Remote Sensing for Mapping TSM Concentration in Mahakam Delta: an Analytical Approach. In: *Gwo, Dong Roam (szerk.) 13th OMISAR Workshop on Validation and Application of Satellite Data for Marine Resources Conservation*, Paper: 01-05 , 14 p.
- BUDHIMAN, S., SALAM, S., VEKERDY, Z., VERHOEF, W. (2012): Deriving optical properties of Mahakam Delta coastal water, Indonesia using in situ measurements and ocean color model inversion. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 68 157-169. pp. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.01.008>
- CAMPBELL, J. B. (2006): Introduction to Remote Sensing. In *Principles of Remote Sensing - An introductory textbook*. London: Taylor and Francis Group. 667. p.
- CASTENHOLZ, R. W., GARCIA-PICHEL, F. (2012): Cyanobacterial Responses to UV Radiation. In: *Ecology of Cyanobacteria*, 2 481–499. pp. [https://doi.org/10.1007/0-306-46855-7\\_21](https://doi.org/10.1007/0-306-46855-7_21)
- COX, V., FICHTER, G. S., KIRK, R., LIMBURG, P. R., RICCIUTI, E. R., ALLEN, D. L., STEERE, W. C. (1984): ABC's of nature. New York: The Reader's Digest Association Inc. 464. p.
- DÁVID, Á. (2011): Ásvány és közettan. Budapest: EKF TTK. 88. p.

- DEKKER, A. G., MALTHUS, T. J., WIJNEN, M. M., SEYHAN, E. (1992): The effect of spectral bandwidth and positioning on the spectral signatures analysis of inland waters. In: *Remote Sensing of Environment*, 41 211-225. pp.
- DEKKER, A. G., PETERS, S. W. M. (1993): The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. In: *International Journal of Remote Sensing*, 14 (5) 799–821. pp.
- DEKKER, A. G., BRANDO, V. E., ANSTEE, J. M., PINNEL, N., KUTSER, T., HOOGENBOOM, H. J., MALTHUS, T. J. (2001): Imaging spectrometry of water. In: *Imaging Spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications*, 4th ed., 307–359. pp. [https://doi.org/10.1007/978-0-306-47578-8\\_11](https://doi.org/10.1007/978-0-306-47578-8_11)
- DERENBACH, J., ASTHEIMER, H., HANSEN, H., LEACH, H. (1979): Vertical Microscale Distribution of Phytoplankton in Relation to the Thermocline. In: *Marine Ecology Progress Series*, 1, 187–193. pp. <https://doi.org/10.3354/meps001187>
- DÉVAI, I., DÉVAI, G. (1979): A víz kémiai és fizikai tulajdonságai. Debrecen: Oktatási segédanyag, KLTE. 74. p.
- DÉVAI, G., DÉVAI, I., FELFÖLDY, L., WITTNER, I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész Az ökológia vízminőség jellemzésének lehetőségei. In: *A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész*, Debrecen: Acta Biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.49–185. pp.
- DOERFFER, R., SCHILLER, H. (2007): The MERIS case 2 water algorithm. In: *International Journal of Remote Sensing*, 28 (3–4) 517–535. pp. <https://doi.org/10.1080/01431160600821127>
- DOXARAN, D., FROIDEFOND, J.-M., LAVENDER, S., CASTAING, P. (2002): Spectral signature of highly turbid waters. In: *Remote Sensing of Environment*, 81 (1) 149–161. pp. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00341-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00341-8)
- DUIN, E. H. S. Van, BLOM, G., LOS, F. H., MAFFIONE, R., ZIMMERMAN, R., CERCO, C. F., BEST, E. P. H. (2001): Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. In: *Hydrobiologia*, 444 (1) 25–42. pp. <https://doi.org/10.1023/A:1017512614680>
- DUKAY, I. (2000): Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség. 134. p.
- ENDES, M. (1991): Adatok a Naplás-tó és környékének élővilágához. Calandrella, V (1), 71. p.
- EPIPHANIO, J. C. N., R. HUETE, A. (1995): Dependence of NDVI and SAVI on sun/sensor geometry and its effect on fAPAR relationships in Alfalfa. In: *Remote Sensing of Environment*, 51 (3) 351–360. pp. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)00110-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)00110-9)
- EUROPEAN COMMUNITY (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Parliament*, L327(October 2000), 1–82. pp. <https://doi.org/10.1039/ap9842100196>

- FELFÖLDY, L. (1974): A biológiai vízminősítés. In *Vízügyi Hidrobiológia*. Vízügyi hidrobiológia 3. Vízdok. 234. p.
- FELFÖLDY, L. (1981): A vizek környezettana általános hidrobiológia (Wenzky, Á. Szerk.). Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 289. p.
- FELFÖLDY, L. (1987): Biological water qualification Budapest: Water Management Institute. 190. p.
- FONSECA, B. M., BICUDO, C. E. M. (2008): Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). In: *Hydrobiologia*, 600 (1) 267–282. pp.
- GANF, G. G., OLIVER, R. L. (1982): Vertical Separation of Light and Available Nutrients as a Factor Causing Replacement of Green Algae by Blue-Green Algae in the Plankton of a Stratified Lake. In: *Journal of Ecology*, 70 (3) 829–844. pp. <https://doi.org/10.2307/2260107>
- GIRIPUNJE, M. D., FULKE, A. B., KHAIRNAR, K., MESHAM, P. U., PAUNIKAR, W. N. (2013): A review of phytoplankton ecology in freshwater lakes of India. In: *Lakes, Reservoirs, and Ponds*, 7 (2) 127–141. pp.
- GITELSON, A. A., SZILÁGYI, F., GARBUZOV, G. P. (1990): Felszíni vizek a-klorofill töménységének becslése távérzékeléssel. In: *Vízügyi Közlemények*, 7 2(2) 142–152. pp.
- GITELSON, A., GARBUZOV, G., SZILÁGYI, F., MITTENZWEY, K.-H., KARNIELI, A., KAISER, A. (1992): Qualitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. In: *International Journal of Remote Sensing*, 14 (7) 1269–1295. pp.
- GITELSON, A., SZILÁGYI, F., MITTENZWEY, K.-H. (1993): Improving quantitative remote sensing for monitoring of inland water quality. In: *Water Research*, 27 (7) 1185–1194. pp.
- GOULD, R. W., ARNONE, J. R. A., SYDOR, M. (2001): Absorption, Scattering, and, Remote-Sensing Reflectance Relationships in Coastal Waters: Testing a New Inversion Algorithm. In: *Journal of Coastal Research*, 17 (2) 328–341. pp. <https://doi.org/10.2307/4300183>
- GREGOR, J., MARŠÁLEK, B. (2004): Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll-a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. In: *Water Research*, 38 (3) 517–522. pp. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>
- GRIGORSZKY, I., PADISÁK, J., BORICS, G., SCHNITCHEN, C., BORBÉLY, G. (2003): Deep chlorophyll maximum by *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Bergh in shallow oxbow in Hungary. In: *Hydrobiologia*, 506–509, 209–212. pp. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008632.57769.19>
- GRIME, J. P. (2001): Plant strategies, Vegetation processes and ecosystem properties (Második kiadás). Chichester: John Wiley & Sons Ltd. 456. p.

- GRÓSZ, J. (2012). A Szilas-patak bioindikációs vizsgálata. Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet 62. p.
- GRÓSZ, J., WALTNER, I., & VEKERDY, Z. (2019): First analysis results of in situ measurements for algae monitoring in Lake Naplás (Hungary). In: *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 14 (2) 385–398. pp. <https://doi.org/10.26471/cjees/2019/014/088>
- HAN, L., RUNDQUIST, D. C., LUI, L. L., FRASER, R. N., SCHALLES, J. F. (1994): The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediment. In: *International Journal of Remote Sensing*, 15(18) 3707–3718. pp.
- HEINTZE, K. (2013): Lake phytoplankton quantification by chlorophyll a, comparative study of spectrophotometry and FluoroProbe Including physical and chemical parameters of water. Mid Sweden University, The Department of Applied Science and Design, 26. p.
- HERODEK, S., TÓTH, V., PRÉSING, M. (2000): A makrofítonok elterjedését befolyásoló tényezők a Balatonban. SOMLYÓDY, L., BANCZEROWSKI, J. (Szerk.), Budapest: Magyar Tudományos Akadémia In: *A Balaton kutatásának 1999. évi eredményei* 33–41. pp.
- HONTI, M., ISTVÁNOVICS, V. (2011): Online monitoring of phytoplankton light response curves using a novel delayed fluorescence device. In: *Lakes & Reservoirs - Research and Management* 16(2) 153–158. pp.
- HUDSON, S. J., MOORE, G. F., BALE, A. J., DYER, K. R., AIRKEN, J. (1994): An operational approach to determining suspended sediment distributions in the Humber estuary by airborne multi-spectral imagery. Strasbourg, France. In: *Proceedings of the First Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*. 12. p.
- International Organization for Standardization. MSZ ISO 10260:1993 Vízminőség. A biokémiai paraméterek mérése. Az a-klorofill-koncentráció spektrofotometriás meghatározása Water quality. Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration.
- ISTVÁNOVICS, V., HONTI, M., OSZTOICS, A., SHAFIK, H., PADISÁK, J., YACOBI, Y., ECKERT, W. (2005): Continuous monitoring of phytoplankton dynamics in Lake Balaton (Hungary) using on-line delayed fluorescence excitation spectroscopy. In: *Freshwater Biology*, 50 (12) 1950–1970. pp. Retrieved from <https://www.semanticscholar.org/paper/Continuous-monitoring-of-enterprise-risks%3A-A-delphi-Baksa/5212f2316b595e7d82922c1e4f2f9e6f3a8626ee>
- FROIDEFONDA, J.M., GARDELB, L., GUIRALB, D., PARRAB, M., TERNONB., J.F. (2002): Spectral remote sensing reflectances of coastal waters in French Guiana under the Amazon influence. In: *Remote Sensing of Environment*, 80(2) 225–232. pp. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00301-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00301-7)
- JENSEN, J. R. (2007): Remote Sensing of Environment an Earth Resource Prospective. United States of American: Pearson Education Inc. 592. p.

- JINDAL, R., THAKUR, R. K., SINGH, U. B., AHLUWALIA, A. S. (2015): Phytoplankton dynamics and water quality of Prashar Lake, Himachal Pradesh, India. In: *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3(October) 101–113. pp. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.12.003>
- KALF, J. (2002): *Limnology. Inland Water Ecosystems*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall. 592. p.
- KIRK, J. T. O. (2011): *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems* (Harmadik kiadás). Cambridge: Cambridge University Press. 638. p.
- KISS KEVE, T. (1998): *Bevezetés az algalógiába*. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó. 283. p.
- KITCHELL, J. A., KITCHELL, J. F. (1980): Size sensitive predation light transmission and oxygen stratification: evidence from recent sediments of manipulated lakes. In: *Limnology and Oceanography*, 25 389–402. pp.
- KLAVENESS, D., UTSA, P., CHRISTINE M., H.-W., ULRICH, S., HANS W., P., DAVID H., T., COLINS S., R. (1988): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University press. 38 105–133. pp. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1258.2014.00082>
- KOPCZYNSKA, E. E. (1980): Small-scale vertical distribution of phytoplankton in Ezcurra Inlet, Admiralty Bay, South Shetland Islands. In: *Polish Polar Research*, 4 (1950) 77–96. pp. Retrieved from [#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Small-scale+vertical+distribution+of+phytoplankton+in+Ezcurra+Inlet+(+Admiralty+Bay+,+South+Shetland+Islands+)*)
- KUTSER, T., METSAMAA, L., DEKKER, A. G. (2008): Influence of the vertical distribution of cyanobacteria in the water column on the remote sensing signal. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 (4) 649–654. pp.- <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.02.024>
- LAMPERT, W., SOMMER, U. (2007): *Limnoecology* (2nd ed.). New York: Oxford University Press. 335. p.
- LÁNG, I., BÁNDI, G., BÖRZSÖNYI, M., HARDI, P., JÁSZAY, T., KŐRÖS, E., SZEBÉNYI, I. (1993): *Környezetvédelmi Lexikon I-II*. Budapest: Akadémiai Kiadó és Nyomda. 527. p.
- LEBOULANGER, C., DORIGO, U., JACQUET, S., LE BERRE, B., PAOLINI, G., HUMBERT, J. F. (2002): Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: A case study. In: *Aquatic Microbial Ecology*, 30 (1), 83–89. pp. <https://doi.org/10.3354/ame030083>
- LEONARD, D. A., CAPUTO, B., HOGE, F. E. (1979): Remote sensing of subsurface water temperature by Raman scattering. In: *Applied Optics*, 18 (11) 1732–1745. pp. <https://doi.org/https://doi.org/10.1364/AO.18.001732>



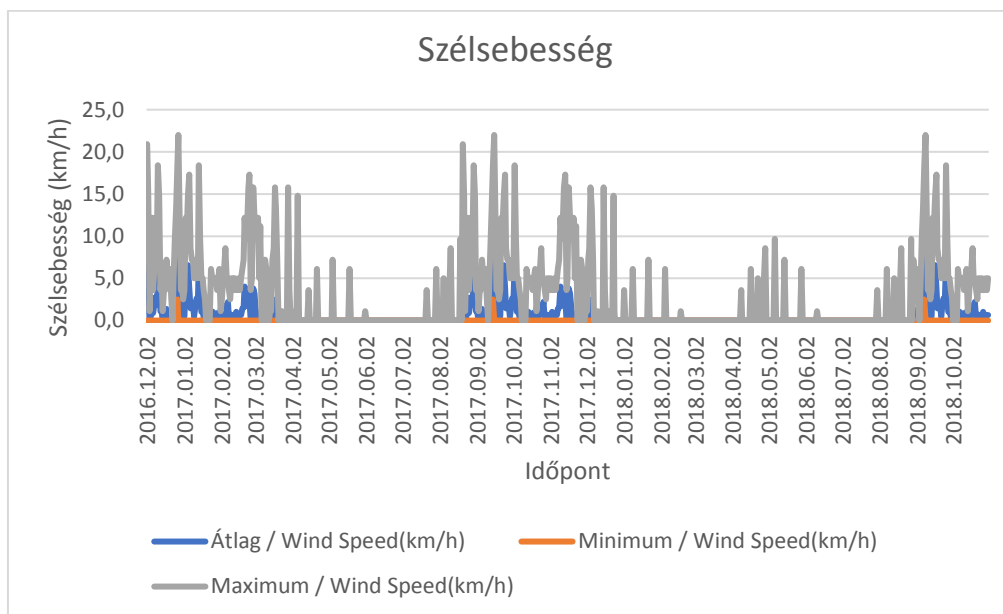
- LINDELL, T., PIERSON, D., PREMAZZI, G., ZILIOLI, E. (1999): Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques. In *Part III Remote Sensing of Lakes* Salmon, Italy: European Commission Joint Research Centre, Environment Institute. 81–122. pp.
- MATTHEWS, M. W., BERNARD, S., & WINTER, K. (2010): Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. In: *Remote Sensing of Environment*, 114 (9) 2070–2087. pp. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.013>
- MAZUMDER, A., TAYLOR, W. D., MCQUEEN, D. J., LEAN, D. R. S. (1990): Effects of fish and plankton on lake temperature and mixing depth. In: *Science*, 247 (4940) 312–315. pp. <https://doi.org/10.1126/science.247.4940.312>
- MORENO-OSTOS, E., CRUZ-PIZARRO, L., BASANTA-ALVÉS, A., ESCOT, C., GEORGE, D. G. (2006): Algae in the motion: Spatial distribution of phytoplankton in thermally stratified reservoirs. In: *Limnetica*, 25 205–216. pp. <https://doi.org/oai:nora.nerc.ac.uk:2894>
- NAGY, E., PIROS, C. (1987): Annual report of the Hungarian Geological Institute of 1987. Budapest. 539. p.
- NÉMETH, C. (1996): Üzemelési Szabályzat a Szilas-pataki tározóhoz. Budapest: Mélyépítér Mévit Kft. 8. p.
- PADISÁK, J. (1993): Species composition, spatial distribution, and the seasonal and interannual dynamics of phytoplankton in brown-water lakes enclosed with reed-belts (Neusiedlersee/Fertő Austria/Hungary). *BFB-BERICHT*, 3-29. pp.
- PADISÁK, J. (2003): Phytoplankton. O’Sullivan, P., Reynolds, C. (Szerk.), *The Lakes Handbook* Malden (MA), Amerikai Egyesült Államok: Blackwell Science. 251-308. pp.
- PADISÁK, J. (2005): Általános Limnológia. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó. 310. p.
- PADISÁK, J., G-TÓTH, L., RAJCZY, M. (1988): The role of storms in the summer succession of phytoplankton in a shallow lake (Lake Balaton, Hungary). In: *Journal of Plankton Research*, 10 (2) 249–265. pp.
- PADISÁK, J., G-TÓTH, L., RAJCZY, M. (1990): Stir-up effect of wind on a more-or-less stratified shallow lake phytoplankton community, Lake Balaton, Hungary. In: *Hydrobiologia*, 191 249–254. pp. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00026058>
- PARÉSYS, G., RIGART, C., ROUSSEAU, B., WONG, A. W. M., FAN, F., BARBIER, J. P., LAVAUD, J. (2015): Quantitative and qualitative evaluation of phytoplankton communities by trichromatic chlorophyll fluorescence excitation with special focus on cyanobacteria. In: *Water Research*, 39(September) 911–921. pp. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.005>
- PÉCSI, M. (1958): Budapest természeti képe. Pécsi, M., Marosi, S., Szilárd, J. (Szerk.) Budapest: Akadémiai Kiadó. 744. p.

- PÉTERFI, I. (1977): Az algák biológiája és gyakorlati jelentősége. Bukarest: Ceres Könyvkiadó. 234. p.
- PORRA, R. J., THOMSON, W. A., KRIEDMENMANN, P. E. (1989): Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. In: *Biochimica et Biophysica Acta*, 975 384–394. pp.
- PORYVKINA, L., BABICHENKO, S., & LEEBEN, A. (2000): Analysis of Phytoplankton Pigments By Excitation Spectra of Fluorescence. In: *Proceedings of EARSeL-SIG-Workshop LIDAR, Dresden/FR(1)* 224–232. pp.
- PRÉSING, M., HERODEK, S., VÖRÖS, L., & KOVÁCS, G. (1997): Az algák nitrogénfelvételének fényfüggése a Balatonban. In: *Hidrológiai Közlöny*, 77 (1–2) 11–13. pp.
- QUIBELL, G. (1991): The effect of suspended sediment on reflectance from freshwater algae. In: *International Journal of Remote Sensing*, 12(1), 177–182. pp. <https://doi.org/10.1080/01431169108929642>
- REYNOLDS, C. S. (2006): The Ecology of Phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press 551.p. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- REYNOLDS, C. S., WALSBY, A. E. (1975): Water blooms. In: *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 50 (4) 437–481. pp. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1975.tb01060.x>
- SALONEN, K., SARVALA, J., JÄRVINEN, M., LANGENBERG, V., NUOTTAJÄRVI, M., VUORIO, K., CHITAMWEBWA, D. B. R. (1999): Phytoplankton in Lake Tanganyika - vertical and horizontal distribution of in vivo fluorescence. In: *Hydrobiologia*, 407 89–103. pp.
- SAROJINI, Y., SARMA, N. S. (2001): Vertical distribution of phytoplankton around Andaman and Nicobar Islands, Bay of Bengal. In: *Indian Journal of Marine Sciences*, 30 (2) 65–69. pp.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. London: Chapman and Hall. 420. p.
- SCHOFIELD, O., GRZYMSKI, J., BISSETT, W. P., KIRKPATRICK, G. J., MILLIE, D. F., MOLINE, M., ROESLER, C. S. (2002): Optical monitoring and forecasting systems for harmful algae blooms: possibility or pipe dream. In: *Journal of Phycology*, 35 (6) 1477–1496. pp. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3561477.x>
- SERRA, T., VIDAL, J., CASAMITJANA, X., SOLER, M., COLOMER, J. (2007): The role of surface vertical mixing in phytoplankton distribution in a stratified reservoir. In: *Limnology and Oceanography*, 52 (2) 620–634. pp. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.2.0620>
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z., LAMPERT, W., DUNCAN, A. (1986): The PEG model of seasonal succession of planktonic event in freshwater. In: *Archiv Für Hydrobiologie*, 106 433–471.pp.

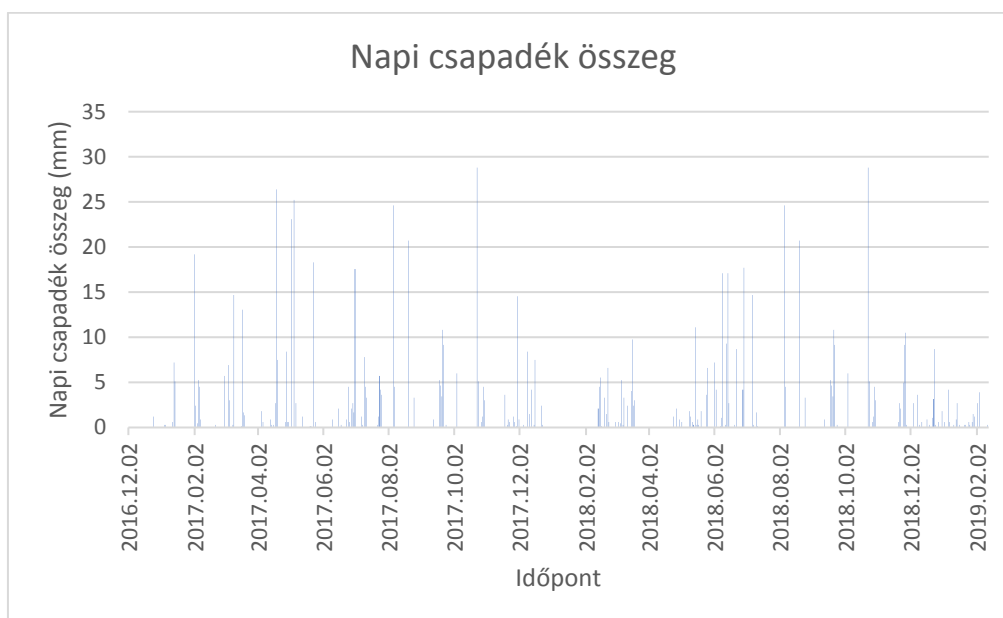
- STOLLMAYERNÉ BONZ, E. (1991): Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához. In: *Calandrella*, 5 (1) 65–84. pp.
- STRAMSKA, M., STRAMSKI D., (2005): Effects of a nonuniform vertical profile of chlorophyll concentration on remote-sensing reflectance of the ocean. In: *Applied Optics*, 44 (9) 1735–1747. pp. <https://doi.org/10.1364/AO.44.001735>
- SVÁB, E. (2008): Sekélyvizű tavak vízminőség-vizsgálata, állapotfelmérése műholdas távérzékelés segítségével. ELTE Térképtudományi és Geoinformatikai Tanszék, Budapest. 106. p.
- SZMOLKA, V., BOLDIZSÁR, Á., TUZA, P. (2005): Vízminőség vizsgálatok a Szilas-patakon. Gödöllő. 2. p.
- TESZÁRNÉ NAGY, M., MÁRIALIGETI, K., VÉGVÁRI, P., CSÉPES, E., BANCSI, I. (2003): Stratification analysis of the óhalász oxbow of the River Tisza (Kisköre Reservoir Hungary). In: *Hydrobiologia*, 506–509 (1–3) 37–44. pp.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. In: *Limnology*, 9 1–38. pp.
- VAN DEN HOEK, C., MANN, D. G., JAHNS, H. M. (1995): Algae: an introduction to phycology. In: *Search*, 627. p. <https://doi.org/10.2307/1468159>
- VÁGÓ, J., SERES, A., HEGEDŰS, A. (2011): Alkalmazott térinformatika. Miskolc: Miskolci Egyetem Földtudományi Kar. 116. p.
- WARDLEY, N. W. (1984): Vegetation index variability as a function of viewing geometry. In: *International Journal of Remote Sensing*, 5 (5) 861–870. pp. <https://doi.org/10.1080/01431168408948870>
- WETZEL, R. G. (2001): *Limnology: Lake and River Ecosystems*. (3 rd editi). San Diego: Academic Press. 1006. p.
- WOJTASZEK, M. (2010): Fotointerpretáció és távérzékelés: A távérzékelés alkalmazási területeinek áttekintése, Kivonat. Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem. 23. p.
- WU, X., KONG, F., CHEN, Y., QIAN, X., ZHANG, L., YU, Y., XING, P. (2010): Horizontal distribution and transport processes of bloom-forming *Microcystis* in a large shallow lake (Taihu, China). In: *Limnologica*, 40 8–15. pp.
- YANG, Z., ANDERSON, Y. (2016): Estimating Chlorophyll-A Concentration in a Freshwater Lake Using Landsat 8 Imagery. In: *Journal of Environment and Earth Science*, 6 (4) 134–142. pp. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606933>
- ZHANG, H., CHEN, S., HUANG, T., MA, W., XU, J., SUN, X. (2015): Vertical Distribution of Bacterial Community Diversity and Water Quality during the Reservoir Thermal Stratification. In: *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6933–6945. pp. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606933>
- ZSENI, A., BULLA, M. (2002): Vízminőségvédelem. Győr: Széchenyi István Egyetem, Építési és Környezetmérnöki Intézet. 168. p.

## 10 MELLÉKLETEK

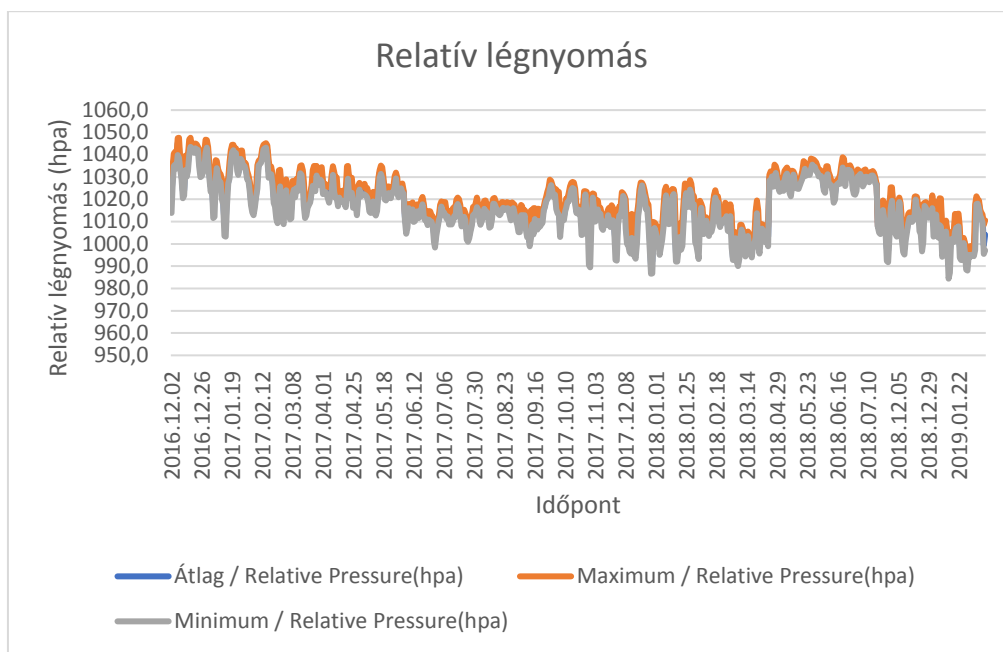
### 1. számú melléklet



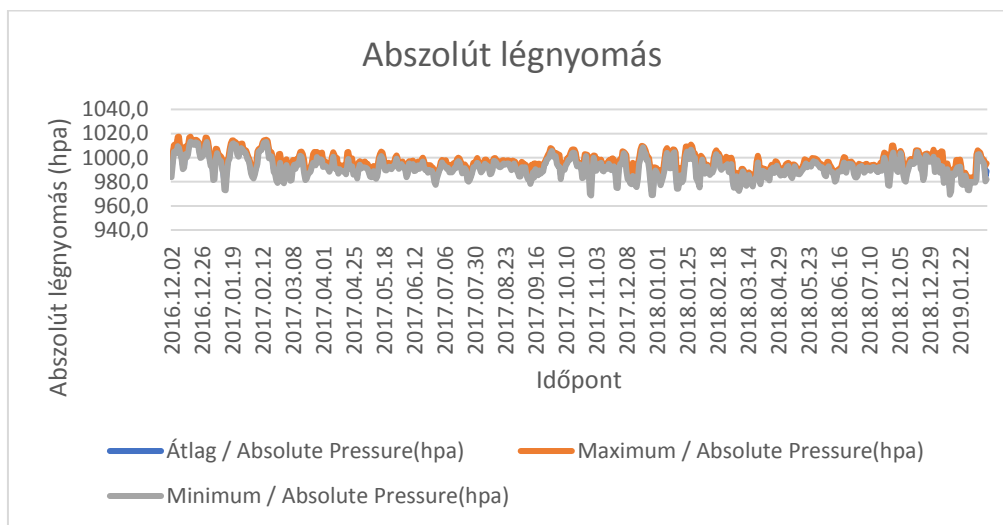
1. ábra Szélsőségek változása a vizsgálati periódusban



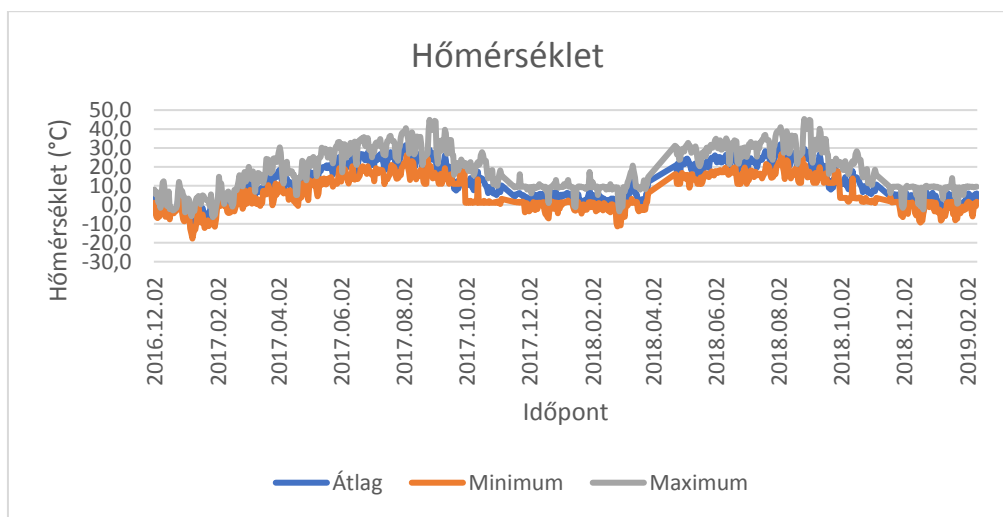
2. ábra Csapadék mennyiség változása a vizsgálati periódusban



3. ábra Relatív légnyomás változása a vizsgálati periódusban



4. ábra Abszolút légnyomás változása a vizsgálati periódusban



5. ábra Hőmérséklet változása a vizsgálati periódusban

## 2. számú melléklet: Az a-klorofill tartalomra vonatkozó lineáris regresszió

1. táblázat Az a-klorofill tartalomra vonatkozó korrelációs mátrix I.

		Korreláció												
		a_klorofill	Átlag víz hőmérséklet	Átlag_NH4	Átlag_NO2	Átlag_NO3	Átlag_Fe	Átlag_PO4	Átlag_K	Átlag_Na	Átlag_EC	Átlag_pH	Rend. álló hasz. fény	Átlag_lebegőanyag
Pearson féle korreláció	a_klorofill	1,000	,720	-,359	-,268	-,272	-,324	-,195	-,170	,842	-,389	,869	,760	,203
	Átlag víz hőmérséklet	,720	1,000	-,628	-,590	-,535	-,713	-,560	-,595	,595	-,590	,874	,584	,175
	Átlag_NH4	-,359	-,628	1,000	,524	,373	,718	,502	,700	,218	,888	,581	,382	-,186
	Átlag_NO2	-,268	-,590	,524	1,000	,815	,803	,879	,651	-,188	,364	-,498	,197	,072
	Átlag_NO3	-,272	-,535	,373	,815	1,000	,782	,875	,714	,260	,586	,604	,497	-,008
	Átlag_Fe	-,324	-,713	,718	,803	,782	1,000	,875	,714	-,260	,586	-,604	,725	-,008
	Átlag_PO4	-,195	-,560	,502	,879	,875	,875	1,000	,675	-,150	,354	-,456	,640	,029
	Átlag_K	-,170	-,595	,700	,651	,714	,714	,675	1,000	-,133	,584	-,421	,599	-,246
	Átlag_Na	,842	,595	,218	-,188	,260	-,260	-,150	-,133	1,000	-,245	,726	-,375	,117
	Átlag_EC	-,389	-,590	,888	,364	,586	,586	,354	,584	-,245	1,000	,557	-,178	-,225
	Átlag_pH	,869	,874	,581	-,498	,604	-,604	-,456	-,421	,726	,557	1,000	-,657	,172
	Rend. álló hasz. fény	,760	,584	,382	,197	,497	,725	,640	,599	-,375	-,178	-,657	1,000	-,187
	Átlag lebegőanyag	,203	,175	-,186	,072	-,008	-,008	,029	-,246	,117	-,225	,172	-,187	1,000

2. táblázat Az a-klorofill tartalomra vonatkozó korrelációs mátrix II.

		a_klorofill	Átlag víz hőmérséklet	Átlag_NH4	Átlag_NO2	Átlag_NO3	Átlag_Fe	Átlag_PO4	Átlag_K	Átlag_Na	Átlag_E	Átlag_pH	Rend. álló hasz. fény	Átlag_lebegőanyag	
Szignifikancia	a_klorofill	.	,000	,000	,007	,006	,001	,037	,060	,000	,000	,000	,000	,030	
	Átlag víz hőmérséklet	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,055	
	Átlag NH4	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000	,023	,000	,000	,000	,044	
	Átlag NO2	,007	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000	,042	,000	,000	,000	,255	
	Átlag NO3	,006	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000	,008	,000	,000	,000	,471	
	Átlag Fe	,001	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000	,015	,00	,000	,000	,471	
	Átlag PO4	,037	,000	,000	,000	,000	,000	.	,00	,085	,000	,000	,000	,396	
	Átlag K	,060	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,113	,000	,000	,000	,012	
	Átlag Na	,000	,000	,023	,042	,008	,015	,085	,113	.	,012	,000	,000	,143	
	Átlag EC	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,012	.	,000	,000	,019	
	Átlag pH	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,058	
	Rend. álló hasz. fény	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,043
	Átlag lebegőanyag	,030	,055	,044	,255	,471	,471	,396	,012	,143	,019	,058	,043	.	



3. táblázat Az a-klorofill tartalomra vonatkozó lineáris regressziós modell összegzése I.

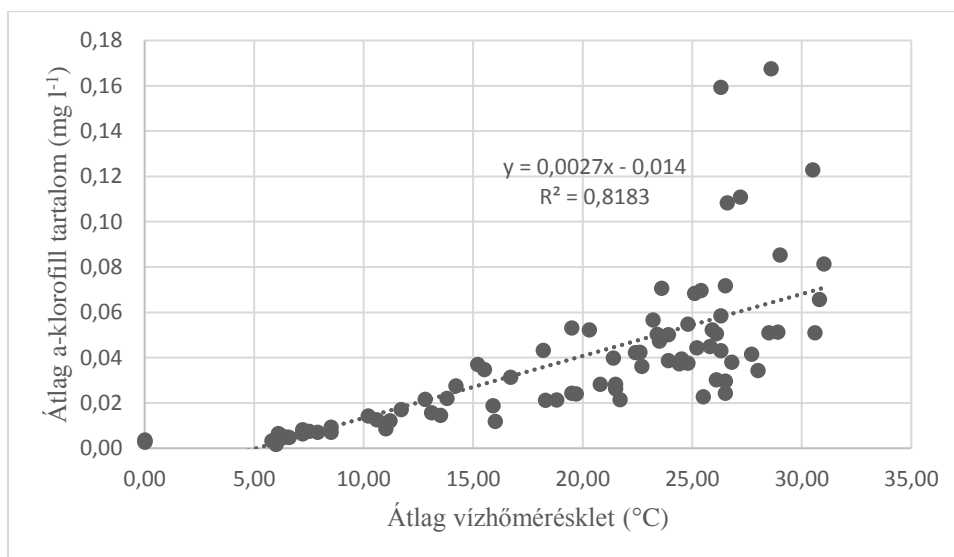
<b>Modell összefoglaló</b>				
Modell	R	R négyzet	Korrigált R négyzet	A becslés standard hibája
1	,943	,890	,871	,0116344

4. táblázat Az a-klorofill tartalomra vonatkozó lineáris regressziós modell összegzése II.

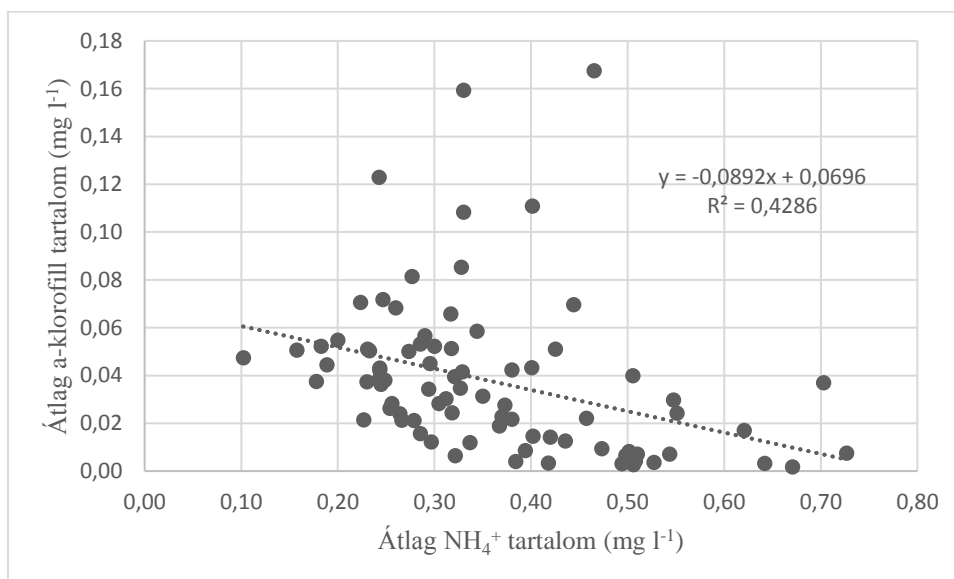
<b>Modell összefoglaló</b>			
Modell	df1	df2	F szignifikancia
1	12	72	,001

5. táblázat Az a-klorofill tartalomra vonatkozó ANOVA

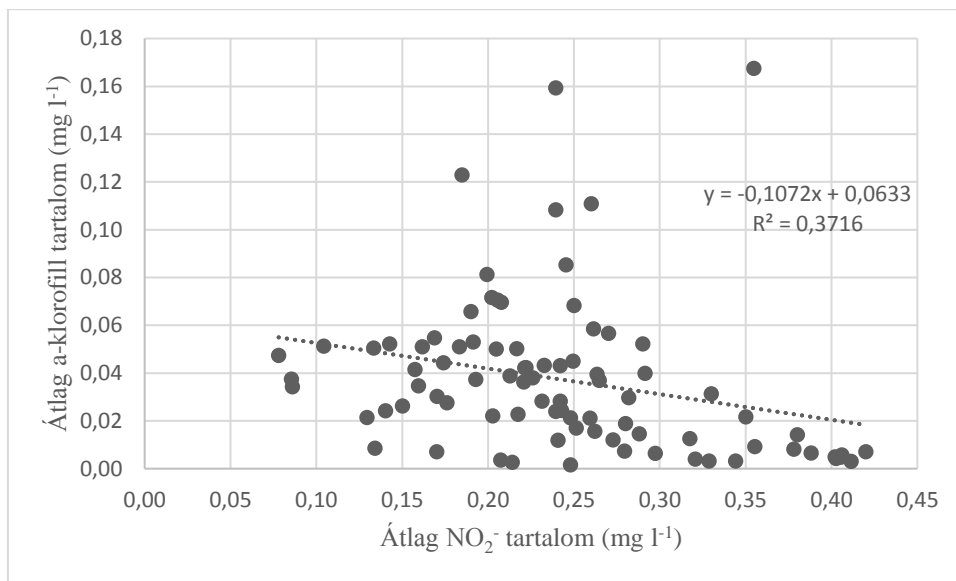
<b>ANOVA<sup>a</sup></b>						
Modell		Négyzet-összeg	df	Tapasztalati szórásnégyzet	F	Szignifikancia
1	Regresszió	,079	12	,007	48,416	,001
	Maradvány	,010	72	,000		
	Összesen	,088	84			



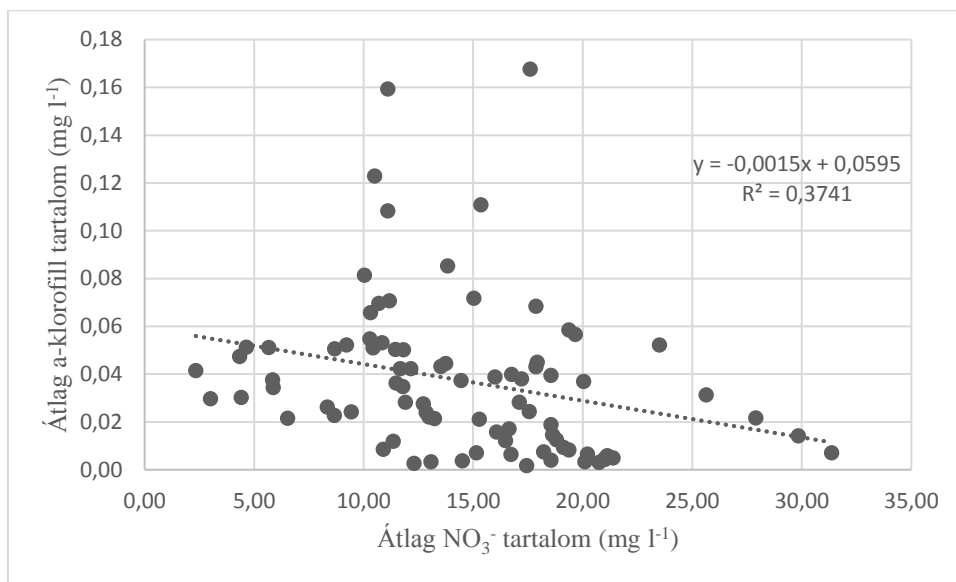
1. ábra Átlag vízhőmérséklet és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



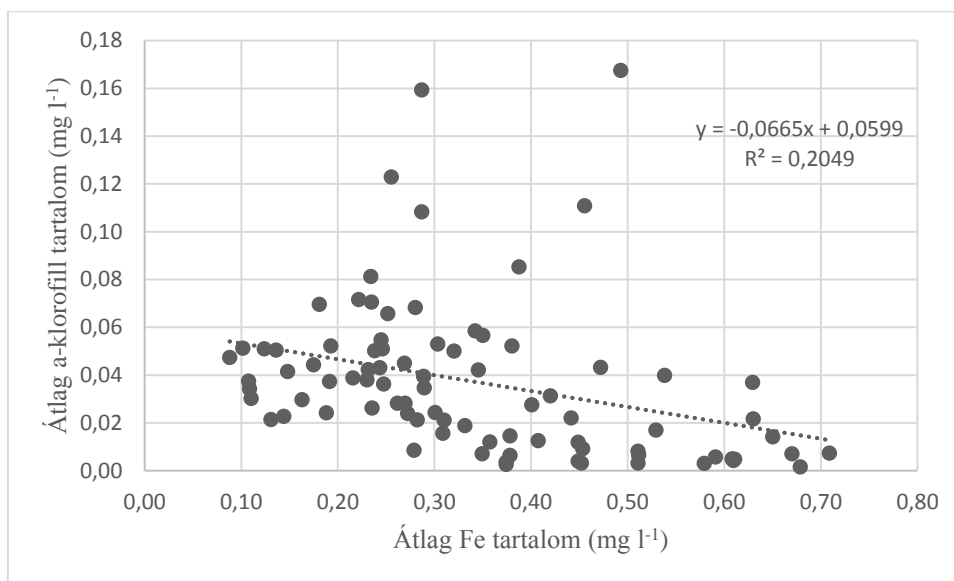
2. ábra Átlag NH<sub>4</sub><sup>+</sup> tartalom és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



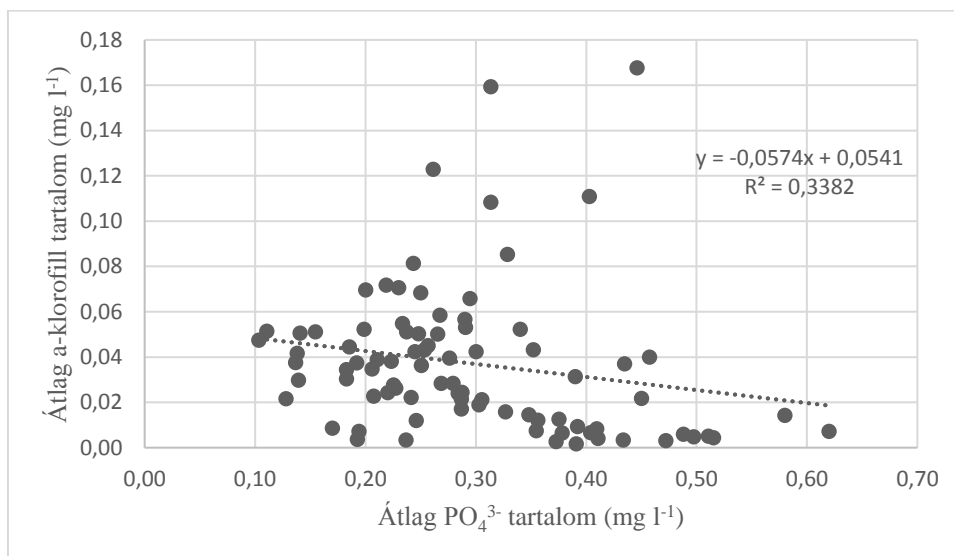
3. ábra Átlag  $\text{NO}_2^-$  tartalom és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



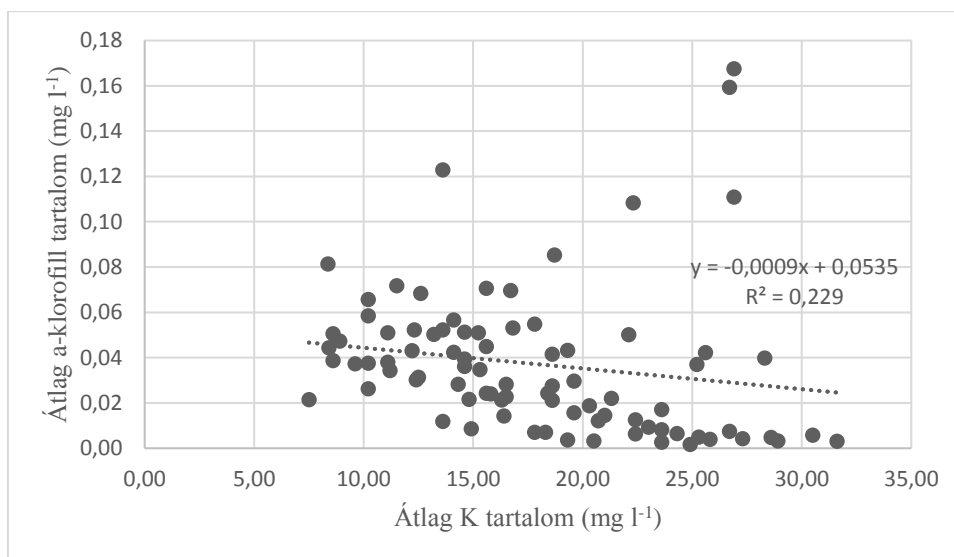
4. ábra Átlag  $\text{NO}_3^-$  tartalom és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



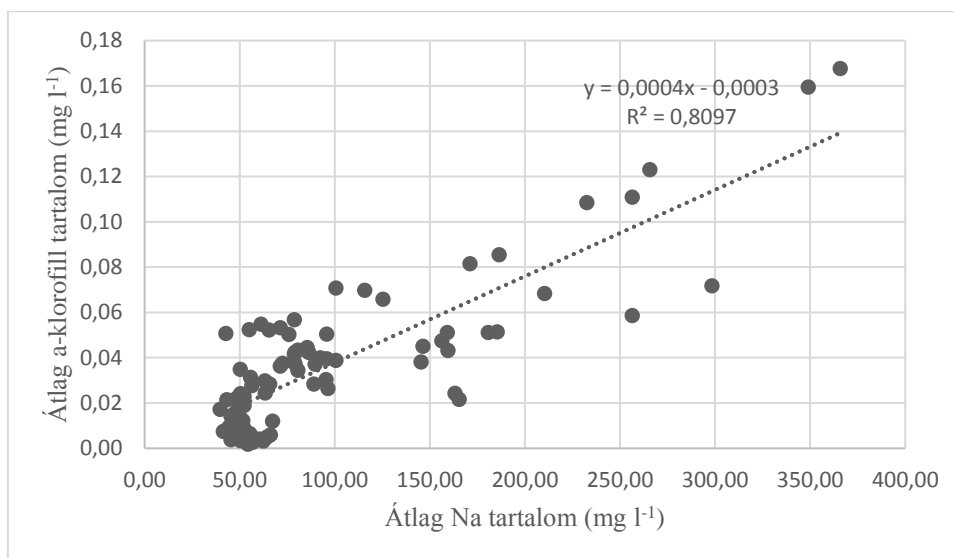
5. ábra Átlag Fe tartalom és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



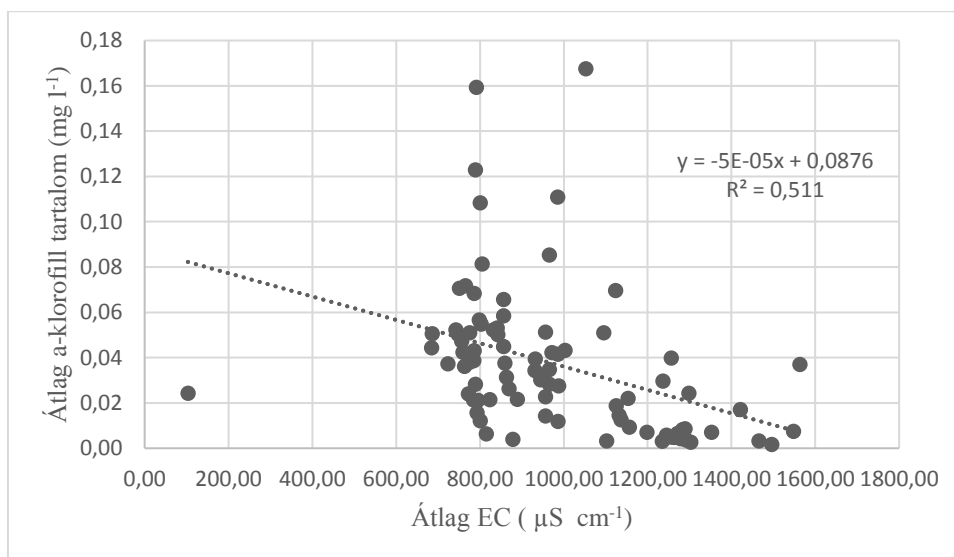
6. ábra Átlag PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



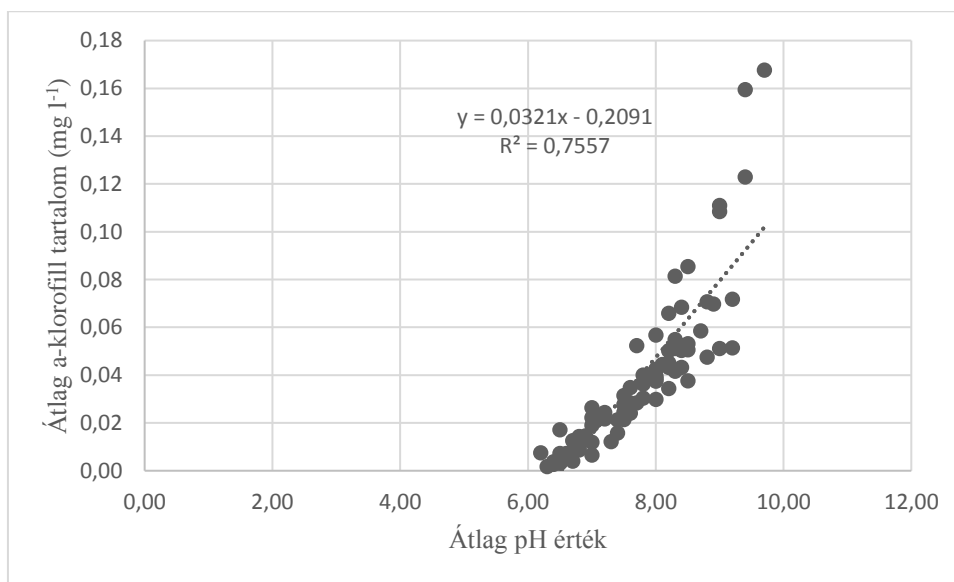
7. ábra Átlag K és az átlag a-klorofil tartalom kapcsolata



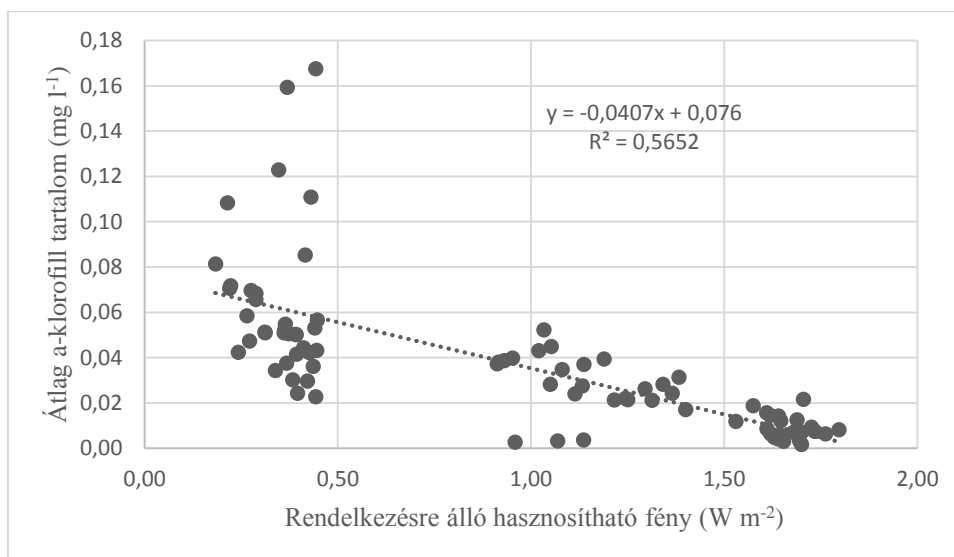
8. ábra Átlag Na tartalom és az átlag a-klorofil tartalom kapcsolata



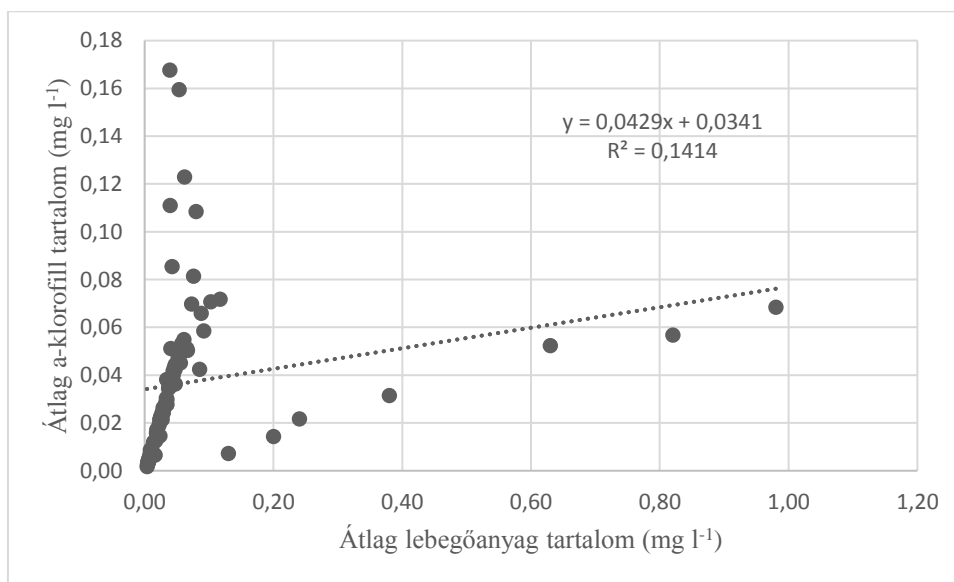
9. ábra Átlag EC és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



10. ábra Átlag pH érték és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



11. ábra Rendelkezésre álló hasznosítható fény és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata



12. ábra Átlag lebegőanyag tartalom és az átlag a-klorofill tartalom kapcsolata

### 3. számú melléklet: Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó lineáris regresszió

1. táblázat Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó korrelációs mátrix I.

		Korreláció													
		a_klorofill mélység	UV_index	Átlag víz hőmérséklet	Átlag_NH4	Átlag_NO2	Átlag_NO3	Átlag_Fe	Átlag_PO4	Átlag_Na	Átlag_K	Átlag_EC	Átlag_pH	Rend. álló hasz. fény	Átlag_lebegő anyag
Pearson féle korreláció	a_klorofill_mélység	1,000	,791	,527	-,307	-,391	-,443	-,418	-,388	-,350	-,027	-,223	,257	,690	-,009
	UV_index	,791	1,000	,655	-,386	-,496	-,476	-,504	-,459	-,396	,199	-,337	,469	,792	,079
	Átlag víz hőmérséklet	,527	,655	1,000	-,612	-,578	-,534	-,675	-,547	-,564	,537	-,577	,853	,839	,175
	Átlag_NH4	-,307	-,386	-,612	1,000	,524	,373	,718	,502	,700	-,218	,888	-,581	,279	-,186
	Átlag_NO2	-,391	-,496	-,578	,524	1,000	,815	,803	,879	,651	-,188	,364	-,498	,387	,072
	Átlag_NO3	-,443	-,476	-,534	,373	,815	1,000	,782	,823	,379	-,203	,215	-,468	-,698	,261
	Átlag_Fe	-,418	-,504	-,675	,718	,803	,782	1,000	,875	,714	-,260	,586	-,604	,367	-,008
	Átlag_PO4	-,388	-,459	-,547	,502	,879	,823	,875	1,000	,675	-,150	,354	-,456	-,247	,029
	Átlag_Na	-,350	-,396	-,564	,700	,651	,379	,714	,675	1,000	-,133	,584	-,421	,753	-,246
	Átlag_K	-,027	,199	,537	-,218	-,188	-,203	-,260	-,150	-,133	1,000	-,245	,726	-,524	,117
	Átlag_EC	-,223	-,337	-,577	,888	,364	,215	,586	,354	,584	-,245	1,000	-,557	,327	-,225
	Átlag_pH	,257	,469	,853	-,581	-,498	-,468	-,604	-,456	-,421	,726	-,557	1,000	-,427	,172
	Rend. álló hasz. fény	,690	,792	,839	,279	,387	-,698	,367	-,247	,753	-,524	,327	-,427	1,000	-,187
	Átlag_lebegőanyag	-,009	,079	,175	-,186	,072	,261	-,008	,029	-,246	,117	-,225	,172	-,187	1,000



2. táblázat Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó korrelációs mátrix II.

		a_klorofill mélység	UV_index	Átlag víz hőmérséklet	Átlag_NH4	Átlag_NO2	Átlag_NO3	Átlag_Fe	Átlag_PO4	Átlag_Na	Átlag_K	Átlag_EC	Átlag_pH	Rend. álló hasz. fény	Átlag_lebegő anyag
Szignifikancia	a-klorofill_mélység	.	,000	,000	,002	,000	,000	,000	,000	,001	,404	,020	,009	,000	,467
	UV_index	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,034	,001	,000	,000	,237
	Átlag víz hőmérséklet	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,055
	Átlag NH4	,002	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000	,023	,000	,000	,000	,044
	Átlag NO2	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000	,042	,000	,000	,000	,255
	Átlag NO3	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000	,031	,024	,000	,000	,008
	Átlag Fe	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000	,008	,000	,000	,000	,471
	Átlag PO4	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000	,085	,000	,000	,000	,396
	Átlag Na	,001	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,113	,000	,000	,000	,012
	Átlag K	,404	,034	,000	,023	,042	,031	,008	,085	,113	.	,012	,000	,000	,143
	Átlag EC	,020	,001	,000	,000	,000	,024	,000	,000	,000	,012	.	,000	,000	,019
	Átlag pH	,009	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000	,058
	Rend. álló hasz. fény	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.	,043
Átlag lebegőanyag	,467	,237	,055	,044	,255	,008	,471	,396	,012	,143	,019	,058	,043	.	

3. táblázat Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó lineáris regressziós modell összegzése I.

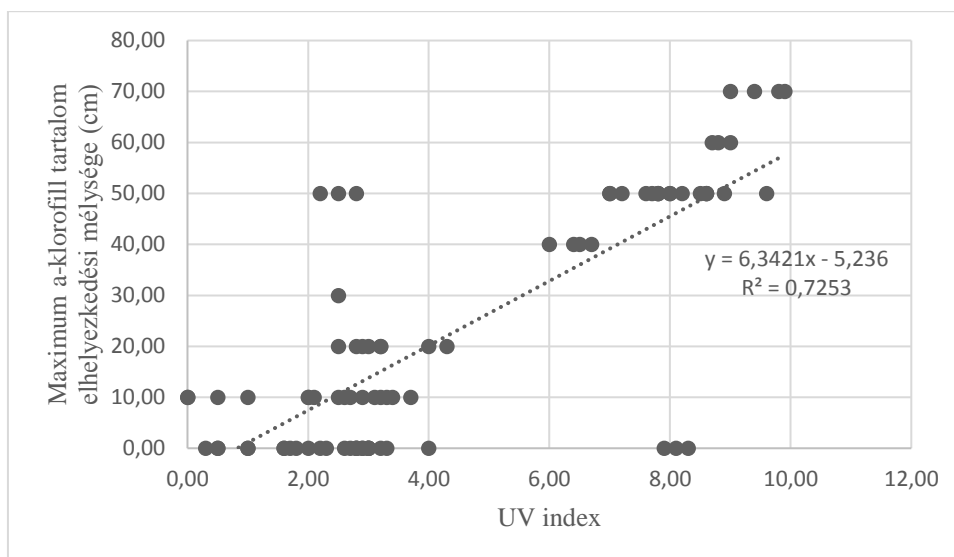
<b>Modell összefoglaló</b>				
Modell	R	R négyzet	Korrigált R négyzet	A becslés standard hibája
1	,858	,736	,688	13,191

4. táblázat Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó lineáris regressziós modell összegzése II.

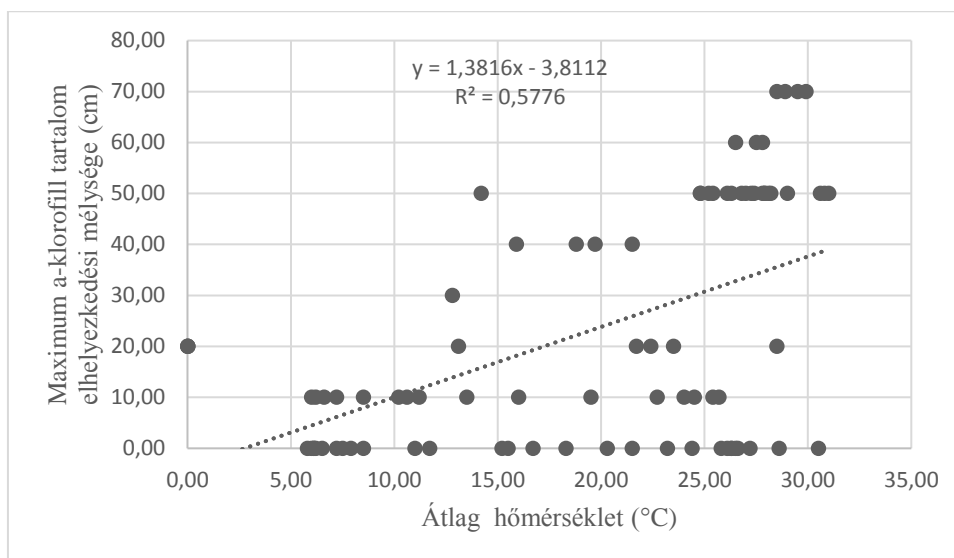
<b>Modell összefoglaló</b>			
Modell	df1	df2	F szignifikancia
1	13	71	,003

5. táblázat Maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységére vonatkozó ANOVA

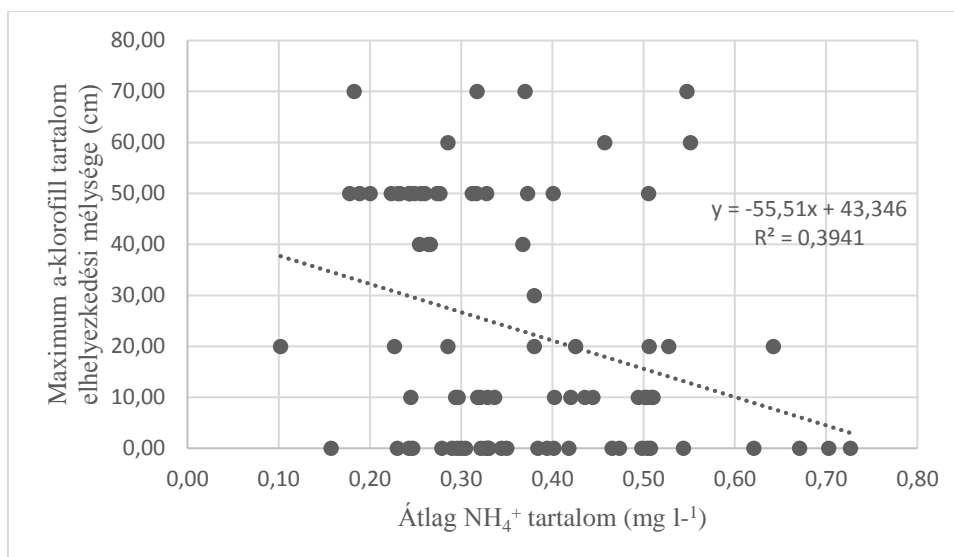
<b>ANOVA<sup>a</sup></b>						
Modell		Négyzet- összeg	Df	Tapasztalati szórásnégyzet	F	Szigni- fikancia
1	Regresszió	34487,938	13	2652,918	15,246	,003
	Maradvány	12354,415	71	174,006		
	Összesen	46842,353	84			



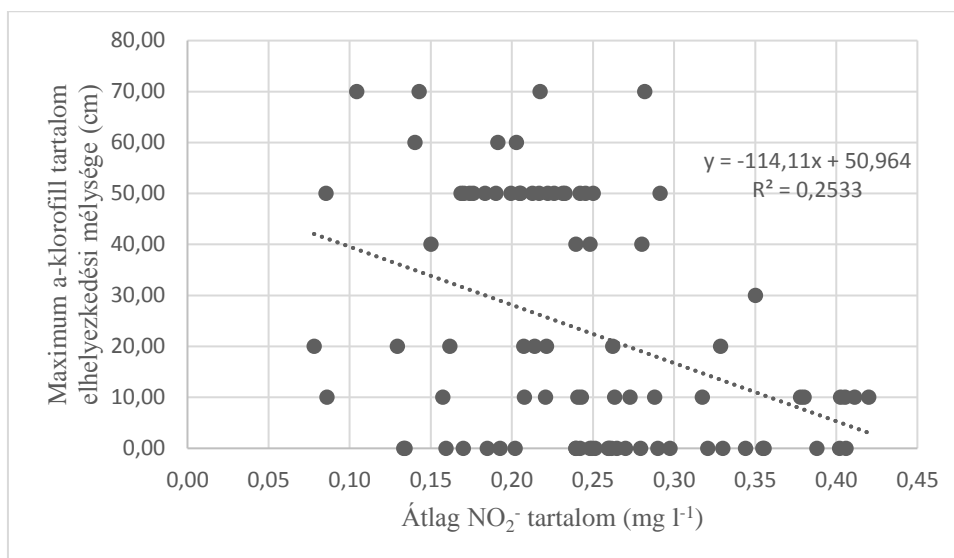
1. ábra Átlag UV index és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



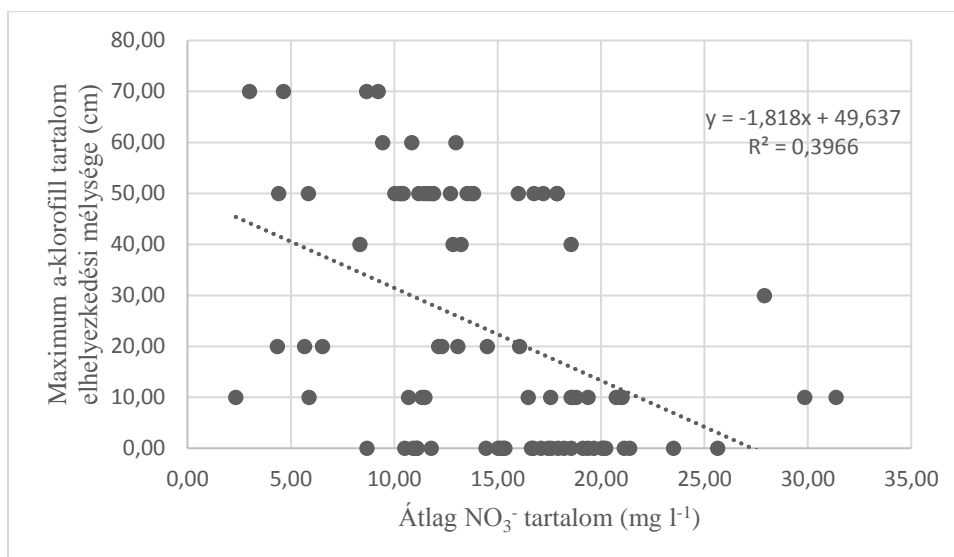
2. ábra Átlag hőmérséklet és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



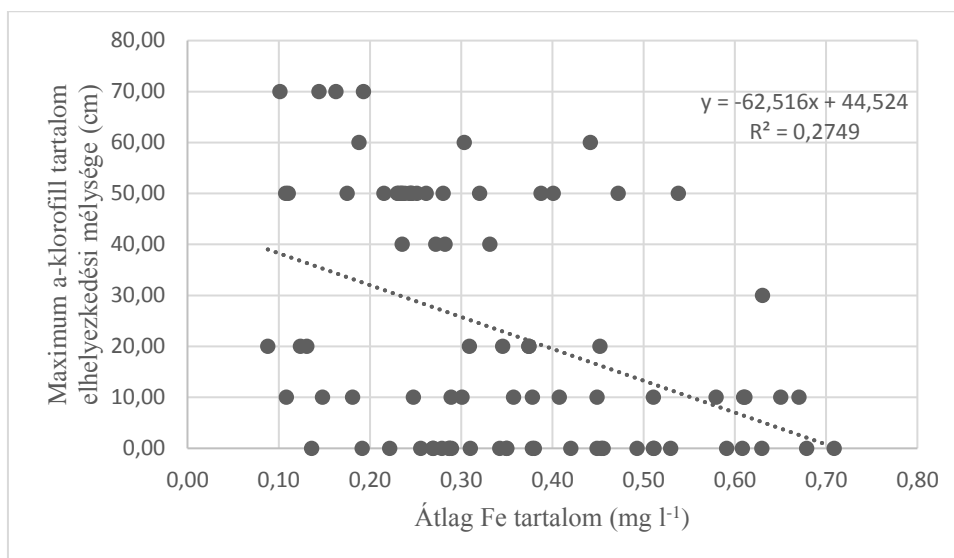
3. ábra Átlag  $\text{NH}_4^+$  és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



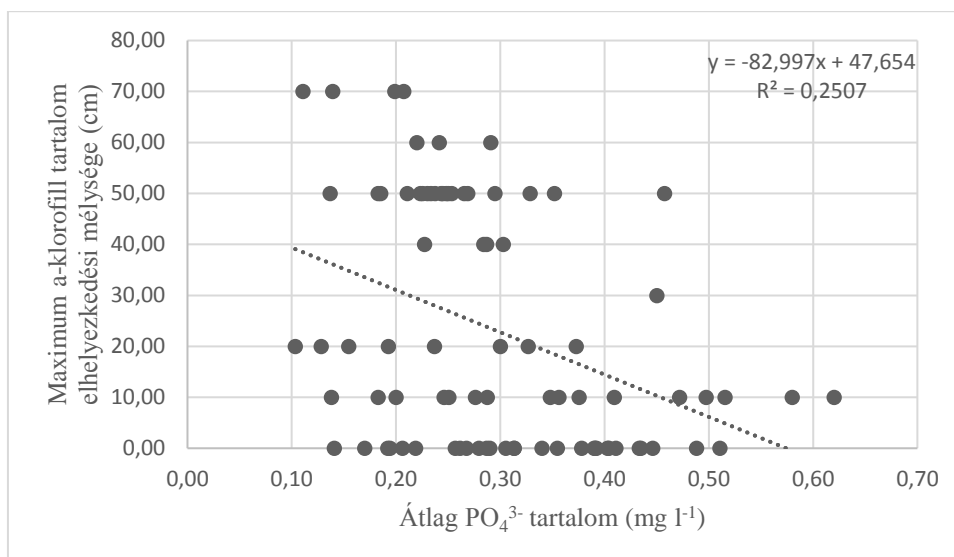
4. ábra Átlag  $\text{NO}_2^-$  és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



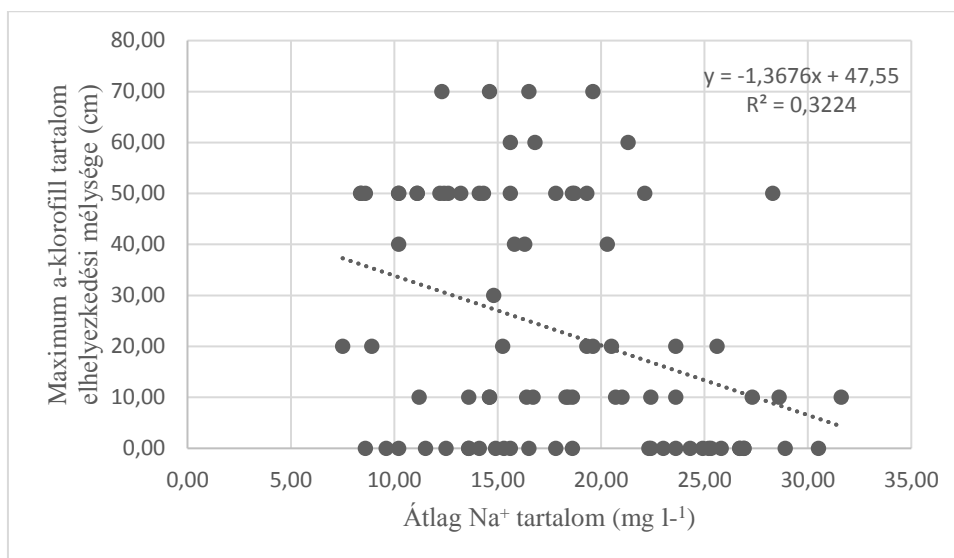
5. ábra Átlag  $\text{NO}_3^-$  és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



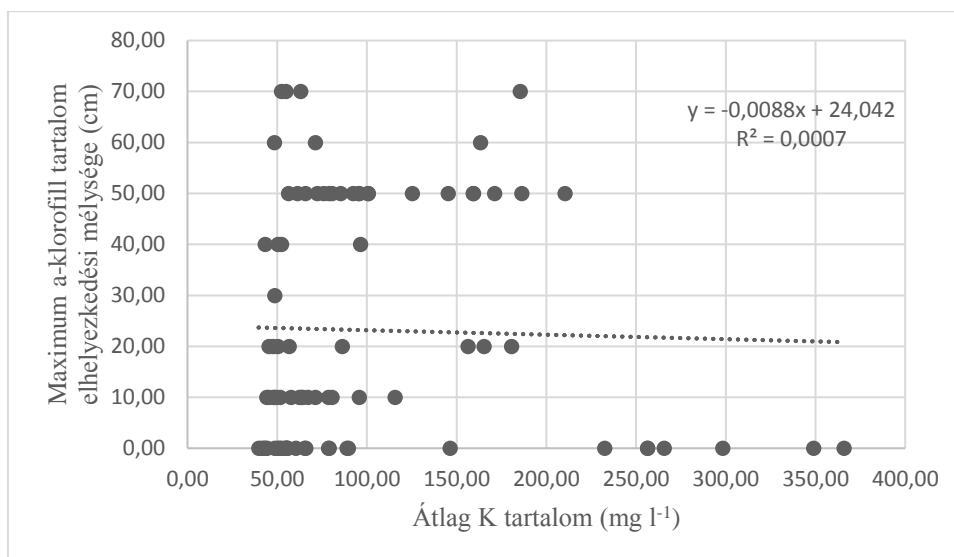
6. ábra Átlag Fe tartalom és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



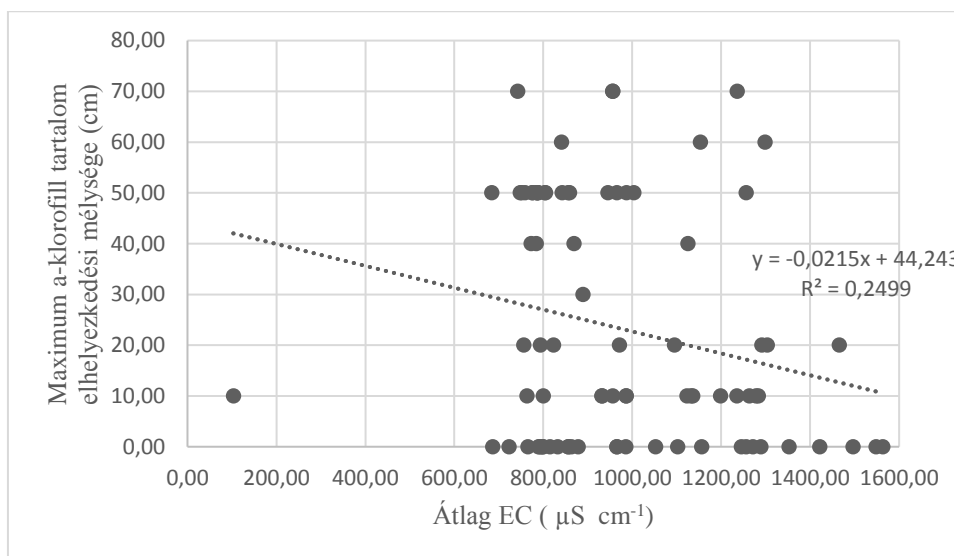
7. ábra Átlag  $\text{PO}_4^{3-}$  és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



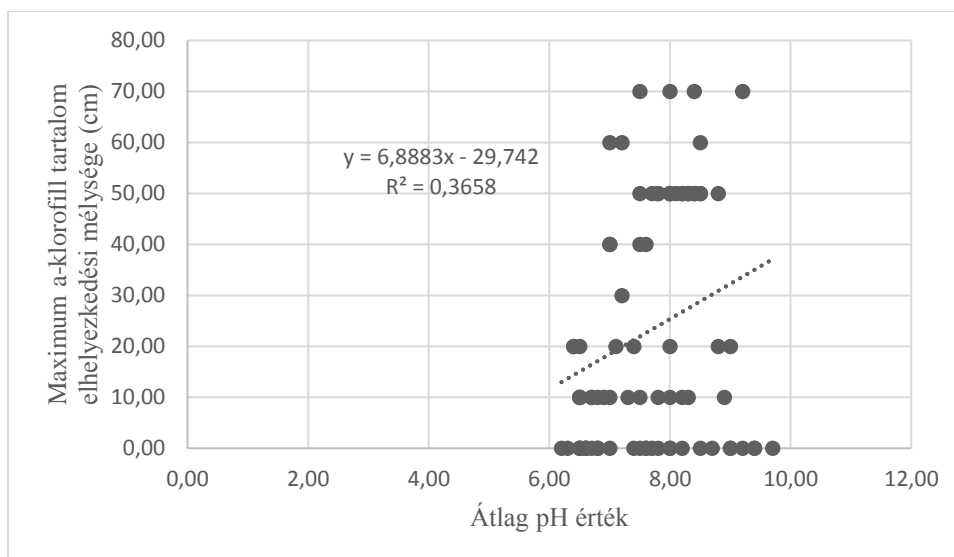
8. ábra Átlag  $\text{Na}^+$  és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



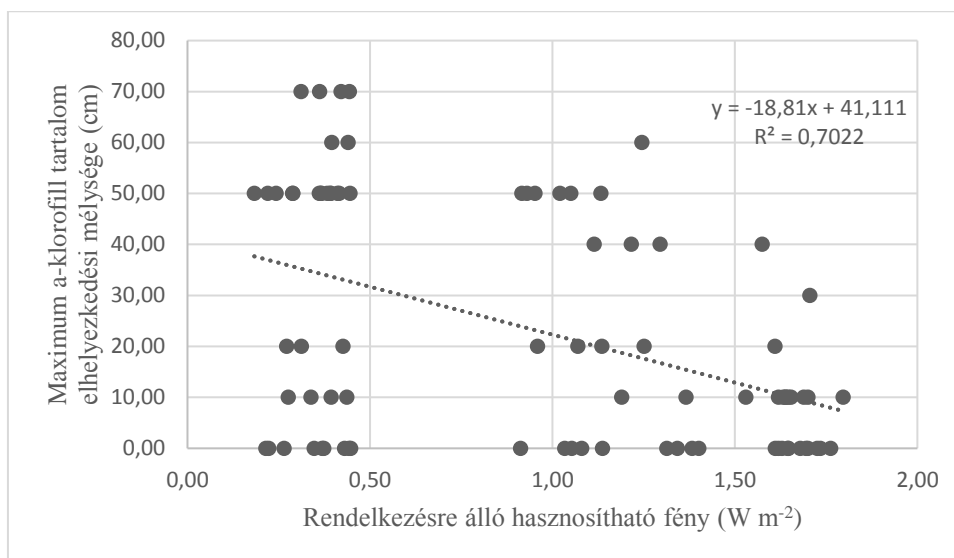
9. ábra Átlag K<sup>+</sup> és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



10. ábra Átlag EC és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



11. ábra Átlag pH érték és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata



12. ábra Rendelkezésre álló hasznosítható fény és a maximum a-klorofill tartalom elhelyezkedési mélységének kapcsolata





#### 4. számú melléklet: Fitoplankton állomány taxonómiai besorolása

1.táblázat: Fitoplankton állomány taxonómiai besorolása

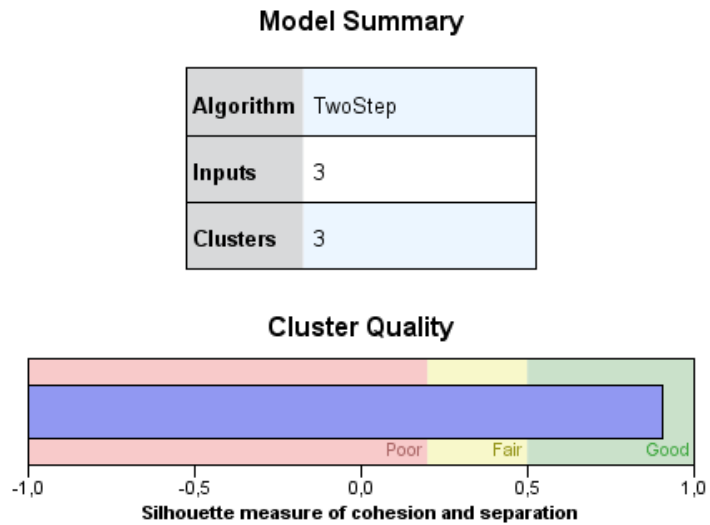
Birodalom	Ország	Törzs	Osztály	Rend	Család	Nemzetség
Eukaryota	Protista	Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	Hydrodictyceae	Pediastrum
				Sphaeropleales	Scenedesmaceae	Scenedesmus
						Coelastrum
				Chlamydomonadales	Treubariaceae	Treubaria
				Chlorococcales	Chlorococcaceae	Chlorococcaceae
					Chlamydomonadaceae	Carteria
			Sphaeropleales	Selenastraceae	Ankistrodesmus	
			Zygnemophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	Closterium
				Desmidiales	Desmidiaceae	Staurastrum
						Cosmarium
			Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	Dictyosphaerium

Birodalom	Ország	Törzs	Osztály	Rend	Család	Nemzetség
Eukaryota	Chromista	Heteroconthophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Stauroneidaceae	Stauroneis
				Centrales	Chaetocerotaceae	Chaetoceros
					Catenulaceae	Amphora
				Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	Epithemia
			Fragilariales	Fragilariaceae	Synedra	
	Mediophyceae		Chaetocerotales	Chaetocerotaceae	Acanthoceras	
	Excavata	Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	Phacus
						Euglena
						Trachelomonas
		Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	Ceratium
	Bacteria	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Microcystaceae	Microcystis
				Synechococcales	Merismopediaceae	Merismopedia
					Coelosphaeriaceae	Coelosphaerium

## 5. számú melléklet: Klaszteranalízis



1. ábra Modell összegzése a maximum a-klorofill tartalom az átlag a-klorofill tartalom és az átlag Na<sup>+</sup> tartalom kapcsolatában

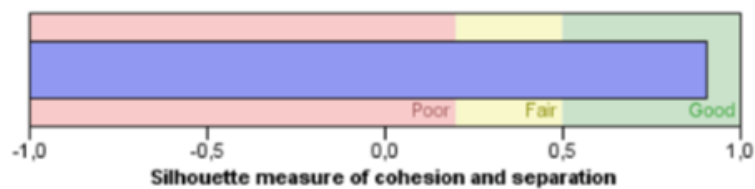


2. ábra Modell összegzése a maximum a-klorofill tartalom és a vízhőmérséklet kapcsolatában

### Model Summary

<b>Algorithm</b>	TwoStep
<b>Inputs</b>	3
<b>Clusters</b>	4

### Cluster Quality

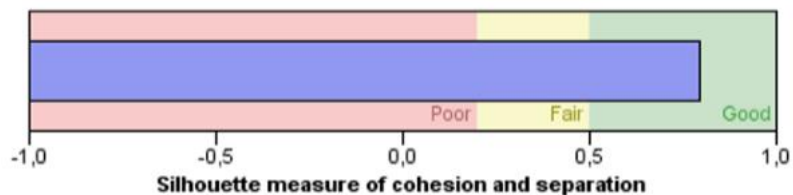


3. ábra Modell összegzése a maximum a-klorofill tartalom az UV sugárzás és a felszíni vízhőmérséklet kapcsolatában (eutrotróf víztest esetében)

### Model Summary

<b>Algorithm</b>	TwoStep
<b>Inputs</b>	3
<b>Clusters</b>	3

### Cluster Quality



4. ábra Klaszterelemzés eredménye a maximum a-klorofill tartalom, az UV sugárzás és a felszíni vízhőmérséklet kapcsolatában (oligotróf víztest esetében)

## 6. számú melléklet: Felszín felett meghatározott reflektancia

1. táblázat Statisztikai modell leírás

Leíró adatok								
	N	Átlag	Standard eltérés	Standard hiba	95% Átlag megbízhatósági intervallum		Minimum	Maximum
					Alsó határ	Felső határ		
1	884	1,777	,959	,0322	1,713	1,840	,0238	4,867
2	884	1,382	,620	,0208	1,341	1,423	,1089	2,681
3	884	3,175	1,996	,0671	3,043	3,307	,0193	8,287
4	884	2,319	1,014	,0341	2,252	2,386	,0195	4,403
Összesen	3536	2,163	1,425	,0239	2,116	2,210	,0193	8,287

2. táblázat Variancia homogenitási teszt

Variancia homogenitási teszt				
	Levene statisztika	df1	df2	Szignifikancia
Átlag	586,745	3	3532	,000
Középérték	260,464	3	3532	,000
Középérték és szabadságfok	260,464	3	1620,88	,000
Rendezett átlag	539,205	3	3532	,000

3. táblázat ANOVA a reflektancia vonatkozásában

ANOVA					
	Négyzetösszeg	Df	Tapasztalati szórásnégyzet	F	Szignifikancia
Csoportok között	1598,340	3	532,780	337,004	,000
Csoportokon belül	5583,847	3532	1,581		
Összesen	7182,187	3535			

4. táblázat Scheffe módszer

Scheffe módszer							95% Megbízhatósági intervallum	
	(I) Kezelés	(J) Kezelés	Átlag különbsége (I-J)	Standard hiba	Sznifikancia	95% Megbízhatósági intervallum		
						Alsó határ	Felső határ	
Scheffe	1	2	,395	,0598	,000	,227	,562	
		3	-1,398	,0598	,000	-1,565	-1,230	
		4	-,541	,0598	,000	-,709	-,374	
	2	1	-,395	,0598	,000	-,562	-,227	
		3	-1,793	,0598	,000	-1,960	-1,626	
		4	-,936	,0598	,000	-1,104	-,769	
	3	1	1,398	,0598	,000	1,230	1,565	
		2	1,793	,0598	,000	1,626	1,960	
		4	,856	,0598	,000	,689	1,023	
	4	1	,541	,0598	,000	,374	,709	
		2	,936	,0598	,000	,769	1,104	
		3	-,856	,0598	,000	-1,023	-,689	

5. táblázat Scheffe és Tukey módszer

## Esetelemzés

	Kezelés	N	alfa értéke = 0.05			
			1	2	3	4
Tukey B	2	884	1,382			
	1	884		1,777		
	4	884			2,319	
	3	884				3,175
Scheffe	2	884	1,382			
	1	884		1,777		
	4	884			2,319	
	3	884				3,175
	Sznifikancia		1,000	1,000	1,000	1,000

**7. számú melléklet: Eltérő megfigyelés szöghelyzet (maximum a-klorofill tartalom a felszín közelében)**

1. táblázat Statisztikai modell leírás

Leíró adatok								
	N	Átlag	Standard eltérés	Standard hiba	95% Átlag megbízhatósági intervallum		Minimum	Maximum
					Alsó érték	Felső érték		
1	884	1,777	,959	,0322	1,713	1,840	,0238	4,867
2	884	1,950	,743	,0250	1,900	1,999	,569	3,421
3	884	1,270	,371	,0125	1,246	1,295	,353	2,173
Összesen	2652	1,666	,787	,0152	1,636	1,696	,0238	4,867

2. táblázat Variancia homogenitási teszt

Variancia homogenitási teszt				
	Levene Statisztika	df1	df2	Szignifikancia
Átlag	295,052	2	2649	,000
Középérték	208,124	2	2649	,000
Középérték és szabadságfok	208,124	2	1465,031	,000
Rendezett átlag	268,691	2	2649	,000

3. táblázat ANOVA a felszín közeli szöghelyzet vonatkozásában

ANOVA					
	Négyzet-összeg	df	Tapasztalati négyzetösszeg	F	Szignifikancia
Csoportok között	220,222	2	110,111	204,823	,000
Csoportokon belül	1424,082	2649	,538		
Összesen	1644,305	2651			



4. táblázat Scheffe módszer

Scheffe módszer							
	(I) Kezelés	(J) Kezelés	Átlag különbsége (I-J)	Standard hiba	Szigni- fikancia	95% Megbízhatósági intervallum	
						Alsó érték	Felső érték
Scheffe	1	2	-,172	,0348	,000	-,258	-,087
		3	,506	,0348	,000	,420	,591
	2	1	,172	,0348	,000	,0873	,258
		3	,679	,0348	,000	,593	,7645
	3	1	-,506	,0348	,000	-,591	-,420
		2	-,6790	,0348	,000	-,764	-,593

5. táblázat Scheffe és Tukey módszer

## Esetelemzés

	Kezelés	N	alfa értéke = 0.05		
			1	2	3
Tukey B	3	884	1,270		
	1	884		1,777	
	2	884			1,950
Scheffe	3	884	1,270		
	1	884		1,777	
	2	884			1,950
	Szigni- fikancia		1,000	1,000	1,000

**8. számú melléklet: Eltérő megfigyelés szöghelyzet (maximum a-klorofill tartalom a mélyebb vízrétegekben)**

1. táblázat Statisztikai modell leírás

Leíró adatok								
	N	Átlag	Standard eltérés	Standard hiba	95% Átlag megbízhatósági intervallum		Minimum	Maximum
					Alsó érték	Felső érték		
1	884	1,382	,620	,0208	1,341	1,423	,1089	2,681
2	884	1,088	,342	,0115	1,066	1,111	,279	1,912
3	884	,985	,288	,0097	,966	1,004	,202	1,790
Összesen	2652	1,152	,472	,0091	1,134	1,1702	,1089	2,681

2. táblázat Variancia homogenitási teszt

Variancia homogenitási teszt				
	Levene statisztika	df1	df2	Szignifikancia
Átlag	280,298	2	2649	,000
Középérték	271,400	2	2649	,000
Középérték és szabadságfok	271,400	2	1845,158	,000
Rendezett átlag	280,508	2	2649	,000

3. táblázat ANOVA a mély szögfüggés vonatkozásában

ANOVA					
	Szórásnégyzet	Df	Tapasztalati szórásnégyzet	F	Szignifikancia
Csoportok között	74,790	2	37,395	191,623	,000
Csoportokon belül	516,949	2649	,195		
Összesen	591,739	2651			

4. táblázat Scheffe módszer

Scheffe módszer							
	(I) Kezelés	(J) Kezelés	Átlag különbsé ge (I-J)	Standard hiba	Szigni- fikancia	95% Megbízhatósági intervallum	
						Alsó érték	Felső érték
Scheffe	1	2	,293*	,0210	,000	,241	,344
		3	,396*	,0210	,000	,344	,447
	2	1	-,293*	,0210	,000	-,344	-,241
		3	,103*	,0210	,048	,051	,154
	3	1	-,396*	,0210	,000	-,447	-,344
		2	-,103*	,0210	,048	-,154	-,051

5. táblázat Scheffe és Tukey módszer

## Esetelemzés

	Kezelés	N	alfa érték = 0.05		
			1	2	3
Tukey B	3	884	,985		
	2	884		1,088	
	1	884			1,382
Scheffe	3	884	,985		
	2	884		1,088	
	1	884			1,382
	Szigni- fikancia		1,000	1,000	1,000

## 9.számú melléklet: Eltérő megfigyelés szöghelyzet (vízvirágzás idején)

1. táblázat Statisztikai modell leírás

Leíró adatok								
	N	Átlag	Standard eltérés	Standard hiba	95% Átlag megbízhatósági intervallum		Minimum	Maximum
					Alsó érték	Felső érték		
1	884	3,175	1,996	,0671	3,043	3,307	,019	8,287
2	884	2,475	1,433	,0482	2,380	2,569	,108	5,217
3	884	1,826	1,077	,0362	1,755	1,897	,094	3,624
Összesen	2652	2,492	1,644	,0319	2,429	2,555	,019	8,287

2. táblázat Variancia homogenitási teszt

Variancia homogenitási teszt				
	Levene Statisztika	df1	df2	Szignifikancia
Átlag	234,954	2	2649	,000
Középérték	78,695	2	2649	,000
Középérték és szabadságfok	78,695	2	1627,294	,000
Rendezett átlag	210,823	2	2649	,000

3. táblázat ANOVA a vízvirágzás szögfüggés vonatkozásában

ANOVA					
	Szórásnégyzet	df	Tapasztalati szórásnégyzet	F	Szignifikancia
Csoportok között	804,462	2	402,231	167,518	,000
Csoportokon belül	6360,561	2649	2,401		
Összesen	7165,023	2651			

4. táblázat Scheffe módszer

Scheffe módszer							
	(I) Kezelés	(J) Kezelés	Átlag különbs ége (I-J)	Standard hiba	Szigni- fikancia	95% Megbízhatósági intervallum	
						Alsó érték	Felső érték
Scheffe	1	2	,700	,073	,001	,519	,880
		3	1,348	,0737	,001	1,168	1,529
	2	1	-,700	,0737	,001	-,880	-,519
		3	,648	,0737	,001	,468	,829
	3	1	-1,348	,0737	,001	-1,529	-1,168
		2	-,648	,0737	,001	-,829	-,468

5. táblázat Scheffe és Tukey módszer

## Esetelemzés

	Kezelés	N	alfa értéke = 0.05		
			1	2	3
Tukey B	3	884	1,826		
	2	884		2,475	
	1	884			3,175
Scheffe	3	884	1,826		
	2	884		2,475	
	1	884			3,175
	Szigni- fikancia		1,000	1,000	1,000

## **11 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

A doktori disszertációm több éves kutatómunka eredménye. A kutatómunka alkalmával számos nehézséggel szembesültem, azonban a témavezetőm, kollégáim támogatásai, útmutatásai nélkül ez a disszertáció nem valósulhatott volna meg.

Legnagyobb köszönettel és hálával témavezetőmnek, Dr. Vekerdy Zoltánnak tartozom, aki mellett doktoranduszként, majd egyetemi tanársegédként tanulhattam, segédkezhettem. Tanácsai, iránymutatásai mind a doktori disszertáció, mind az egyetemi oktatás során nagyon hasznosnak és követendőnek bizonyultak.

Hálásan köszönöm Dr. Waltner István társtémavezetőm segítségét, akinek döntő szerepe volt a kutatás során alkalmazott mérési módszerek kidolgozásában. Külön köszönöm Csákiné Dr. Michéli Erika Professor Asszony támogatását, aki azzal, hogy az intézet munkatársává fogadott, lehetővé tette számomra a kutatói munkám elvégzését és a kutatói pályám megkezdését.

Végül hálásan köszönöm Édesanyám, Édesapám és Feleségem támogatását, akik kiegyensúlyozott, zavartalan családi háttérrel biztosították a doktori disszertációm megírásához.