



Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem

**Édesvízi klorofill-a meghatározási eljárások
összehasonlító elemzése és fejlesztése
távérzékelési módszerek alkalmazásával**

DOI: 10.54598/002430

Tóth Veronika Zsófia

Budapest

2022

A doktori iskola

megnevezése: Kertészettudományi Doktori Iskola

tudományága: kertészeti biológia

vezetője: Zámboriné Dr. Németh Éva
Tanszékvezető, egyetemi tanár, D.Sc.
MATE, Kertészettudományi Kar,
Gyógy- és Aromanövények Tanszék

Témavezető: Dr. Jung András
Habilitált egyetemi docens, Ph.D.
ELTE, Informatikai Kar,
Térképtudományi és Geoinformatikai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	6
1.1. Témafelvetés.....	6
1.2. Célkitűzések	6
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	9
2.1. vízminőségi problémák és azok jelentősége.....	9
2.1.1. <i>A kísérleti terület hidrogeológiai jellemzői</i>	9
2.1.2. <i>A Balaton algológiai jellemzői</i>	11
2.2. Az algák és azok szerepe a vízi ökoszisztémában	13
2.2.1. <i>Az algák általános jellemzői</i>	13
2.2.2. <i>Az algák ökoszisztémában és biogeokémiai ciklusban betöltött szerepe</i>	15
2.2.3. <i>Toxintermelő algák</i>	17
2.3. Az algásodás okozta vízminőségi problémák detektálási, monitorozási lehetőségei	18
2.3.1. <i>Klorofill-a detektálási módszerek</i>	18
2.3.2. <i>Az algaközösség távérzékeléses vizsgálata</i>	26
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	37
3.1. Drónos mérési metodika	37
3.1.1. <i>A felhasznált eszközök bemutatása</i>	38
3.1.2. <i>A mérés és adatfeldolgozás folyamata</i>	43
3.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás validálása és a zonális statisztika	49
3.2.1. <i>A validálás folyamata</i>	49
3.2.2. <i>Zonális statisztika</i>	53
3.3. Spektrális könyvtár	54
4. EREDMÉNYEK.....	57
4.1. Drónos mérési eredmények bemutatása	57
4.1.1. <i>A drónos mérési módszer</i>	57
4.1.2. <i>A drónos mérési metodika egyszerűsített költség-és időelemzése</i>	60
4.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás ellenőrzése és a zonális statisztika.....	61
4.3. Spektrális könyvtár	67
4.4. Új kutatási eredmények	70
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	72
5.1. A drónos mérési metodika	72
5.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás validálása és zonális statisztika	73
5.3. A spektrális könyvtár	74

6. ÖSSZEFOGLALÁS	75
7. SUMMARY	77
8. A KUTATÁSSAL KAPCSOLATOK PUBLIKÁCIÓK, ELŐADÁSOK JEGYZÉKE	79
9. IRODALOMJEGYZÉK	80
10. MELLÉKLETEK.....	99
M1. Drónos mérés előkészületei a Kis-Balatonon.....	99
M2. A mérések helyszíne, a Balaton	99
M3. Helyi mintavétel a Zala-folyó torkolatánál.....	100
M4. Táblázat a drónos mérések adatairól.....	101
M5. Táblázat a laboratóriumi mérések adatairól.....	106
M6. Táblázat a műholdas mérések adatairól	107
M7. A LaQuinta multispektrális kamera általános beállítások panelja.....	109
.....	109
M8. Az IBM SPSS program a betáplált adatsor egy részletével	109
M9. Az elsőfokú egyenletek és megoldásaik.....	110
M10. Az algoritmusalkotáshoz alkalmazott korrekciós értékek számítása	110
M11. A shapefile attribútum táblázata.....	111
11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	112

Rövidítések jegyzéke

- ASP: Amnesic Shellfish Poisoning, amnéziás kagylómérgezés
- BME: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
- CDOM: Colored Dissolved Organic Matter, színes oldott szerves anyag
- CFP: Ciguatera Fish Poisoning, ciguatera halmérgezés
- CHRIS: Compact High Resolution Imaging Spectrometer
- CTA: Classification Tree Analysis
- DGPS: Differential Global Positioning System, differenciális helymeghatározás
- DSP: Diarrhetic Shellfish Poison, hasmenéses kagylómérgezés
- GPS: Global Positioning System, Globális Helymeghatározó Rendszer
- IMU: Inertial Measurement Unit, Inerciális Mérő Egység
- LIDAR: Light Detection and Ranging, lézer alapú távérzékelés
- LIF: laser-induced fluorescence
- MERIS: Medium Resolution Imaging Spectrometer, Közepes felbontású képalkotó spektrométer
- MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, Mérsékelt Felbontású Képalkotó Spektrométer
- MTA: Magyar Tudományos Akadémia
- NDCI: Normalized Difference Chlorophyll Index, normalizált differenciált klorofill index
- NSP: Neurotoxic Shellfish Poisoning, neurotoxikus kagylómérgezés
- OLCI: Ocean and Land Color Instrument
- PSP: Paralytic Shellfish Poisoning, bénulós kagylómérgezés
- SSC: Suspended Sediment Concentration, lebegőanyag koncentráció
- SALMON: SATellite remote sensing for Lake MONitoring
- SAR: Synthetic-Aperture Radar, szintetikus apertúrájú radar
- SVM: Support Vector Machine
- SWIR: Short Wave Infra Red, rövid hullámú infravörös sugárzás
- TSM: Total Suspended Matter, összes oldott anyag
- UAV: Unmanned Aerial Vehicle, unmanned aerial vehicle, pilóta nélküli légi jármű

1. BEVEZETÉS

1.1. Témafelvetés

A tavak ökológiai állapotát, gazdasági használhatóságát és turisztikai vonzerejét jelentős mértékben meghatározza a benne jelen lévő algák mennyisége, amelynek vizsgálatához jellemzően a vele szoros korrelációt mutató klorofill-a mennyiséget határozzák meg. A tavak kiemelt szociális és gazdasági szerepet töltenek be továbbá ivóvízbázisként, turisztikai célpontként szolgálnak, a halgazdasággal pedig a gazdasági növekedéshez járulnak hozzá.

Az algák a vízi tápláléklánc alapját képezik, alapvetően meghatározzák a tó ökológiai állapotát. Túlszaporodásuk, az úgynevezett algavirágzás azonban a tó mélyebb rétegeinek fény-és oxigénhiányát okozza, ami az élőlények tömeges pusztulásához vezet. Számos algafaj toxint termel, mely a fürdőzők egészségkárosodását okozhatja. Az említett jelenségek miatt az algák rendszeres monitoringja, mennyiségük és faji meghatározásuk kiemelkedő fontosságú.

A klorofill-a mérésre két alapvető módszer áll rendelkezésre. A helyi mintavételek laboratóriumi vizsgálata és a távérzékeléses módszerek. A hagyományos helyszíni mintavétellel és a laborban történő vizsgálatokkal összehasonlítva a távérzékeléses vizsgálatok számos előnnyel rendelkeznek. Kivitelezésük egyszerűbb, gyorsabb és költségkímélőbb. A csónakról, hajóról történő mintavételtől eltérően itt nem történik zavarás, az eredmények a tó természetes állapotát tükrözik. A pontszerű helyi mintavételtől eltérően, távérzékeléssel nagyobb terület vizsgálható, így a kapott eredmény reprezentatívabb az adott területre.

1.2. Célkitűzések

Az édesvizek fizikai, kémiai és biológiai állapotának nyomon követése és megértése rendkívül fontos a kutatók és a döntéshozók számára egyaránt. Míg a hagyományos megfigyelési megközelítések a térbeli lefedettség és az időbeli gyakoriság tekintetében korlátozottak, a távérzékelés értékes kiegészítő adatforrást jelenthet helyi és globális léptékben (PALMER et al. 2015c). Jelen kutatás célja a távérzékelés két különböző módszerének alkalmazhatóságát vizsgálni a kísérleti területen, szükség esetén végrehajtani a szükséges módszertani fejlesztést.

I. Új mérési eljárás

Komplex távérzékelési rendszer és módszertan kidolgozása annak igazolására, hogy a klorofill-a koncentráció laboratóriumi eredményekkel kalibrálva/korrigálva eredményesen mérhető drónos multispektrális távérzékelési eljárással. A módszer a repülőgéppel vagy műholddal végzett méréseknél nagyobb felbontású felvételeket biztosítana, lehetővé tenné a napi szintű monitoring tevékenységet. A gazdaságosság egyszerűsített és tájékoztató jellegű vizsgálata érdekében a módszer költségvetése összehasonlításra kerül a hagyományos laboratóriumi módszer költségével.

II. Új adatfeldolgozási eljárás

Új, jelen kutatási területre optimalizált, klorofill-a meghatározásra alkalmas algoritmus kidolgozása. A műholdas és drónos multispektrális felvételekre alkalmazható, kis számítási igényű és egyszerűbben automatizálható korrekciós eljárással, a laboratóriumi vizsgálat eredményeit felhasználva, szükség esetén javítani a statisztikus kapcsolatot a klorofill-a és a levezetett távérzékelés adatok között. Az eljárást a Balaton több helyszínén (mind a négy medence területén, északi és déli területen), a mintavételezési lehetőségekhez képest tesztelni.

III. Új adatkinyerési eljárás

A kutatómunka részeként előfeldolgozott távérzékeléses felvételek koordinátái alapján történő reflektanciaértékek kinyerése, a munka automatizálásának érdekében, a Magyar Tudományos Akadémia és a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (MTA-BME) Vízgazdálkodási Kutatócsoportjának kutatómunkájába bekapcsolódva. Az elkészült script alkalmazása a Sentinel-2 műholdfelvételeire a klorofill-a meghatározás érdekében.

IV. A távérzékelés eredményességének igazolása

Műholdas adatbázis felépítésével (tervezetten 2015 és 2020 között) és feldolgozásával, a klorofill-a mennyiség tér-és időbeli vizsgálatának összevetése a korábban laboratóriumi vizsgálatokkal és terepi mérésekkel igazolt jelenségekről. A kísérleti terület jellemző algafajainak spektrális vizsgálata, egy prototípus spektrális könyvtár létrehozása további tudományos vizsgálat

céljából. E tevékenység célja megalapozni a specifikusabb algamennyiség és minőség meghatározását.

V. Műholdas és spektrális referencia adatbázis létrehozása

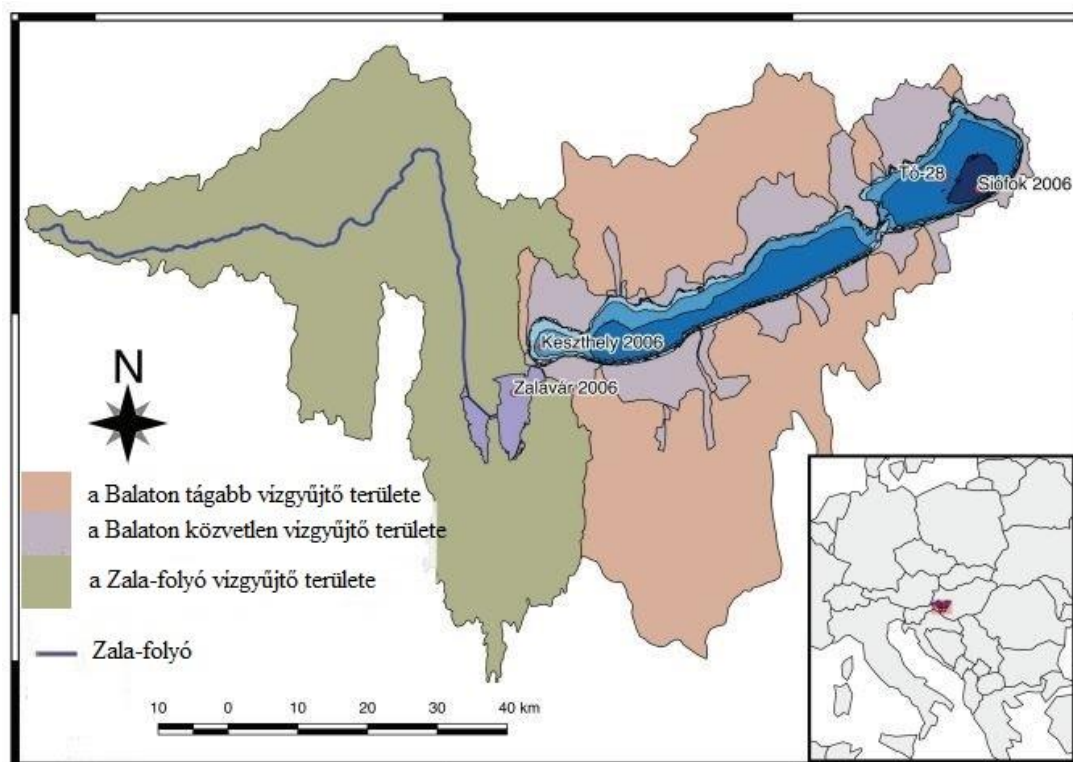
Hat évet felölelő tematikus klorofill-a térképek referencia adatbázisának és a Balaton jellemző algafajainak spektrális könyvtárának létrehozása. Az egyedi referencia adatbázis megfelelő alapot szolgáltat a rövid, közép és hosszú távú hidrológiai folyamatok megfigyeléséhez és a változáskövetéshez. Folyamatos bővítése alapul szolgálhat további tudományos vizsgálatokhoz.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Vízminőségi problémák és azok jelentősége

2.1.1. A kísérleti terület hidrogeológiai jellemzői

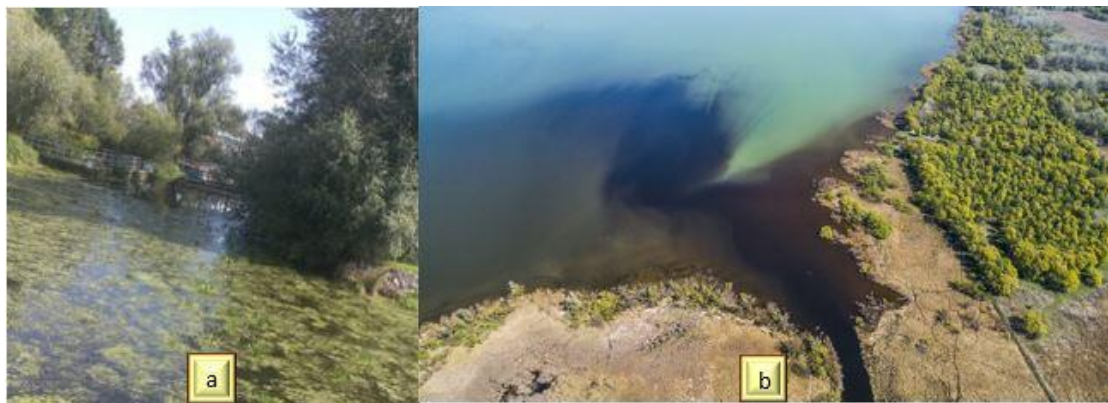
A Balaton Közép-Európa legnagyobb tava, Magyarország nyugati részén helyezkedik el a Dunántúlon (46°50 N, 17°40 E) (PALMER et al. 2015a), területe 605 km². A tó különösen sekély, átlagos mélysége mindössze 3,52 méter, maximális mélysége 10,4 méter (KUTICS és KRAVINSZKAJA 2020). A tó hossza 78 kilométer, átlagos szélessége 6 kilométer, partvonala mintegy 240 kilométer hosszú (TÓTH 2018). Az átlagos éves vízhőmérséklet 12,2 Celsius-fok, májustól kora szeptemberig pedig jellemzően 20 Celsius-fok feletti. Télen a jégborítottság időtartama megközelítőleg két hónap, a jég átlagos vastagsága 20-25 centiméter (VÖRÖS és FAAFENG 1997). Vízugyűjtő területe 1521 km², mely döntően mezőgazdasági és erdős területek által dominált. A mezőgazdasági területek aránya 57%, az erdőké 37% (DECSI és KOZMA 2020).



1. ábra: A Balaton elhelyezkedése és vízgyűjtő területe

(BUCZKÓ et al. 2019)

Fő táplálója a Zala folyó (2/b ábra), ami a Kis-Balatonon (2/a ábra) keresztül, Balatonszentgyörgynél torkollik a Balatonba a tó délnyugati területén. A Kis-Balaton természetes szűrő közegként csökkenti a Balatonba jutó lebegő anyag és tápanyagok mennyiségét (BUCKÓ et al. 2019). A Kis-Balaton mocsaras, lápos területei miatt a Zala folyó a színes oldott szerves anyagok (Colored dissolved organic matter: CDOM) forrása. Ez a jelentős, nyugati medencébe érkező utánpótlás okozza a tó erős longitudinális trofikus gradiensét, továbbá az uralkodó északnyugati szél, a tó medrének észak-déli lejtése és a nyugati medence homokdűnéi (PELEVIN et al. 2017, VÖRÖS és FAAFENG 1997).



2. ábra: A Kis-Balaton egy részlete (2/a) és Zala folyó torkolata felülnézetből (2/b)

(2/a: Saját felvétel 2/b: Csodálatos Balaton: A Balaton ütőere a Zala-folyó és torkolata)

A Balaton nyílt (exorheikus) tó (KUTICS és KRAVINSZKAJA 2020), elfolyója a Sió csatorna, mely az 1860-as években épült, összekötve a Balatont a Dunával. A Balaton polimiktikus tó, nem történik állandó vagy szezonális rétegződés (PALMER et al. 2015a, ISTVÁNOVICS et al. 2007). A tó sekélysége és az üledék rendszeres felkeveredése miatt tehát a Balaton vertikálisan jól keveredett, zavaros rendszer, még a nyári hónapokban sem rétegződik (TUNDISI és TUNDISI 2012, PELEVIN et al. 2017). A tó üledéke karbonátban gazdag, mésztartalmú iszap, melynek mennyisége nyugattól (Keszthely) kelet felé (Siófok) növekszik (TULLNER és CSERNY 2003). A Balaton négy medencére tagolódik: a Keszthelyi-medence, a Szigligeti-medence, a Szemesi-medence és a Siófoki-medence. A Szemesi-medence és a Siófoki-medence elhatárolója a Tihanyi-félsziget, a tó legkeskenyebb pontja

(VÖRÖS és FAAFENG 1997). A tó 20.000 évvel ezelőtt keletkezett. Kezdetben több kisebb állóvízből állt, melyek mintegy 5.000 évvel ezelőtt olvadtak össze. Legnagyobb maximális kiterjedése 1.200 km² volt (BENDEFY és NAGY 1969). Egészen a XIX. század elejéig jellemző volt a Balaton rendszeres áradása. Vízsztiszabályozásra az 1860-as években került sor, hogy megvédjék a déli parton újonnan épült vasútvonalat. Ennek érdekében 1863-ban megépült a zsilip (KUTICS és KRAVINSZKAJA 2020). Az 1960-as években a tó gyors eutrofizációja vette kezdetét (VÖRÖS és GÖDE 1993). Az 1980-as években a tó nyugati partja hipertrófikussá, a középső és a keleti rész eutrófikussá vált (HERODEK 1986). Jelenleg a tápanyagutánpótlás csökkentését célzó lépéseknek köszönhetően a biológiailag elérhető foszfor mennyisége a keleti medencében 60%-kal, míg a nyugati medencében 30%-kal csökkent, így a nyugati rész eutrófikussá, a középső és a keleti rész mezotrófikussá vált (PRESING et al. 2008, SOMLYÓDY et al. 1997). A tó Secchi mélysége, mely a víztisztaság és minőség leggyakrabban alkalmazott indikátora, 0,2 és 1,8 méter között változik. Az érték térben és időben igen változékony a széljárás miatt, mely az üledéket felkavarja (GYÖRGY et al. 2012).

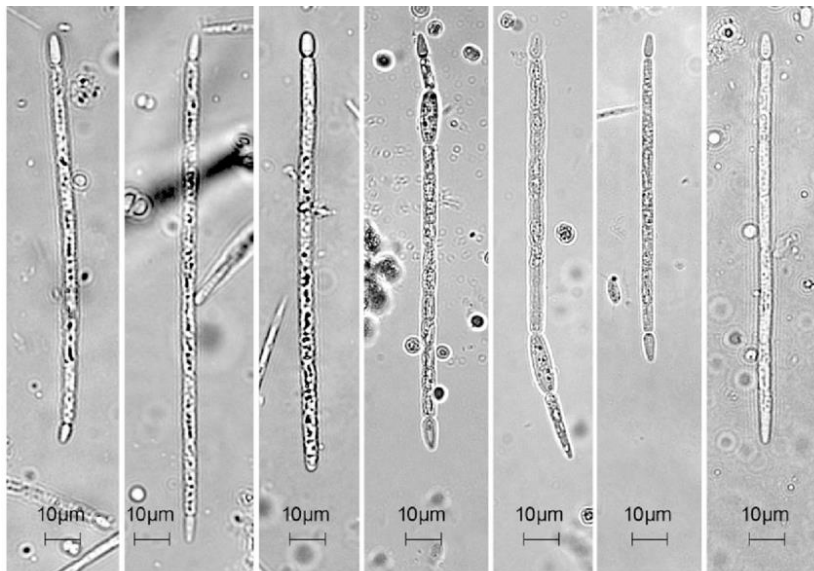
A Balaton az ország egyik legfontosabb ivóvízforrása, ennél fogva stratégiai fontosságú vízminőségének és ökológiai állapotának megőrzése. Kedvelt turistacélpontként a tó jelentős gazdasági tényező, számos szórakozási és kulturális lehetőséget biztosít. Az idegenforgalomból származó bevételek rendkívül sok család megélhetését biztosítják. Az elmúlt évtizedekben a tó élővilágában mélyreható változások következtek be, mely az algásodás révén az 1970–90-es években vált szembetűnővé. A jelenséggel kapcsolatos kutatómunkáknak és a meghozott intézkedéseknek köszönhetően a vízminőség jelentősen javult, azonban a 2019-es és a 2020-as évben ismét komoly problémaként jelentkezett az algásodás. A Balaton vízminőségének megőrzése érdekében fontos az egyes vízminőségi paraméterek célértékének meghatározása, folyamatos monitorozása és szükség esetén a megfelelő lépések megtétele, hogy a tó megőrizhesse szociális, ökológiai és gazdasági funkcióit (ISTVÁNOVICS et al. 2007).

2.1.2. A Balaton algológiai jellemzői

A vízi ökoszisztémák, akár édesvizokről, parti vizekről vagy nyílt óceáni vizekről van szó, jellemzően több algaosztály fajainak együtteséből állnak (SATHYENDRANATH et al. 2014). A Balatonban is több algafaj képviselteti magát, változatos tér- és időbeli eloszlásukat befolyásolják a környezeti hatások, mint a hőmérséklet, a fényviszonyok, a víz zavarossága vagy a

tápanyagellátottság (PALMER et al, 2015b, AIKEN et al. 2008). A Balaton jellegzetes algái a kovamoszatok, valamint a kékeszöld algák. Egy 2019-es tanulmány szerint a kovamoszatok mintegy 140 faja része a tó ökoszisztémájának. A kékeszöld alga (más néven cianobaktérium) jellemző nemzetségei a *Cylindrospermopsis*, az *Aphanizomenon* és az *Anabaena* (BUCZKÓ et al. 2019). Tavasszal a kovamoszatok, nyáron-ősszel pedig a kékeszöld algák dominanciája jellemző (MÓZES et al. 2006). Ezen túl nyáron a tó mindegyik öblére jellemző a nitrogénfixáló baktériumok jelenléte, míg a valódi zöldmoszatok és páncélos ostorosok jellemzően a mezotrófikus keleti területen megfigyelhetők (PALMER et al. 2015a).

A kékeszöld algák nyári biomassza növekedése rendszeres jelenséggé vált a tó nyugati, és esetenként keleti területén is az 1970-es évektől. Az 1979-es évben jelent meg először a cianobaktériumok osztályába tartozó invazív *Cylindrospermopsis raciborskii* faj (3.ábra), 1982-ben pedig a kékeszöld algák első ízben a tó teljes területén megjelentek.



3. ábra: *Cylindrospermopsis raciborskii*

(KARADŽIĆ et al. 2013)

A faj nyári, kora őszi virágzásának oka, hogy a többi fajtól eltérően magasabb hőmérsékleten, 20-22 Celsius-fokon képes a legjobban szaporodni, mely hőmérsékletet a Balaton május vége és kora ősz között éri el. A faj nyári virágzásának oka továbbá a bővebb tápanyagellátottság és a hidrometeorológiai faktorok. A *Cylindrospermopsis raciborskii* faj mellett nagy számban jelenik meg a kékeszöld algák közül a *Aphanizomenon flos-aquae* és *Planktothrix agardhii* faj is (PADISÁK

1998). Az algákkal kapcsolatos fontos vízminőségi mutató a trofitás: a szervesanyagot létrehozó és ezzel a víz minőségét befolyásoló adottságok és jelenségek gyűjtőfogalma. Meghatározása a víz térfogategységére vonatkoztatott klorofill-a mennyiségének, a fitoplankton állománysűrűségének vagy biomasszájának, illetve az elsődleges termelés intenzitásának a meghatározásával lehetséges. A definícióból látható, hogy a tó trofitása szoros kapcsolatot mutat a jelenlévő algák mennyiségével (CSIZMARIK 2011). A Balaton erős kelet-nyugati trofikus gradienssel rendelkezik, mely a Zala folyó nyugati medencébe történő tápanyagszállításának, az uralkodó északnyugati szélnek és a tó medrének észak-déli lejtésének következménye. A Tihanyi félsziget tovább fokozza a keleti és nyugti medence közötti eltérést.

Az 1980-as évek algavirágzásait a kékeszöld algák, főleg a *Cylindrospermopsis raciborskii* faj okozta. A meghozott intézkedéseknek köszönhetően a foszforterhelés a nyugati medencében 80%-kal csökkent (PADISÁK 1998). A tó nyugati része hipertrófikusból eutrófikussá, míg a középső és keleti rész mezotrófikussá vált. (PRESING et al. 2008). Vörös Lajos, a Balatoni Limnológia Intézet munkatársa a Balatontippnek adott nyilatkozata alapján ennek oka a Zala folyó által hozott nitrogén és foszfor. A megnövekedett mennyiség biztosan összefügg a tározórendszerben zajló, ismeretlen biokémiai folyamatokkal. 2019 augusztus végi mérés szerint a Keszthelyi-medencében a klorofill-a koncentráció meghaladta a 100 mikrogrammot literenként, miközben augusztus elején ugyanott még csak 43 µg/l volt. A 2020-as algavirágzás oka szintén tisztázatlan, augusztusban már kotrást is végeztek a szakemberek a helyzet javítására.

2.2. Az algák és azok szerepe a vízi ökoszisztémában

2.2.1. Az algák általános jellemzői

Az algák definíciójának megalkotása nem könnyű feladat. Az algák ugyanis nem természetes, önálló rendszertani egységet képviselő, hanem polifiletikus csoport. Rendszertani szempontból, morfológiai és fiziológiai értelemben is különböző élőlénycsoportokat foglal magába. A mai rendszertan ennek ellenére elfogadja az algák csoportját, melyet a következőképpen határoz meg: Az algák olyan változatos testfelépítésű fotoszintetikus növények, melyeknek nincs gyökerük, levelük, szöveteik. Egyesek nem fotoszintetizálnak, de nagyon hasonlítanak a fotoszintetizáló formákhoz (HOEK et al. 1995).



4. ábra: Algaborítottság a Kis-Balatonon

(saját felvétel, 2020)

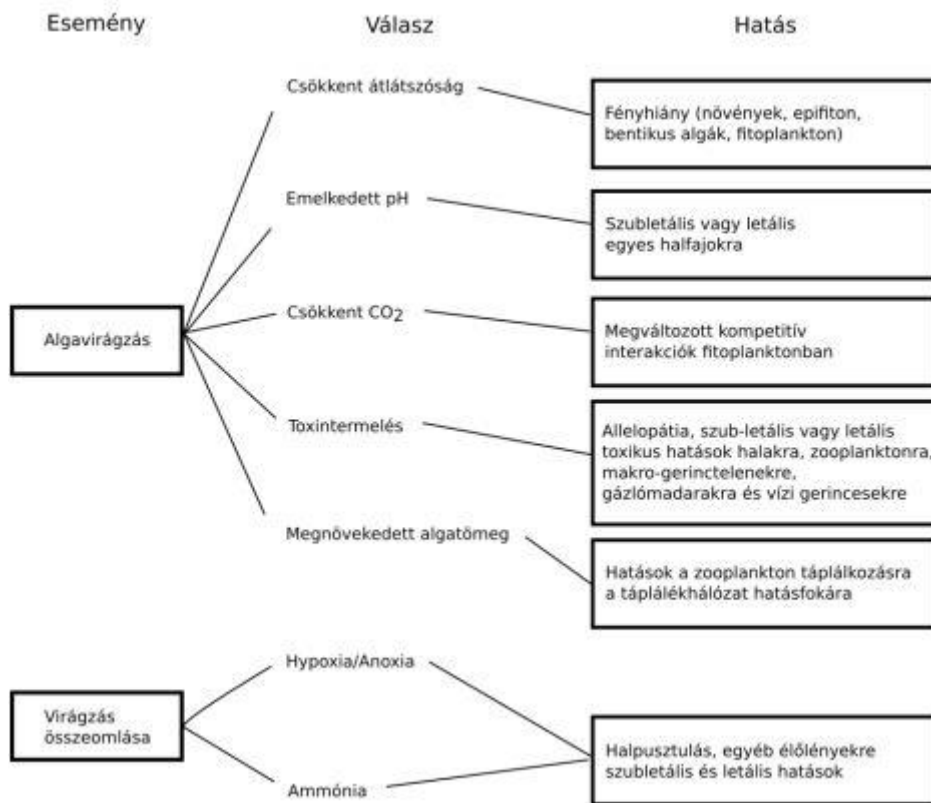
Az algák rendszertanának bemutatásakor Kiss Keve Tihamér, a Magyar Algológiai Társaság elnökének rendszerezését követem, aki Van Der Hoek és munkatársai 1995-ös rendszerezését némileg módosította. Az algák tartozhatnak a prokarioták és az eukarioták közé.

A prokarioták sejtmag nélküli egysejtűek, nincsenek jól differenciált, fejlett sejtszervecskéi. Ide tartoznak a Eubacteriák, Cyanobacteriák, Chloroxybacteriák. Az eukarioták sejtmaggal és sejtszervecskékkal rendelkeznek. Ide tartoznak a Glaucophyták, Rhodophyták, Heterocontophyták, Haptophyták, Cryptophyták, Dinophyták, Euglenophyták, Chlorarachinophyták, Chlorophyták, Bryophyták, Trachelophyták (KISS KEVE 1998). Az algák a növényvilág legváltozatosabb élőlényei, felépítésük egyszerű, a baktériumokkal állnak igen közeli rokonságban. E hasonlóság olyan nagy, hogy a kékeszöld algákat cianobaktériumoknak is nevezik. Fotoszintetizáló működésük miatt a vízben zajló oxigéntermelésben kiemelkedő szerepük van (GODÓ 2011). Az algák ubikvisták, habár elsősorban vízi szervezetek. Megtalálhatóak édes és sós vizekben, jégfelületen, hőforrásokban, sivatagi körülmények között, sziklákon, talajban. Egy részük képes mozogni és táplálkozása is állati eredetű ezért objektumai a zoológiai kutatásoknak is. Desztillált vizes edényben is megjelenhetnek, vagy tengerekben 30-41%-os sótartalom mellett (KISS KEVE 1998). Az algák további két nagy

csoportja különböztethető meg: a mikroalgák és a makroalgák. A makroalgák a parti, litorális zónában helyezkednek el, míg a mikroalgák megtalálhatóak a bentikus és litorális területeken is (EL GAMAL 2010). Életmódjukat tekintve az algák lehetnek a plankton, a benton vagy a neuszton tagjai. A plankton tagjai lebegő életmódot folytatnak, fitoplanktonként a közösség autotróf élőlényei. A planktonok közös jellemzője, hogy nem, vagy csak korlátozott mértékben képesek aktív helyváltásra. A benton a szilárd-víz fázis határát jelenti, a benton tagjai rögzült életmódúak, gyakran a vízi növények szárán, levelén telepednek meg. (fitoplankton) A neuszton a víz-levegő határfelületén élnek, önálló mozgásra nem képesek. Az algáknál előfordul ivaros és ivartalan szaporodás is. Jellemző ivartalan szaporodási formák a kettéosztódás, zoospóráképzés, aplanospóráképzés, autospóráképzés, autokolónia képzés, akinétaképzés, feldarabolódás. Az ivaros szaporodás lehet izogámia, anizogámia, oogámia. Az algák szaporodás esetén fontos a nemzedékváltkozás jelensége, melynek során szabályszerűen váltja egymást az ivaros és az ivartalan nemzedék (KISS KEVE 1998).

2.2.2. Az algák ökoszisztémában és biogeokémiai ciklusban betöltött szerepe

Az algák a vízi tápláléklánc alapját képezik, ők az elsődleges termelő szervezetek. Nagy többségük fotoszintetizál, így az oxigéntermelésben is prominens szerepet töltenek be (GODÓ 2011). Ökológiai kulcsszerepük ellenére, túlzott elszaporodásuk, az úgynevezett vízvirágzás nem csupán esztétikai probléma, hanem komoly ökológiai következményekkel járó folyamat, melyet a **5. ábra** mutat be.



5. ábra: Az algavirágzás következményei

(VASAS 2014)

A vízvirágzás kifejezés alatt az algák tömeges elszaporodását értjük, amely a víz intenzív elszíneződéséhez és zavarosodásához vezet. Az alगतőmeg megakadályozza a fény víztestbe jutását, csökkenti az oxigénszintet és növeli a pH-t. Az oxigén csökkent mennyisége az algák éjszakai respirációjából és életciklusok végén bekövetkező bomlásukból fakad. Egyes algafajok toxint termelnek, mely egészségkárosító vagy akár halálos is lehet az élőlényekre. A megnövekedett alगतőmeg hatással van az egész tápláléklánra. Ezen folyamatok összessége az egész vízi életközösséget veszélyeztet, szubletális vagy letális hatást fejt ki az élőlényekre (SEN et al. 2013, VASAS 2014, VOLTERRA és CONTI 2000). Számos alga kedvezőtlen tulajdonságai közé tartozik a kellemetlen íz-és szaganyagok kibocsátása (SIGWORTH 1957). Az algákban nagy mértékben akkumulálódnak a nehézfémek, mely káros az őket fogyasztó szervezetekre. Mivel a tápláléklánc alapját képezik, a nehézfémzennyezés az egész élőlényközösségre hatással van (RAI et al. 1981). A vízvirágzás a biológiai következménye a víz eutrofizációjának (VOLTERRA és CONTI 2000). A jellemzően antropogén forrású tápanyagok által okozott túlzott növénynövekedés, ennek során a vízben lévő túlzott nitrogén és foszfor mennyisége miatt az algák tömegesen elszaporodnak (SMITH

és SCHINDLER 2009). Ez a két elem az algák számára limitáló tápanyag, mely alapvetően meghatározza az algák növekedését és szaporodását. A nitrogéntöbbletet a fosszilis üzemanyag kibocsátása és a műtrágyák okozzák. A foszforterhelés szintén a műtrágyahasználat következménye, valamint megtalálható a lakossági és ipari szennyvizekben is (CONLEY et al. 2009). A foszformennyiség limitálása szignifikánsabb, mint a nitrogéné. Ennek oka, hogy a foszfort az antropogén forrásokból könnyebben lehet eltávolítani, mint a nitrogént, a nitrogénfixáló cianobaktériumok pedig képesek hasznosítani a légköri nitrogént így számukra csak a víz foszfortartalma limitáló tényező. Ezen felül a klorofill-a és a foszformennyiség közötti korreláció erősebb, mint a klorofill-a és a nitrogén között (LEWIS Jr. et al. 2011). Az algák érzékenyek a környezeti változásokra, ezért a vízi ökoszisztéma változásának megbízható indikátorai. Táplálékigényük és a vízi tápláléklánc alapjaként betöltött szerepük miatt egyedülálló információkat nyújtanak, a hagyományosan indikátorként használt állatokkal összehasonlítva. Nem csupán a hőmérsékletre, zavarosságra, tápanyagok meglétére érzékenyek, hanem szennyezőanyagok, nehézfémek jelenlétére is gyorsan és megbízhatóan reagálnak. Az algaindikátorok a monitoring tevékenységek költséghatékony eszközei (MCCORMICK és CAIRNS 1994, SEN et al. 2013). A négy fő vízminőségi mutató, a halobitás, trófitás, a szaprobitás és a toxicitás jó megközelítéssel becsülhető algavizsgálatokkal (KISS KEVE 1998).

2.2.3. Toxintermelő algák

Toxikus algavirágzásról akkor beszélhetünk, ha az algák olyan anyagcseretermékeket termelnek, melyek az egyes élőlénycsoportokra mérgező hatást gyakorolnak (VASAS 2014, CARMICHAEL 1994). A legjelentősebb toxintermelő algák a kovaalgák, cianobaktériumok, páncélos ostorosok. Toxikus, mérgező algavirágzásokat édesvizekben elsősorban az egyes cianobaktérium fajok idéznek elő (CARMICHAEL és FALCONER 1993, VOLTERRA és CONTI 2000). A cianobakteriális vízvirágzások kialakulásában jelentős szerepet játszik a nitrogén és a foszfor egymáshoz viszonyított aránya, mely estükben 10-16:1/N:P. Ez alacsonyabb, mint az eukariota algák esetében jellemző (16-23:1/N:P) (BARTRAM és CHORUS 1999, PAERL 2008).

A Balatonban is jelentős problémákat okozó, vízvirágzásra hajlamos édesvízi cianobaktérium, a *Cylindrospermopsis raciborskii* sikeres tagja a fitoplankton közösségnek, majdnem minden kontinensen megtalálható. A faj trópusi eredete ellenére nagyon adaptív, képes új élőhelyeket meghódítani még mérsékelt égövön is. Sikere alkalmazkodóképességének, a kevés mennyiségű fény iránti toleranciájának, bőséges foszfor-és ammóniafelvételének, nitrogénfixációs képességének,

zooplanktonoknak való ellenálló képességének köszönhető. Elviseli a mocsaras vagy mérsékelten sós környezetet is. Toxinja a cylindrospermopsin nevű hepatotoxin, mely jellemzően a májat és a vesét károsítja (BRIAND et al. 2004, PADISÁK 1997, KINNEAR 2010). A faj 1978-ban jelent meg a Balatonban, fokozatosan a domináns kékeszöld alga fajjává vált, 1982-óta sok vízvirágzáseseményt okozva. A maximális biomassa 70 és 160 mikrogramm/liter közötti volt (ANTAL et al. 2011). A faj 20-22 Celsius-fokon képes a legjobban szaporodni, biomasszájának maximumát a Balaton esetében május végén, kora ősszel éri el (PADISÁK 1998). Az öt legsúlyosabb, algamérgezés okozta szindróma a bénulásos kagylómérgezés (PSP), a neurotoxikus kagylómérgezés (NSP), amnéziás kagylómérgezés (ASP), hasmenéses kagylómérgezés (DSP) és ciguatera halmérgezés (CFP). Az újonnan megjelenő, illetve frissen azonosított algatoxinoknak köszönhetően számos új mérgezési szindróma kerül leírásra, például azaspirinsavak, jesszotoxin, palytoxin okozta mérgezések (HALLEGRAEFF 1993, HALLEGRAEFF 2003, DOLAH 2000, 2001, 2005). Az algák kedvezőtlen toxinjaik mellett különféle másodlagos toxikus metabolitokat termelnek, amelyek között az antibiotikus és citotoxikus anyagokat klinikai alkalmazás szempontjából aktívan vizsgálták (VOLTERRA és CONTI 2000).

2.3. Az algásodás okozta vízminőségi problémák detektálási, monitorozási lehetőségei

2.3.1. Klorofill-a detektálási módszerek

A klorofill a növényekben, algákban és fitoplanktonokban található pigment. Ez a molekula fotoreceptorként működik a fotoszintézisben (KUMAR et al. 2014). A klorofill a víztestben lévő algák mennyiségének becslésére alkalmas. A klorofill-a az eutrofizáció és a káros algavirágzás indikátora. A módszer elve az, hogy a nyílt vízben az algák képezik az egyetlen klorofillal rendelkező mikroszkopikus csoportot, így a klorofill-a tartalom mérése szoros kapcsolatot mutat az algák mennyiségével (BORICS 2016). A klorofilltartalmat világszerte használják az algák biomasszájának mérésére (MOORE és SCHINDLER 2008, KASPRZAK et al. 2008, BOYCE et al. 2010, BRICAUD et al. 2002). Ugyanakkor a klorofill mennyiségen alapuló algabiomassa becslés problémákat is felvet (PADISÁK et al. 1999, KASPRZAK et al. 2008). Ezek a következők: módszertani hibák, változó klorofill-a arány egységnyi fitoplankton biomasszában, a fitoplankton közösség taxonómiai összetétele, szezonális. Ezek miatt a klorofill-a tartalom óvatosan alkalmazható algabiomassa becslésre (KASPRZAK et al. 2008). A klorofill-a segítségével osztályozni lehet a víztestek trofikus

állapotát (PÁLFFY et al. 2013). A trofikus állapotok osztályozásánál gyakori az OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) által meghatározott tartományok alkalmazása (HATVANI et al. 2020).

A klorofill-a vizekben történő detektálásának jelenleg két alapvető módja létezik. A helyi mintavételen alapuló laboratóriumi vizsgálat és a távérzékeléses módszerek. A klorofill-a mennyiségének meghatározásának laboratóriumi meghatározása során a klorofill-a mennyiségét víztérfogatra vagy vízfelületre vonatkoztatva határozzák meg. Ennek során a vízmintát alkalmas szűrőn tömörítik, forrásban lévő metilalkohollal kioldják belőle a pigmenteket, és mennyiségét spektrofotométerrel határozzák meg. Hazánkban előszeretettel alkalmazott eljárás a Felföldy által kidolgozott módszer (FELFÖLDY 1987). Az eljárás célja az elsődleges biomassza termelésben alapvető szerepet játszó algaállomány mennyiségének meghatározására a bennük lévő fotoszintetikus pigment, a klorofill-a víztérfogatra vagy vízfelületre vonatkoztatott mennyiségének meghatározása alapján. A vizsgálat célkitűzései szerint egy vagy több mélységből merített mintát veszünk. Egy 500 ml-es mérőhengert jelre töltünk a folyadékmintánkkal, a teljes folyadékmennyiséget átszűrjük üvegrost szűrőn. A szűrőpapírt ezután kivesszük a szűrőtölcsérből és úgy hajtogatjuk össze, hogy a szüredék

a belső oldalon legyen. A szórólapot ollóval csíkokra felvágjuk és centrifugacsőbe helyezzük, majd ráadagolunk 10-10 ml metanolt. A centrifugacsövet ezt követően vízfürdőre helyezzük, és az elegyet az első forrásig (kb. 74 °C) melegítjük. A metanol segíti a pigmentek kioldását, mint szerves oldószer, valamint a melegítéssel együtt deaktiválja a pigmenteket oldó enzimeket. Ezután a papírcsíkokra még 10-10 ml metanolt pipetázunk, és 1500 1/perc fordulaton 10 percre centrifugáljuk. A centrifugálás után a felülúszófolyadékot fotométerrel mérjük 750 nm (zavarosság értéke), 666 nm (klorofill első mérési hullámhossza) és 653 nm (klorofill második mérési hullámhossza) hullámhosszon. A minta klorofiltartalmát FELFÖLDY (1987) könyvében közölt képlettel számíthatjuk ki.

$$E_{666} - E_{750} = x_1$$

$$E_{653} - E_{750} = x_2$$

M= mért mennyiség (500 ml)

m= extrakcióhoz felhasznált metanol mennyisége (20 ml)

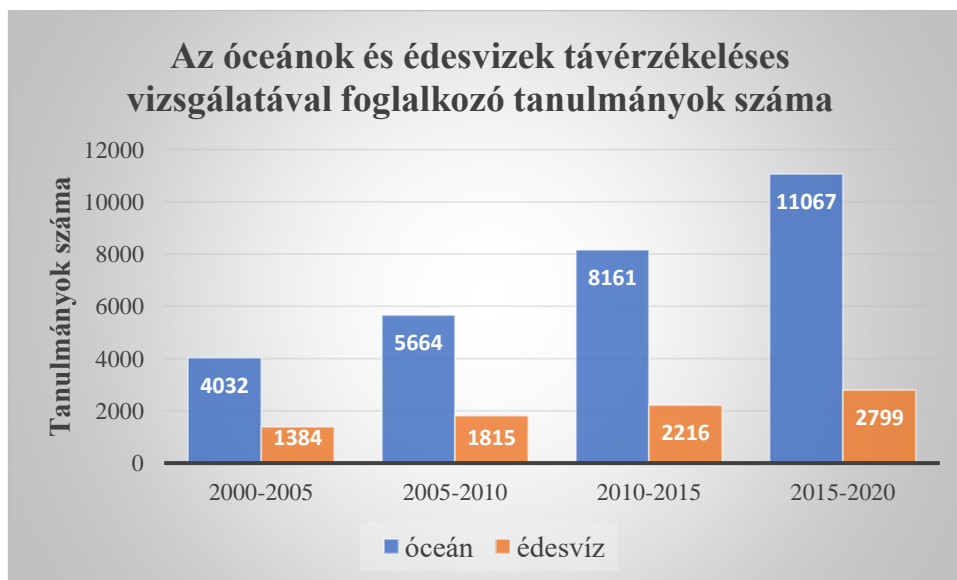
$$\text{Számított klorofill-a tartalom: } C_a = (17,12 * x_1 - 8,68 * x_2) * m * 1000 / M [\mu\text{g/l}]$$

Az MSZ ISO 10260:1993 szabványban ismertetett eljárás a meghatározás során etanolt használ. Az etanol alkalmazása azonban hibalehetőséget vethet fel, így a mérések elvégzésére a metanolt és acetont használó módszerek alkalmazása preferált (PORRA et al. 1989, BÖBBI és PÁPISTA 1998). Ugyanakkor az aceton gyenge extrakciós hatékonysága bizonyosodott be a cianobaktériumok által uralt fitoplankton-közösségek esetén, ezért a laboratóriumi elemzéshez ilyen esetben javasolt az etanol alkalmazása (SAITO et al. 2014). Terepi mérési eljárások között alkalmazható a fluoreszcencián alapuló mérési módszer (PARÉSYS et al. 2015), melynek során víz- és nyomásálló szondákat felhasználva mérhető a vizek a-klorofill tartalma (LEBOULANGER et al. 2002).

A távérzékelés egy sokoldalúan alkalmazható technika, egy objektumról, területről vagy jelenségről történő információszerzés olyan eszközzel, amely nem érintkezik a tárggyal, területtel vagy jelenséggel (LILLESAND et al. 2015). A technológiát az 1980-as évektől alkalmazzák a vizek minőségének tanulmányozására. A huszonegyedik században a CHRIS (Compact High Resolution Imaging Spectrometer) és a MERIS (MEdium Resolution Imaging Spectrometer) műholdak megfelelő időbeli és spektrális felbontású képeket biztosítanak, ami lehetővé tette egy megbízható képalkotó rendszer kifejlesztését, mely alkalmassá tette a távérzékelést a vizek monitoringozására (GÓMEZ et al. 2011). A távérzékelési technikák lehetőséget nyújtanak nagy területek egyidejű vizsgálatára, mely a nagy területet érintő vízminőségi paraméterek változásait és a végbemenő folyamatokat követhetővé, mérhetővé teszi. Vizsgálható például a vízvirágzások kialakulási és fejlődési dinamikája, folyamata is (MATTHEWS et al. 2010, SCHOFIELD et al. 2002). Továbbá a felszíni vízhőmérséklet is meghatározható távérzékeléses módszerekkel (LEONARD et al. 1979). A hőmérséklet nagyban befolyásolja a víztestekben az egyes elemek anyagforgalmát, ezen kívül a vertikális hőmérsékleti gradiens és annak térbeli és időbeli változása alapvető hatással van a benne élő szervezetekre is. A távérzékelés során gyűjtött adatok kiértékelésére két alapvető módszer alkalmazható: empirikus megközelítés (statisztikai vizsgálatok alapján), valamint a többváltozós bio-optikai modellek felépítése (helyszíni mérések alapján). Lehetséges az eljárások kombinálása, melynek előnyei között említhető, hogy a távérzékeléssel végzett mérések során megfigyelhetők a földfelszínről nehezen érzékelhető jelenségek is. A jelenségek állapotváltozásai monitorozhatóak különböző magasságokból, tetszőleges időben és kívánt hullámhossztartományokban készített felvételekkel. A módszer előnyei a nagy területen történő homogén mintavételezés, amely térben és időben egyaránt tervezhető (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).

A bemutatott klorofill-a meghatározási módszerek különböző előnyökkel és hátrányokkal járnak. Hogy mikor melyik megoldást célszerű választani, azt az adott körülmények és a vizsgálat célja határozza meg. A klorofill-a mérésére, és így az algaborítottság és a víztest trofikus állapotának becslésére jellemzően a helyi mintavételre alapuló, laboratóriumi analízis módszerét alkalmazzák. A laboratóriumi vizsgálatokhoz szükséges mintavételezést általában csónakokkal és pontszerű mintavételezéssel végzik. Ez a módszer időigényes, költséges és nem igazán reprezentatív, nem nyújt térben és időben átfogó eredményt. Ennek oka, hogy egy nagy területű tó esetében nagyon nagy mintavételi szám szükséges ahhoz, hogy az egész víztestről reprezentatív eredményt kapjunk. Ez, valamint a mintavétel és a feldolgozás ideje vezethet ahhoz, hogy az eredmények nem érhetők el a szükséges időn belül és késleltetik a döntéshozást. Ugyanakkor pontosabbak és specifikusabbak lehetnek, mint a távérzékelési módszerek. A távérzékelés lehetővé teszi a vízi rendszerek nagy területeinek (például egész tavak) vizsgálatát a pigmentjelek észlelésével. A klorofill-a levegőből vagy úrból történő mérése rendkívül sikeres módszer a fitoplankton eloszlás feltérképezésére a pigmentelemzési technikák finomodásával. (RICHARDSON 1996, PAPENFUS et al. 2020). A távérzékelés által biztosított, térben és időben történő gyakoribb mintavétel reprezentatívabb eredményeket biztosít. Ezen kívül növelheti a helyi mintavételes vizsgálatok hatékonyságát a célzott eloszlással és a költségmegtakarítás révén. A távérzékeléssel történő klorofill-a meghatározásnak korlátai is vannak. Ezek a korlátozott számú vízminőségi mutatók, problémák a pontossággal és a mérések precizitásával, valamint a specifikussággal. Ezen kívül nem mérhető a káros algavirágzások során létrejövő toxinkoncentráció. A térbeli felbontás, amely általában kizárja a kis víztesteket és a partközeli területeket, valamint a felhőzet korlátozhatja a használható képek gyakoriságát. A távérzékelési módszerek technikai szakértelmet igényelnek, különösen a képek feldolgozásához és értelmezéséhez, annak ellenére, hogy néhány lépés automatizálható. Talán a legfontosabb, hogy a vízminőségi paraméterek távérzékeléses vizsgálata *in situ* méréseket igényel az algoritmusok fejlesztéséhez, validációjához és kalibrációjához (PAPENFUS et al. 2020).

Az édesvízi tavak távérzékelését ritkábban tanulmányozták a tengeri vizekhez képest, bár figyelembe véve az édesvízi tavak fontos ökológiai szerepét, a tudományos közösségnek nagyobb figyelmet kellene fordítania erre a témára. Az óceánok, illetve édesvizek távérzékelésével foglalkozó tanulmányok arányát szemlélteti az **6. ábra**. Ehhez húsz év publikációs eredményeit vizsgáltam meg, az elemzés és a grafikon a kutatómunka része.



6. ábra: Az óceánok és édesvizek távérzékelésével foglalkozó tanulmányok száma, 2000-2020

(Web of Science alapján (2021), a szerző kiértékelése)

Az **6. ábrán** látható a tanulmányok számának emelkedése óceánok és édesvizek esetén is, ugyanakkor ez az emelkedés sokkal jelentősebb az óceánok esetén (2,7-szeres növekedés 2000 és 2020 között), mint az édesvizeknél. (2-szeres növekedés 2000 és 2020 között) Az óceánok távérzékelésével foglalkozó tanulmányok száma a négy vizsgált periódusban átlagosan 3,4-szerese volt az édesvizekhez képest.

A Föld körülbelül $14\,108\text{ km}^3$ vizet tartalmaz, ennek 97,5% -a azonban a tengerekben található, és a fennmaradó édesvíz majdnem egésze az Antarktiszon vagy a sarkvidéki jégsapkákban vagy talajvízben található. Ezért a szabadon hozzáférhető víz a tavakban (0,007%) és a folyókban (0,002%) található, így a tavak a legjobb elérhető ivóvízforrás. A tavak és partjaik nemcsak környezeti előnyökkel járnak, hanem előnyösen befolyásolják életminőségünket és erősítik gazdaságunkat. A tavak képesek enyhíteni az árvizek és az aszályok hatásait, ha nagy mennyiségű vizet tárolnak, és vízhiány esetén felhasználják. A vízkészletek kezelésében a tározókat többek között vízenergia-termelésre, árvízvédelemre, öntözésre és rekreációs célokra használták fel (HONG et al. 2016).

Az édesvizek távérzékeléses vizsgálatokor három fő probléma merülhet fel: dedikált szenzorok hiánya, magas lebegőanyagkoncentráció és zavarosság. Az óceánkutatáshoz használt szenzorok értékesek a tengeri távérzékelési kutatásokban, ugyanakkor kis térbeli felbontással rendelkeznek (a jobb időbeli felbontás elérése érdekében, mivel kisebb látómezőnél hosszabb ideig tart ugyanazt a területet lefedni, így a térbeli felbontás növekedésével az időbeli felbontás csökken, amelyek miatt

kevésbé alkalmasak a folyók, tavak és víztározók kutatásához. Ez arra kényszerítette az édesvizek kutatóit, hogy elsősorban a szárazföldi alkalmazásokhoz tervezett nagyobb térbeli felbontású szenzorok adatait használja fel (például a Landsat sorozat). Bár ezen szenzorok megfelelő térbeli felbontással rendelkeznek, más tulajdonságuk, mint például a spektrális és radiometrikus felbontás kevésbé alkalmasak a belvíz érzékelésére. A hagyományos aktív távérzékelés problémás a tavak esetében a súlyos, masszív berendezések miatt, amelyet óceánjáró hajókon vagy repülőgépeken való használatra terveztek, nem pedig a tavakon használt kis csónakokra. A viszonylag kis kiterjedésű víztestek vízminőségi paraméterei nagyon gyorsan változnak, ez az oka annak, hogy a limnológusoknak és a part menti övezetek óceánkutatóinak hordozható, gyors mérést lehetővé tevő műszerekre van szükségük a műholdképekkel szinkronban lévő adatok méréséhez (PELEVIN et al. 2017). A sekély tavak rendkívül érzékenyek minden stresszhatásra, ugyanakkor rendkívül magas biológiai értékeket képviselnek (KEARNS et al. 1996). A belvizek optikai összetettsége, a magas lebegőanyag-koncentráció, a zavarosság, a légköri korrekciós problémák, a szomszédsági hatások és néhány más megoldatlan probléma további kihívásokat jelent a belvízi távérzékelés az óceáni távérzékeléshez képest. Az édesvízkutatók tudományos közösségének létszáma kisebb, fragmentáltabb és kevésbé jól finanszírozott, mint az óceánkutatók közössége. Az édesvízi távérzékelést elsősorban helyi, nemzeti vagy regionális problémának tekintették, és ezért gyakran nem elérhetőek a finanszírozási lehetőségek. A széttöredezethez akadályozta a tudás és szakértelem terjedését, cseréjéért a közösségben (PALMER et al. 2015c). Egy érdekes kivétel a SALMON (SATellite remote sensing for Lake MONitoring) projekt. A SALMON egy Európai Unió által társfinanszírozott kutatási projekt, amely az első kísérlet arra, hogy alátámassza az integrált monitoring rendszerek szükségességét (ALVAIN et al. 2005). A projekt egyedülálló lehetőséggé vált a limnológusok és a távérzékeléssel foglalkozó szakemberek számára, hogy együtt dolgozhassanak, előnye még, hogy a korábbinál jobb megfigyelési és menedzsment rendszert biztosított valamennyi európai tó számára, beleértve a Balatont is.

A klorofill-a meghatározás eddigi műholdas és drónos mérések alapján történő vizsgálatairól szóló tanulmányok kerülnek bemutatásra meghatározott szempontok alapján. A cél azon tanulmányok bemutatása, melyek újszerű metodikát alkalmaztak vagy új eredményre jutottak édesvizek vizsgálata esetén. A műholdak közül a MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), MERIS, Sentinel-2, Sentinel-3 és Landsat 8 került alkalmazásra, valamint radar és LIDAR (Light Detection and Ranging) mérések. A Taihu-tó esetén, Kínában, a MODIS_Aqua spektrométert alkalmazta a klorofill-a koncentráció O'Reilly módszerrel történő meghatározására, továbbá SWIR (Short Wave Infra Red) légköri korrekciót is végeztek. Az alga virágzási esemény kezdetének és csúcának

észlelése sikeres volt. A tanulmány kiemeli, hogy a tavak esetében a zavarosság nehezítő tényező a klorofill-a detektálásában (WANG és SHI 2008). A Zeekoevlei-tó esetén Dél-Afrikában, MERIS adatokon alapuló klorofill-a koncentráció meghatározás történt empirikus algoritmusok és az úgynevezett „dark object” atmoszférikus korrekcióval. A klorofill-a meghatározás radiancia/irradiancia reflektancián alapult (MATTHEWS et al. 2010). Japánban, a Suwa-tó vizsgálatokor UV lézer indukált fluoreszcencia (LIF: laser-induced fluorescence) LIDAR-t alkalmaztak a kék-zöld algák monitorozására. Az eredmények azt mutatják, hogy a laboratóriumi validálási folyamat során gyenge az aceton extrahálási hatékonysága, cianobaktérium dominancia esetén, ezért az etanol előnyösebb a laboratóriumi elemzések elvégzéséhez (SAITO et al. 2014). A cianobaktériumok detektálására Kínában a Taihu-tónál SAR-t (Synthetic-Aperture Radar) alkalmaztak, a detektálás alapja az SVM (Support Vector Machine) osztályozás volt. A passzív távérzékelés során adatvesztés történhet a felhőborítottság miatt, ugyanakkor a csatornák viszonylag kevés száma az aktív távérzékelésben kevésbé pontos adatokhoz vezethet. Bebizonyosodott, hogy a SAR képes kimutatni a cianobaktériumok virágzását, és referenciapontot nyújt a cianobaktériumok virágzásának megfigyeléséhez, különösen akkor, ha az időjárás nem alkalmas az optikai távérzékelésre. Többcsatornás SAR adatalkalmazást javasoltak annak érdekében, hogy a különböző hullámhosszú csatornákon jelentősen eltérő reflektivitást érjenek el (WANG et al. 2015, WANG et al. 2017). A Sentinel-3 OLCI (Ocean and Land Color Instrument) adatokat alkalmazták a Balatonnál 2018-ban. Ez újszerű megközelítés volt, tekintettel arra, hogy a Sentinel-3 adatkészlet csak 2017. júliusa óta áll rendelkezésre. Ez azt jelzi, hogy kevés tanulmány készült ezzel az adathalmazzal. Gépi tanulást, Gauss regressziós modellt használtak. Az eredmények azt mutatják, hogy az *in situ* mérések és a Sentinel 3 OLCI és L2 termékek közötti korreláció alacsony volt, azonban a klorofill-a becslés javítható vörös csatorna modellek használatával. A tanulmány arra a következtetésre jutott, hogy a modell optimalizálásához az alacsonyabb relatív hullámhosszaknak megfelelő sávokra is szükség van. Ez volt az első algavizsgálat a Sentinel-3 műholddal tavak esetén (BLIX et al. 2018). Sentinel-2 felvételek segítségével klorofill-a koncentráció becslését végezték empirikus modellel az argentin San Roque tónál, Sen2Core légköri korrekciós módszerrel. A klorofill-a meghatározás empirikus modell és lineáris regressziós analízis segítségével történt az *in situ* és műholdas adatok alapján. A klorofill-a meghatározásához a Sentinel-2 csatornák különböző kombinációját, kétváltozós elemzést és Pearson-korrelációt alkalmaztak. A Sentinel 2, 8a és 9 csatornájának kombinációját alkalmazták, mely egy új megközelítés. Az eredmények azt mutatják, hogy az eutrófikus vizek esetében a vörös és az infravörös sávok előnyösebbek a mérsékelt vagy magas (> 10 mg/m³) klorofill-a becsléséhez (ALBA et al. 2019). 2020-ban Indonéziában a Riam Kanan tározó esetén a Classification Tree Analysis (CTA) módszerét alkalmazták a klorofill-a meghatározására a Landsat 8 segítségével. A

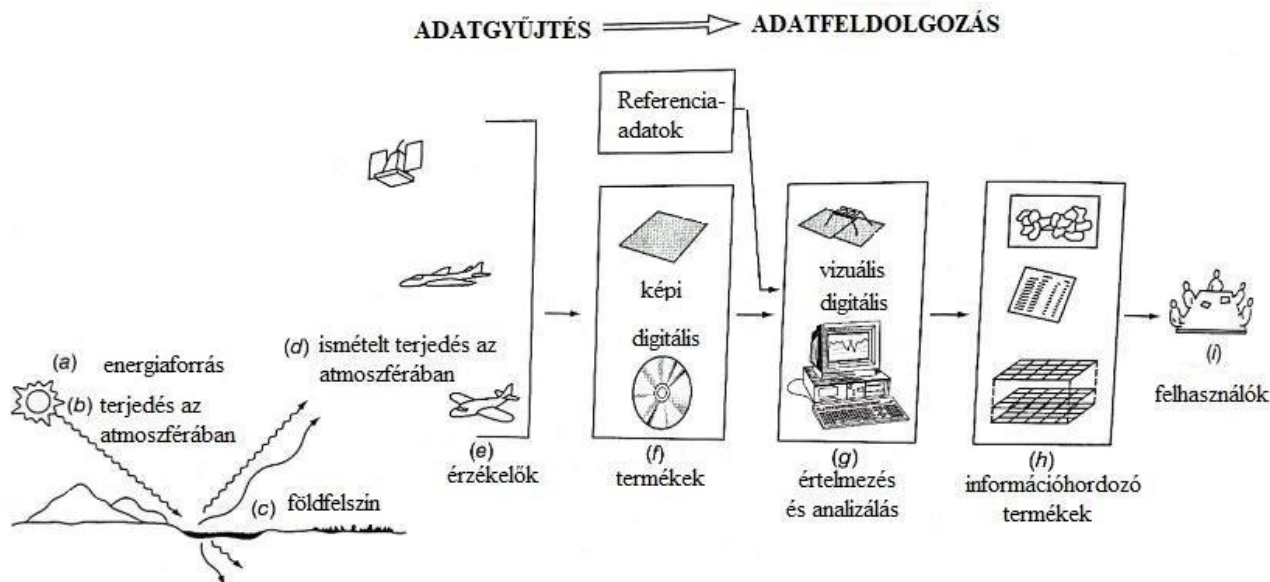
tanulmány eredménye azt mutatta, hogy a zöld csatornának nagyon magas a korrelációs értéke a klorofill-a értékkel (SAPUTRA 2021). A MODIS Aqua határozottan nagy időbeli és spektrális felbontással, 36 sávon és 1-2 napos visszatérési idővel, azonban térbeli felbontása gyengébb és a tengeri és óceáni vizek megfigyelésére tervezték, nem tavakra és tározókra. Ugyanakkor alkalmazhatóságát bizonyítja a számos tavak klorofill-a meghatározására vonatkozó tanulmány (HU et al. 2010; WANG et al. 2011, ZHANG et al. 2011, BINDING et al. 2012, HUANG et al. 2014, QI et al. 2014, LIU et al. 2015, LI et al. 2016, SHI et al. 2017, DUAN et al. 2017, LIANG et al. 2017, HU et al., 2021). A MERIS adatait szintén gyakran használják tavak klorofill-a meghatározásához. A MERIS-t és a Sentinel-3 OLCI-t, amelyek keskenyebb spektrális sávokkal rendelkeznek, mint a MODIS, az algapigment-távérzékelésre használták a belvizekben. MERIS adatokat használó tanulmányok a következők voltak: (BINDING et al. 2011a; BINDING et al. 2011b, ALI et al. 2014, GUAN et al. 2020). A Sentinel-3 az első, vizek monitorozására tervezett műhold. Sentinel-2 és Sentinel-3 adatokkal dolgozó tanulmányok: (CHEN et al. 2017, GRENDAITÉ et al. 2018, BRESCIANI et al. 2018, MOLLAEE 2018, ANSPER et al. 2019, OGASHAWARA 2019, CABALLERO et al. 2020, PAHLEVAN et al. 2020, PIRASTEH et al. 2020, ALBA et al. 2020, GERMAN et al. 2020, BUMA és LEE, 2020, LI et al. 2021). A Landsat 8 műhold jó térbeli felbontással rendelkezik, ugyanakkor szárazföldek és nem víztestek vizsgálatára tervezték, ezen kívül visszatérési ideje is nagy, 16 nap. Landsat 8 adatokat használó, tavak klorofill-a tartalmát vizsgáló tanulmányok: (OGASHAWARA et al. 2016, KEITH et al. 2018, BOUCHER et al. 2018, ALARCÓN et al. 2018; BRESCIANI et al. 2018, BUMA és LEE 2020, QING et al. 2020). 2019-ben klorofill-a koncentrációvizsgálatára drónra szerelt multispektrális kamerát alkalmaztak a Sampaloc tó esetén. A drón egy Ebee Sensefly merevszárnyú drón volt Parrot Sequioa+ multispektrális kamerával felszerelve. A vörös, vörös és közeli infravörös sávok aránya és a klorofill-a koncentráció közötti korreláció megfelelő. (MARAVILLA et al. 2019) 2020-ban, Dél-Koreában, a Daechung-tározónál, egy hiperspektrális kamerával felszerelt UAV-t használtak a klorofill-a meghatározására biooptikai algoritmus segítségével. Az UAV egy DJI Matrice 600 Pro volt, Nano-Hyperspec hiperspektrális képalkotó érzékelővel felszerelve. Új kutatási terület volt az algák vertikális eloszlásának vizsgálata. Habár nem ez volt az első, drónnal történő klorofill-a vizsgálat tavak esetében, de ez volt az első eset, mikor klorofill-a mennyiséget határoztak meg és drónra szerelt hiperspektrális kamerát alkalmaztak, így megfelelő térbeli, spektrális és időbeli felbontást biztosítva (KWON et al. 2020). Korábbi, algakutatással kapcsolatos tanulmányok tavak és folyók esetén: (FLYNN et al. 2014, SU és CHOU 2015, VAN DER MERVE és PRICE 2015, FRÁTER et al., 2015; NGO et al., 2015,

JANG et al. 2016). A tanulmányok alapján négy fő metódus létezik a klorofill-a távérzékelés meghatározásához. Ezek az empirikus algoritmusok, szemi-analitikus algoritmusok, gépi tanulás algoritmusok, osztályozó módszerek. Az empirikus algoritmusok csatornák kombinációját alkalmazzák (MISHRA és MISHRA 2012, GITELSON et al. 2011, LE et al. 2013, MATTHEWS et al. 2010). A szemi-analitikus indexek például a kvázi-analitikai algoritmus „inherent optical property-IOP” algoritmus és az inverzió alapú algoritmus (Li et al. 2018, XUE et al. 2019). Gépi tanulás algoritmust alkalmaz például: (BLIX et al. 2018, Li et al. 2021).

Ezen alfejezet célja volt bemutatni a klorofill-a detektálásra és mennyiségi meghatározására szolgáló módszereket. Mint az a fentiekből látható, a klorofill-a mennyiség fontos vízminőségi mutató, melynek detektálására több módszer is rendelkezésre áll, mindegyik különböző előnyökkel és hátrányokkal. A távérzékeléses módszerek alkalmazhatóságát bizonyították a példaként hozott korábbi tanulmányok. Az édesvizek tanulmányozása eddig háttérbe szorult a tengerekhez képest, tekintettel a felmerülő nehézségekre és kisebb felszíni kiterjedésükre, habár ökológiai szempontból kiemelt figyelmet érdemelnének.

2.3.2. Az algaközösség távérzékeléses vizsgálata

A távérzékelés egy sokoldalúan hasznosítható technológia. A távérzékelés információgyűjtés egy tárgyról, területről vagy jelenségről olyan eszközzel, ami nem áll közvetlen fizikai kapcsolatban a vizsgált tárggyal, területtel, jelenséggel. A távérzékelés esszenciája tehát a távolból történő információgyűjtés. A szenzorok segítségével adatok gyűjthetők, amik analizálhatók információszerezés céljából. A szenzor leggyakrabban a vizsgált objektum által reflektált vagy emittált elektromágneses sugárzást detektálja, de a távérzékeléssel nyert adat lehet erőmegoszlás, akusztikus hullámmegoszlás vagy elektromágneses hullámeloszlás (LILLESAND et al. 2015, CAMPBELL és WYNNE 2011, SCHOTT 2007). A távérzékelés folyamatát a **7. ábra** mutatja be.



7. ábra: Az elektromágneses távérzékelés folyamata

(LILLESAND et al. 2015)

A távérzékelés folyamatának egyik legfontosabb eszköze az energiaforrás. Ennek alapján megkülönböztetünk aktív és passzív távérzékelést. Aktív távérzékelés esetén az energiaforrás maga a szenzor, míg passzív távérzékelés esetén valamely külső forrás. Az atmoszféra bizonyos fókig mindig módosítja a szenzort érő sugárzás erejét és spektrális eloszlását. Különösen fontos ezen hatások kiküszöbölése, korrekciója valamilyen kalibráció vagy korrekció segítségével. A felszíni energia-anyag kölcsönhatás okozta probléma, hogy a megfigyelt objektum reflektanciája, emittanciája nem mindig egyedi, ismert módon történik. A spektrális válasszintázatok mindazonáltal nagy segítséget nyújtanak a detektálásban. A szenzor érzékeli a reflektált, emittált elektromágneses sugárzást. Egy szenzor nem lehet minden hullámhosszra érzékeny, nem képes részletes térbeli adatokat nyújtani minden hullámhosszon. Ezért a megfelelő szenzor kiválasztását mindig az aktuális feladat célja határozza meg. Az adatfeldolgozó rendszer a szenzor által gyűjtött, nyers adatokat értelmezhető, információhordozó adatokká alakítja át. Az adatfeldolgozás lehet manuális vagy digitális. Egyre nő az igény az adatok azonnali felhasználhatóságára, főleg a gyors beavatkozást igénylő folyamatok (például valamilyen katasztrófa) esetén. Ma már elérhető az adatgyűjtés közbeni feldolgozás, így majdnem azonnali adatok biztosítottak, de bizonyos esetekben hetek, hónapok is kellenek a feldolgozáshoz. A felhasználók számára a távérzékeléssel szerzett adatok információkká válnak, amennyiben a felhasználó értelmezni és helyesen használni is képes azokat (LILLESAND et al. 2015).

A távérzékelés megfelelő eszköz a vízi ökoszisztémák tanulmányozására, mely technológia kvantitatívan méri például a vízfelületről visszaverődő sugárzást. Az algakutatás távérzékeléses vizsgálatához jelentősen hozzájárult az algapigmenteket azonosító, azokat számszerűsíteni képes technológiák fejlődése (RICHARDSON 1996). Az algapigmentek többsége taxonómiai fontos határozó bélyeg, így a pigmentvizsgálat pontos taxonómiai megkülönböztetést tesz lehetővé (JAGANNATHAN AND GOLBECK 2009). A távérzékeléssel nagy vízfelületek vizsgálhatóak. A hagyományos, csónakkal és pontszerű mintavétellel történő mérések időigényesek, költségesek és nem igazán reprezentatívak. Ezen a drónos vízmintavételi lehetőség javítani tud majd. A klorofill-a távérzékeléses mérése nagyon hatékony eszköz a fitoplanktonok tér-és időbeli megoszlásának vizsgálatához. Ezen kívül további előny, hogy szinte valós idejű adatokhoz juthatunk és a módszer költséghatékony (RICHARDSON 1996, HONG et al. 2016). A távérzékelés szó szerint és jelképesen is új nézőpontot nyújt, ami számos további adatot és információt szolgáltat (SCHOTT 2007).

A távérzékelés sok típusa különböztethető meg. A felhasznált energiaforrás alapján létezik aktív és passzív távérzékelés. A passzív rendszerek külső energiaforrást használnak, többnyire a Nap által kibocsátott és a Föld által visszavert, kibocsátott sugárzást használják. Az aktív rendszerek saját energiaforrással rendelkeznek. Az aktív távérzékelés jellemző fajtái a radar és a LIDAR. A radar mikrohullámú sugárzást használ, a LIDAR pedig lézertényt (LILLESAND et al. 2015, ZHU et al. 2018).

1. táblázat: Az aktív és passzív rendszerek összehasonlítása (saját szerkesztés)

Feltételek	Passzív távérzékelés	Aktív távérzékelés
<i>energiaforrás</i>	külső energiaforrás	saját energiaforrás
<i>alkalmazott hullámhossz</i>	látható, infravörös, mikrohullámú	látható, infravörös, mikrohullámú
<i>időjárásfüggőség</i>	akadályt jelent a felhőzet és a kedvezőtlen időjárási viszonyok	jellemzően nem jelent akadályt a felhőzet és a kedvezőtlen időjárási viszonyok
<i>éjszakai alkalmazás</i>	nem lehetséges	lehetséges

Mint az az **1. táblázat**ról leolvasható, az aktív távérzékelés nagy előnye, hogy független az időjárási viszonyoktól és éjszakai mérés is lehetséges. Ugyanakkor az aktív technológia jóval költségesebb választás. A platformok típusai szerint földi, levegőben lévő és űrben lévő típusokat különböztethetünk meg. Mindegyik módszernek megvannak a jellemzői, előnyei és hátrányai (ORTENBERG 2011). A kézi vagy valamilyen eszköz, például teherkocsi vagy hajó által hordozott eszközök a földi műszerek közé tartoznak. A repülő, meteorológiai ballonok, helikopterek, drónok a levegő által hordozott eszközök, míg az űrhajók, űrállomások, műholdak űr által hordozottak (LUO et al. 2019). A tavak esetében a földi eszközök általában nem megfelelőek, mert csak a partközeli egy nagyon kis részéről ad információt. Ha nagy vízfelületet kell vizsgálni, a levegőben lévő vagy az űreszközök alkalmasak. Ennek a módszernek a hátránya, hogy a térbeli felbontás csökken a magasság növekedésével. A kis felbontású felvételek jól alkalmazhatóak a nagyobb volumenű objektumok és jelenségek megfigyeléséhez. Amennyiben jobb térbeli felbontás szükséges, kisebb mérési magasságot vagy alacsonyabban mozgó platformot kell választani, például a drónokat (Unmanned Aerial Vehicle-UAV) (FERRO-FAMIL et al. 2016).

2. táblázat: A műholdak és az UAV-k összehasonlítása (saját szerkesztés)

Feltételek	Műhold	UAV
<i>Térbeli felbontás</i>	kisebb	nagyobb
<i>Időbeli felbontás</i>	Csak a műhold visszatérési időpontjában készülhet felvétel.	Tetszés szerinti időben készülhetnek felvételek.
<i>Időjárásfüggőség</i>	A felhőzet zavaró hatású.	Az eső és az erős szél zavaró hatású.
<i>Feltérképezhető terület</i>	Nagy kiterjedésű területek	Kis kiterjedésű területek

A **2. táblázatban** olvasható, hogy az algaldetektálás leghatékonyabb eszköze az UAV és a műhold használatának kombinálása. A műholdak egyszerre nagy kiterjedésű területről nyújtanak átfogó képet, míg a drónok részletesebb, több információt nyújtó adatokat szolgáltatnak a részletesebben megfigyelni kívánt vagy problémás területről. Problémát a felhőborítottság jelenthet.

A Sentinel-2 2015-től 2020 augusztus végéig rendelkezésre álló felvételei közül átlagosan mindössze 13,3% volt használható a Balaton vizsgálatára. Az UAV-k szignifikánsan nagyobb térbeli felbontása akár centiméteres pontosságú is lehet, nagy időbeli gyakorisággal, naponta akár több méréssel (WU et al. 2019). A felhőborítottság nem befolyásolja az UAV-s méréseket, míg az eső és szél nem gátolja a műholdak működését, ugyanakkor hatással van az adatok értékelhetőségére. Ebből kifolyólag kiemelkedően nagy esély van rá, hogy az adott időjárási körülmények között valamely technológia használható. A platform és a szenzor kiválasztása az adott feladattól, célkitűzéstől függ (ORLANDI et al. 2018). A drónokat flexibilitásuk, nagy térbeli felbontásuk, költséghatékonyságuk, széles alkalmazási lehetőségük népszerű, hatékony eszközzé tették a technológiát az algavirágzás detektálásában (WU et al. 2019).

A távérzékelésben az értékeléshez, az alkalmazásokhoz alapinformációkat a szenzorok jellemzői nyújtanak. Ezek a gyakorlati jellemzők egymással összefüggésben állnak. Az adott feladat végrehajtásához fontos tehát a megfelelő szenzor kiválasztása és a jellemzők együttes vizsgálata. A négy legfontosabb jellemző a spektrális felbontás, a térbeli felbontás, a radiometriai felbontás és az időbeli felbontás. A spektrális felbontás kifejezi, hogy hány sávon történik a felvételezés, azok milyen szélességgel rendelkeznek és hogy mekkora az átfogott spektrális tartomány. A legtöbb szenzor ugyanis az elektromágneses spektrumnak csak bizonyos tartományában képes érzékelni. Nagy spektrális felbontás mellett több, szűkebb szélességű sávon a megfigyelni kívánt objektum pontosabb mérése lehetséges. Ennek hátránya azonban, hogy változatlan terepi felbontás esetén az érzékelő adott sávjára beérkező energiamentiség kevesebb lesz, ezért csökkenni fog a rendszer radiometriai felbontása. Monokromatikus felvételek esetén egyetlen csatornán történik az érzékelés, egy hullámhossztartományban. A képi megjelenítés a szürke vagy egy másik szín különböző árnyalataival történik, ez a monokróm vagy pánkromatikus megjelenítés. A multispektrális felvételek húsznál kevesebb, viszonylag széles csatornával rendelkeznek. A csatornák szélessége jellemzően 10 nanométer körüli. A hiperspektrális képek húsznál több, akár 250-300 csatornával rendelkeznek, melyek jellemző szélessége 10 vagy akár ennél is kevesebb nanométer (VERŐNÉ WOJTASZEK 2010, LILLESAND et al. 2015, SIMS és PITTMAN 2002, OSE et al. 2016). A távérzékelte felvételek numerikus leképezései a vizsgált területnek, mely különálló képelemekből, pixelekből áll. Minden egyes pixel kocka alakú területet képvisel a képen, amely az érzékelő felbontásának felel meg (HUETE 2004).

A térbeli felbontás a legkisebb felvett területnek a méretét jelenti a felszínen, összefüggésben van a felvétel által lefedett földfelszíndarab kamerától mért távolságával. Gyakorlatilag a felvétel

legkisebb eleme, a pixel által lefedett földfelszín darab vagy objektum darab mérete. Minél kisebb a pixelméret, annál részletgazdagabb a felvétel (VERŐNÉ WOJTASZEK 2010). A pixelméretet általában a képelem által, torzulásoktól mentesen leképezett földfelszín kiterjedésével adható meg. A térbeli felbontás függ a szenzor érzékenységétől és az érzékelt hullámhossztartománytól is. Minél érzékenyebb a szenzor, annál kisebb intenzitású sugárzás is képes jelet létrehozni. Nagyobb hullámhosszú, vagyis kisebb energiájú sugárzás esetén az elektromos jel kiváltásához szükséges energiamennyiséget nagyobb területről kell összegyűjteni, ennek következtében romlik a térbeli felbontás adott érzékelő méret esetén (VÁGÓ et al. 2011b, LILLESAND et al. 2015, VÁGÓ et al. 2011a). A térbeli felbontás megadja a felvételen még megkülönböztethető, legkisebb tárgy méretét. Pásztázó képalkotó berendezések esetében azonosítható a pixelmérettel. A kép újramintázásával, vagyis a pixelméret utólagos csökkentésével a térbeli felbontása nem változik (LILLESAND et al. 2015, HUETE 2004).

A radiometriai felbontás a legkisebb sugárzási teljesítmény változása, amelyet az érzékelő még képes megkülönböztetni elfogadható jel-zaj arány mellett. A szenzor mérési szintjeinek számát határozza meg, vagyis, hogy a pixelek hány biten írják le az adatokat. Nyolc bites felbontás esetén a pixelek 2^8 -on, vagyis 256 különböző értéket vehetnek fel. A képek információtartalma a mérési szintek számával növelhető, a szükséges jel-zaj arány figyelembevételével. A radiometriai felbontást befolyásolja a szenzor rendszerének zaja. Az első optikai műholdak még 6 bitesek voltak, míg ma akár 14 bites felbontás is lehetséges (LILLESAND et al. 2015). A radiometriai felbontás teszi lehetővé egyazon spektrális sávon belül az értékek megkülönböztethetőségét (OSE et al. 2016). Ez az adott érzékelő jel-zaj arányának függvénye (HUETE 2004).

Időbeli felbontás. A visszatérési idő vagy időbeli felbontás azt az időtartamot jelenti, amely egy adott földrajzi hely két egymást követő megfigyelése között eltelik. Az a legkisebb időkülönbség, melynél ugyanarról a területről lehet adatokat gyűjteni. Az időbeli felbontás függ a szenzor látómezejétől, a pixelmérettől, és az irányíthatóságtól. Minél kisebb a pixel mérete, annál több adatot kell kezelni egy terület lefedésekor, és így ritkábban kerülhet sor az újabb fedésre (VERŐNÉ WOJTASZEK 2010; LILLESAND et al. 2015; HUETE 2004). A rendszertorzítás a képalkotó berendezés tökéletlenségéből, hibáiból, elöregedéséből adódik. A geometriai torzítások elsősorban a műhold pályaháborgásaiból, az érzékelőrendszer elmozdulásaiból, a perspektív leképezésből, a Föld görbületéből és a felvétel készítése közbeni elfordulásából, valamint a domborzati adottságokból származnak (VÁGÓ et al. 2011a).

Víztestek távérzékelésénél megemlítendő, hogy a vízre eső sugárzás nagy része nem visszaverődik, hanem abszorbeálódik vagy transzmittálódik. A hosszabb látható hullámhosszokat és

a közeli infravörös a sugárzást jobban elnyeli a víz, mint a rövidebb és közepes látható hullámhosszokat. A víztest reflexiójának változékonyságát befolyásoló tényezők a vízmélység, a vízben lévő anyagok és a víz felületi, egyenetlensége (AGGARWAL 2004).

Korábbi tanulmányok vizsgálták a fitoplankton fényvisszaverési tulajdonságait a Balatonon (GITELSON et al. 1993a, GITELSON et al. 1993b). A visszaverési görbék alapján megállapították, hogy 0,5 μm alatt az algák szintestjei és az oldott szerves anyag fényelnyelése miatt alacsonyak a visszaverési értékek. 0,56–0,59 μm -ig növekszik a reflektancia, a fotoszintetizáló pigmentek csökkenő fényelnyelése és az ezen a spektrumon megjelenő lebegő anyagokról való fényvisszaverődés miatt, kialakul egy lokális csúcs. Két helyi minimum jelenik meg 0,63 μm és 0,670 μm -en, az első a cianobaktériumok pigmentjeinek (fikocianinjának) elnyeléséhez, a második a klorofill-a-hoz. Visszaverési helyi maximum tapasztalható 0,685–0,715 μm között, mely több ok miatt lehetséges. (klorofill-a pigmentek fluoreszkálása, a fény szórásában beálló anomália az előtte levő minimum miatt, az algabiomassza és a víz közös abszorpciós görbéjének minimuma). A Balaton esetében azokon a helyeken, ahol a klorofill-a tartalom nem haladta meg a 20 $\mu\text{g/l}$ -t, ott 0,685 μm -en volt a csúcs. Növekvő koncentrációval ez a csúcs a nagyobb hullámhosszak felé tolódott el. Ennek oka valószínűleg a 0,68 μm -en történő fényelnyelésben keresendő.

A Balatont nagy térbeli kiterjedése és sekélysége a távérzékeléses módszerek ideális vizsgálati objektumává teszi. A jelentős ingadozást mutató klorofill-a és a magas összes lebegőanyag és CDOM (colored dissolved organic matter-színes oldott szervesanyag) mennyisége ugyanakkor nehézséget jelentenek. A Balaton első távérzékeléses algadetektálási kísérletének célja az algák spektrális reflektanciájának meghatározása magas lebegőanyagtartalom (SSC: suspended sediment concentration) mellett (SVÁB et al. 2005). Az *in situ* vizsgálatok mellett GER 1500-as spektroradiométert alkalmaztak. Az eszköz 300 és 1100 nanométer között képes mérni 1,5 nanométeres sáv szélességgel. Az atmoszférikus zavarás kizárása érdekében csak a 400 és 1000 nanométer közötti tartomány értékeit vették figyelembe. A mérés reprezentativitásának biztosítása érdekében a mérések a Balaton fő átlója mentén helyezkedtek el. A spektroradiométert a víz fölé 0,5 méteres magasságban helyezték el, a csónaktól két méternyi távolságra, hogy kizárják a csónaktest okozta reflektanciát. A precíz helymeghatározás érdekében differenciális helymeghatározást (DGPS) alkalmaztak. Az eredmények azt mutatták, hogy magas SSC tartalom mellett a klorofill-a értékek meghatározásához szükséges a főkomponens analízis alkalmazása a spektrálisan egyedi végállású tagok (endmember-ek) megtalálására. A spektrális lineáris keverési modell alkalmazása és a

többváltozós regressziós analízis bizonyult hatékonyak az SSC-től független klorofill-a meghatározásában (SVÁB et al. 2005).

Egy 2006-os tanulmány Landsat Thematic mapper felvételek alapjánhatározott meg klorofill-a koncentrációt a Balatonon. A felvételekből származtatott eredményei kiváló egyezést ($r^2=0,95$) mutatnak a laboratóriumban kapott adatokkal, és jelentős részletet adnak a fitoplankton eloszlásról. (TYLER et al. 2006)

Egy 2015-ben publikált kutatás célja az első algoritmus validálása a klorofill-a mennyiség meghatározására a MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) spektrométer használatával. A MERIS 15 csatornával rendelkezik 412,5 és 900 nm között, 16 bites radiometriai felbontással, 300 méteres térbeli felbontással és három napos visszatérési idővel jellemezhető. Hat különféle algoritmust vizsgáltak az optikailag összetett vizekre történő alkalmazásra: C2R, BL, EUL, FUB/WeW és MCI/FLH. A tanulmányban a megfigyelési programokból származó klorofill-a méréseit használták, amelyek minden évszakra kiterjednek a tanulmány minden évében és lefedték a Balaton teljes térbeli kiterjedését. A vizsgálat célja az algoritmusok összehasonlítása minden optikai körülmények között, hogy meghatározhatóvá váljon a legmegfelelőbb algoritmus a MERIS adatok kezeléséhez a Balaton esetén. A MERIS adatok használhatónak bizonyultak nem csupán az algavirágzási események detektálásában, hanem a klorofill-a koncentráció pontos meghatározásában is (PALMER et al. 2015a).

Egy 2016-os tanulmány klorofill-a mennyiséget határozta meg normalizált differenciált klorofill index (NDCI-Normalized Difference Chlorophyll Index) segítségével. A távérzékelte adatok három forrásból származtak: AISA Eagle (hiperspektrális szenzor), Landsat 5 TM és MERIS. Mindhárom forrás alkalmasnak bizonyult a klorofill-a mennyiség meghatározásához. (RIDDICK ÉS CAITLIN 2016)

Egy 2017-ben publikált tanulmány az első balatoni klorofill-a meghatározást mutatja be aktív távérzékeléses technológia segítségével. A cél az újonnan kifejlesztett UV fluoreszcens LIDAR UFL-8 tesztelése és validálása volt. Az adatokat a Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)/Terra spektrométer felvételeivel hasonlították össze, melyeket az Eötvös Loránd Tudományegyetem műhold monitoring rendszere biztosított. A MODIS négy csatornáját használták, ezek közül a hármas (459–479 nm) és négyes számú (545–565 nm) csatornát alkalmazták a klorofill-a meghatározásra. Három vizsgálati helyszínt jelöltek ki: Keszthely, Tihany és Szemes. A keszthelyi terület meglehetősen kis CDOM változatosságot mutatott, nagyon kis klorofill-a és üledék koncentrációval. Az öböl közepén a klorofill-a koncentráció 16 és 35 $\mu\text{g/liter}$ között változott. A klorofill-a és a lebegő üledék koncentrációja jelentős korrelációt mutatott. A tófenék bentikus algában gazdag. A korábban említett kelet-nyugat irányú trofikus gradienst a tanulmány is kimutatta,

Keszthelynél 36 µg/liter, Tihanynál 16 µg/liter koncentrációval. Az eredmény a MODIS és LIDAR adatok erős korrelációját mutatták, bizonyítva az aktív távérzékelési technológia hatékonyságát az algadetektálásban (PELEVIN et al., 2017).

2017-ben a Sentinel-3 műhold adatait felhasználva tesztelték a klorofill-a, CDOM és TSM (total suspended matter-összes oldott anyag) meghatározás hatékonyságát *in situ* mérésekkel validálva. A Sentinel-3 műhold OLCI (Ocean and Land Color Instrument) szenzora 2016 óta nyújt adatokat 300 méteres térbeli felbontással és 9 csatornával. Jelenleg ez az egyetlen műholdas szenzor, ami képes a cianobaktériumok detektálására. Az eredmények azt mutatják, hogy az OLCI kis mértékben túlbecsüli a klorofill-a mennyiséget, vélhetőleg a magas TSM koncentráció miatt (BLIX et al. 2018). 2018-ban a kutatók megvizsgálják, hogy a különféle távérzékelési információforrások (pl. látható és közeli infravörös spektrum, vegetációs indexek és LIDAR) milyen mértékben járulnak hozzá a pontos vízi vegetációs térképhez. Az eredmények azt mutatják, hogy a látható és közeli infravörös csatornák (400-1000 nanométer) a legmegfelelőbbek. Az algoritmusok vizsgálata bizonyította, hogy a Support Vector Machine osztályozóval nagyobb pontosság érhető el, mint a Maximum Likelihood módszerrel (STRATOULIAS et al. 2018). Az algavizsgálatokon kívül egyéb távérzékeléses vizsgálatok is zajlottak a Balatonon. Egy 2012-ben publikált tanulmány a vizes élőhelyek növényzetének kategorizálását végezte légi lézeres szkenneléssel a Balatonon és a Kis-Balatonon. A nádaszt négy kategóriára osztották: egészséges, stressznek kitett, ruderális, csúcscsáradasos. A módszert alkalmasnak találták nádasok vizsgálatához, a domináns nemzetség és nádas egészségi osztályok szintjének meghatározásához, 82,71%-os pontossággal (ZLINSZKY et al. 2012).

3.táblázat: A Balaton távérzékeléses algavizsgálatai (saját szerkesztés)

Kutató	Publikáció dátuma	Vizsgálat célja	Hullámhossz (nanométer)
Emese Sváb et al.	2005	Klorofill-a reflektancia meghatározása magas SSC koncentráció jelenlétében.	300-1100
Tyler et al. 2007	2006	Klorofill-a becslés Landsat Thematic Mapper (TM) felvételek alapján	1-es csatorna: 450-521 3-as csatorna: 630-690 7-es csatorna: 2080-

			2350
Palmer et al.	2015	MERIS adatok alapján algoritmus validálása klorofill-a koncentráció kinyerésére.	419.5-900
Riddick és Caitlin	2016	Klorofill-a meghatározása normalizált differenciált klorofill index alkalmazásával. AISA Eagle, Landsat 5 TM és MERIS felvételek alapján	keskeny spektrális sávok
Pelevin et al.	2017	Az UV fluoreszcens hordozható LIDAR UFL 8 tesztelése és validálása.	459–479 és 545–565
Blix et al.	2018	A Sentinel-3 OLCI szenzorának klorofill-a, CDOM és TSA adatainak korrelációs vizsgálata <i>in situ</i> adatokkal.	400-689
Stratoulis et al.	2018	A különböző távérzékelési módszerek vegetációs térképek pontosságához való hozzájárulásának tesztelése.	400-2500

Drónos algavizsgálatok más helyszíneken:

Kutatásom során nem találtam adatot arról, hogy a Balatonon történt volna drónos algavizsgálat, azonban más helyszíneken már történtek kísérletek. A legjelentősebb eredményeket az alábbi tanulmányok közölték.

2015-ben merevszárnyú és multirotoros drónokat alkalmaztak az algavirágzási események detektálására. A merevszárnyú drón egy Zephyr volt, míg a multirotoros egy DJI F550 volt. Az elkészült felvételeket ortomozaikká dolgozták fel, majd BNDVI térképeket készítettek., mely korrelál a cianobaktériumok biomassza sűrűségével a víz felszínén (VAN DER MERWE és PRICE 2015).

2016-ban SenseFly eBee drónra szerelt Canon Powershot S110 RGB és NIR szenzorokat alkalmaztak az algasejtek mennyiségének meghatározására a Nakdong folyón (JANG et al. 2016).

2017-ben a Tajvani-szorosban AvaSpec-dual spektrofotométerrel felszerelt LT-150 drónt alkalmaztak, hogy reflektanciaadatokat nyerjenek a szenzorok radiometrikus adataiból az algaborítottság nagyságára következtethessenek. A metodika használhatónak bizonyult, ugyanakkor a szerzők további javításokat, finomításokat találtak szükségesnek (SHANG et al. 2017).

2017-ben merevszárnyú drónra szerelt 25 csatornás snapshot μ HSI szenzorral végeztek vizsgálatokat az algavirágzás detektálására. A tanulmány szerint a miniatürizált spektrális képalkotó eszközök applikálhatóak a drónokra és a mérések 1,7 kilométeres magasságig elvégezhetőek voltak (LIU et al. 2017).



2017-ben DJI Inspire 1 drónt alkalmaztak az úgynevezett „zöld ár” (green tide) területi kiterjedésének vizsgálatára Haiyang területén. Három indexet alkalmaztak a kiterjedtség meghatározására: NGRDI, NGBDI és GLI. A kutatás szerint a legjobb index a lebegő „zöld ár” meghatározására a GLI (XU et al. 2017).

2018-ban egy kutatás során NGRDI indexet alkalmaztak zöldalgák biomasszájának becsléséhez és a módszert alkalmazhatónak találták (XU et al. 2018).

2020-ban egy kutatás célja az alámerült algák detektálása és mennyiségi meghatározása volt a Klamath folyónál. Ellenőrzött Random Trees klasszifikációt alkalmaztak a detektáláshoz és a borítottság arányának meghatározásához. Az alkalmazott drón egy DJI Phantom 4 Pro eszköz volt. A szerzők az alkalmazott módszert hatásosnak találták (KISLIK et al. 2020).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Kutatásaim célja az édesvízi klorofill-a tartalom távérzékeléses vizsgálati lehetőségeinek elemzése volt, melynek hordozóeszközei drón és műhold voltak. A különböző platformokat és tulajdonságaikat a **8. ábra** mutatja.

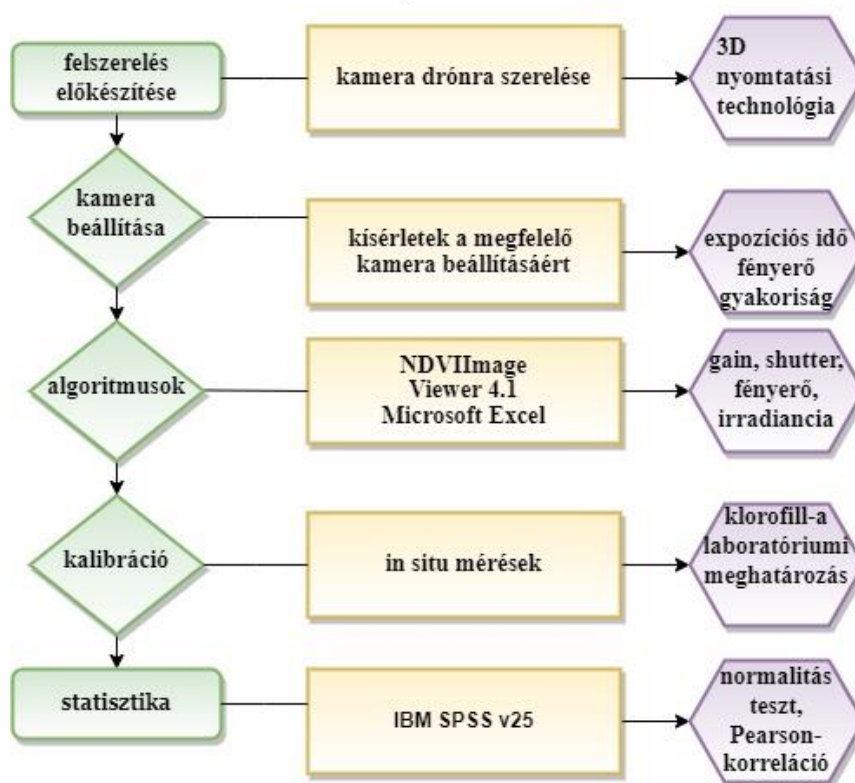
Űrbeli platform	 Sentinel-2	Magasság: 786 km Spektrális felbontás: 13 csatorna, 15-175 nm közötti szélességgel
Levegőbeli platform	 DJI Mavic2 Enterprise Thermal Dual+LaQuinta	Magasság: maximum 6000 méter Spektrális felbontás (LaQuinta): 4 csatorna, 20-40 nm közötti szélességgel

8. ábra: A kutatáshoz használt platformok és jellemzőik

3.1. Drónos mérési metodika

A drónnal és multispektrális kamerával végrehajtott kutatás folyamatábrája a **9. ábrán** látható.

Klorofill-a meghatározás drónra szerelt multispektrális kamerával



9. ábra: A drónos és multispektrális kutatás folyamatábrája

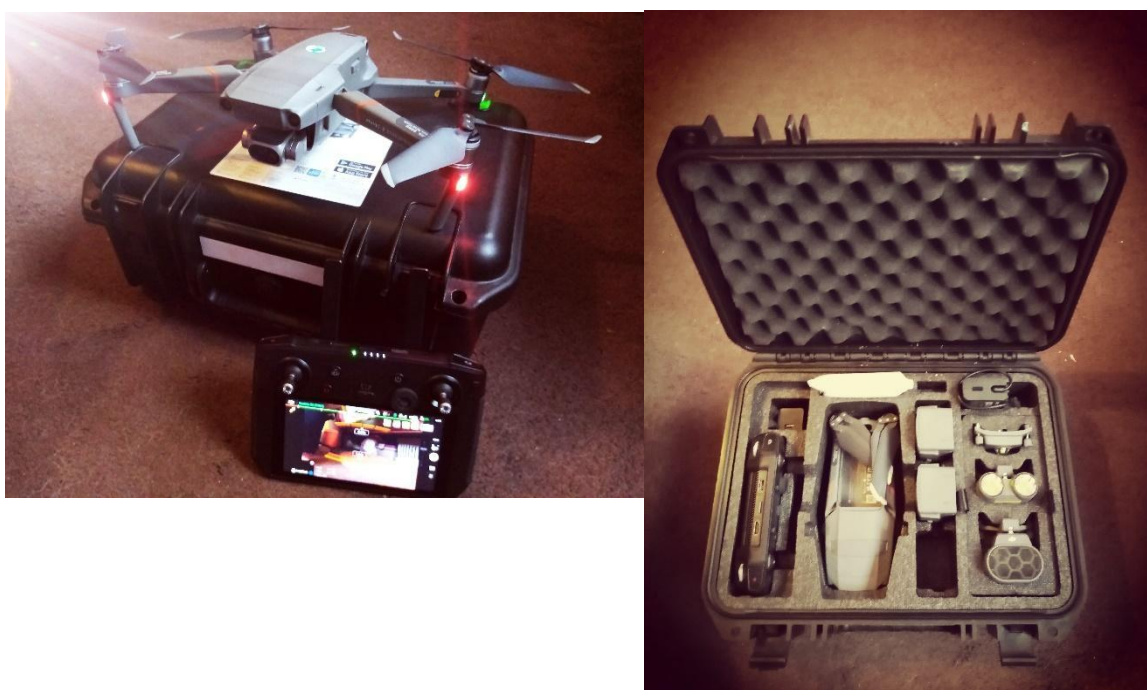
3.1.1. A felhasznált eszközök bemutatása

A disszertáció egyik célja egy klorofill-a koncentrációt meghatározó új metódus fejlesztése volt, drón által hordozott multispektrális kamera segítségével. A drónos vizsgálatok előnye, hogy tetszés szerinti időben és gyakorisággal készülhetnek felvételek. Ezen kívül jobb térbeli felbontással is rendelkeznek, mint a műholdak, így pontosabb eredmény érhető el. Alacsony repülési magasságuk miatt a drónok esetén a felhőborítottság problémája kiküszöbölhető, problémát elsősorban az erős szél és az eső jelenthet. Az általános ajánlás szerint a maximális szélerősség, amiben a jelen kísérletben alkalmazott drón biztonságosan reptethető, 29-38 km/h. A méréshez használt drón egy DJI Mavic 2 Enterprise Thermal Dual eszköz. Az eszközre megbízhatósága, hét kilométeres hatótávolsága, kompaktsága, könnyű hordozhatósága, hosszú üzemideje (egy feltöltéssel 30 perc működésre is képes) és optimális súlya miatt esett a választás. Tömege 899 gramm, ugyanakkor jól ellenáll a szélnek.

A behajtható karoknak köszönhetően kompakt, összehajtvva mindössze 214x91x84 mm, ami ideális terepi mérések esetén. 72 km/h maximális sebességre képes, így gyorsan a célterület fölé juttatható. A 30 perces repülési idő kiemelkedően magas a többi drónhoz viszonyítva.

Tartalékkumulátorokkal tovább növelhető a vizsgálati idő. A pontos navigációt GPS, IMU (Inertial Measurement Unit, inerciális mérő egység) és iránytű biztosítja. A pontos, precíz helymeghatározás és navigáció kiemelkedő fontosságú a célterület meghatározásához. Jeltovábbító rendszere OcuSync 2.0, mely lehetővé teszi a 7 kilométeres hatótávolságot és stabilabb kapcsolatot biztosít, mint a WIFI-s átviteli rendszerek. A hagyományos RGB kamera mellett hőkamerával is rendelkezik az eszköz (FLIR MSX termális szenzor), mely lehetővé teszi a repülést éjszaka vagy rossz látási viszonyok között is.

A drón nagy előnye a 360 fokos akadályelkerülő rendszer, mely képalkotó és infra szenzorokból áll. (dji.com: DJI Mavic 2 Enterprise sorozat felhasználói kézikönyve) A méréshez használt drón a **10. ábrán** látható.



10. ábra: A DJI Mavic 2 Enterprise Thermal Dual drón

(a szerző felvétele)

A drón által hordozott kamera a DB2 Vision által gyártott LaQuinta multispektrális kamera. Az eszközre négy keskeny csatornája, körülbelül 45 perces üzemideje, vízfelület felvételezéséhez optimalizálható beállításai, irradiancia és fényszint adatai, precíz helymeghatározó rendszere, mobilapplikációs irányíthatósága és kis tömege miatt esett a választás.

Az eszköz négy keskeny csatornán képes érzékelni: kék (410-450 nm) zöld (555-585 nm) vörös (645-675 nm) és infravörös (850-870 nm). A kék, zöld, vörös és infravörös csatorna által szolgáltatott adatok korábbi tanulmányok szerint is használhatónak bizonyultak az algakutatásban (ZENG et al.

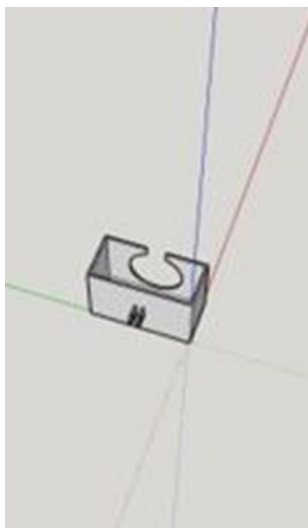
2016, GORDON és MOREL 2012, HA et al. 2017, HAN és RUNDQUIST 1997). Az expozíciós beállítások lehetővé teszik a csillogó, gyorsan változó, erősen reflektív felületről a megfelelő minőségű felvételek készítését. (a mérések során ezért a hagyományos normál expozíció helyett a gyors expozíció, valamint 1,1 felvétel/másodperc felvételkészítési gyakoriság került beállításra.) A kamera körülbelül 45 perces üzemideje hasonló a drón üzemidejével, ami a két eszköz együttes használatát optimálissá teszi. Ezenkívül szükség esetén külső áramellátóval a kamera ismét feltölthető és tovább is folytatható a mérés. A mobilapplikációs irányítás lehetővé teszi a kamera beállításainak mérés közbeni módosítását is, így alkalmazkodhat a külső, környezeti tényezők változásához.

A kamera tömege mindössze 159 gramm, amit a drón képes hordozni anélkül, hogy üzemideje jelentősen csökkenne. A kamerát kompakt mérete kiválóan applikálhatóvá teszi a drónokra (méretei: 78X58X56 milliméter). A precíz helymeghatározást a GPS, az IMU és a geotagging teszi lehetővé. A geotagging eljárás földrajzi metaadatokat ad különböző médiafájlokhoz, így a későbbi adatfeldolgozást és a mérési hely pontos lokációját biztosítják. (crop-sensors.com: LaQuinta adatlap) A kísérleti repüléshez a Dr. Jung András (Szent István Egyetem Műszaki Tanszék, azóta az ELTE Informatikai Kar, Térképtudományi és Geoinformatikai Intézet egyetemi docense) által biztosított eszközt használtam, az éles mérésekhez már rendelkezem saját eszközzel. A kamera a **11. ábrán** látható.



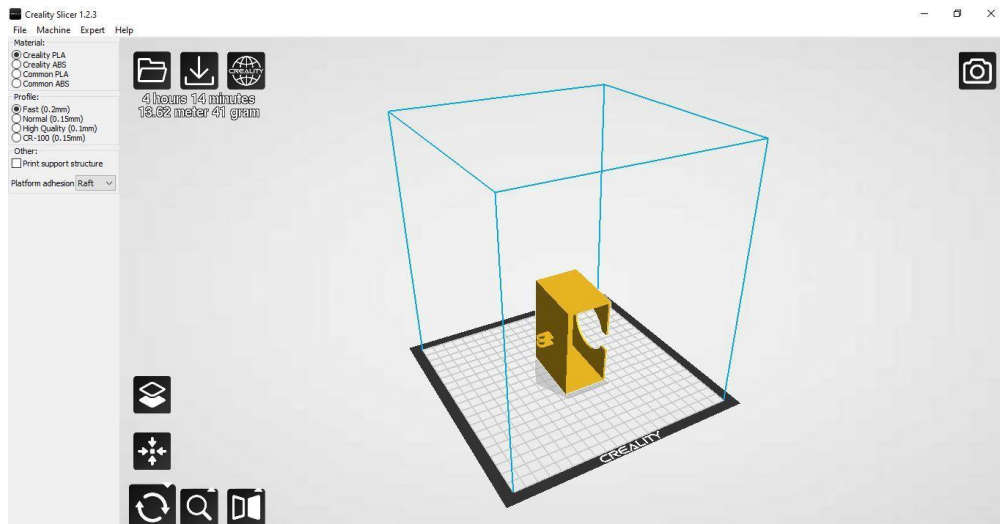
11. ábra: A LaQuinta multispektrális kamera
(szerző saját felvétele)

Az eszközök kiválasztása után következett a kamera drónra applikálásának kivitelezése. Minden drón és minden kamera egyedi paraméterekkel rendelkezik, így nincs kész, gyárilag előállított eszköz, melynek segítségével a kamera felszerelhető. A problémát egyedi tervezéssel és 3D nyomtatási technológiával oldottam meg. A kameraadapter és a felszereléshez szükséges egyedi magasztó talpak tervezése a SketchUp Pro 2019 programmal történt. A tervezés a kamerán és a drónon elvégzett előzetes mérések és papíron történő tervezés után következett, a digitális vázlatrajz a **12. ábrán** látható.



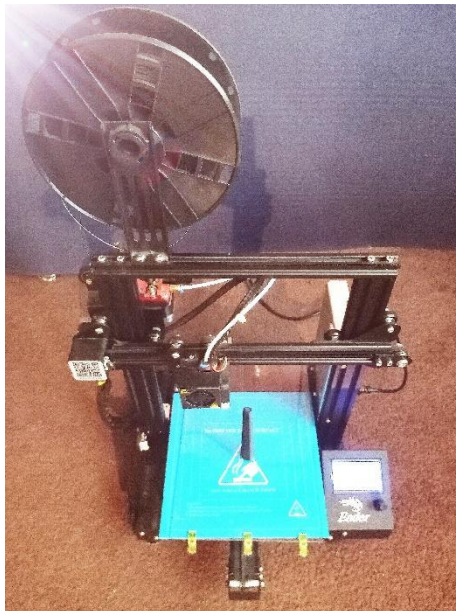
12. ábra: A kameraház tervezése a SketchUp Pro 2019 programban

Ez a szerkesztő programot sokoldalúsága, felhasználóbarát interfésze, ingyenesen elérhető próbaverziója és az interneten fellelhető oktatóvideók nagy száma miatt került kiválasztásra, ami jelentősen megkönnyítette a használat elsajátítását. Jelentős szempont volt a kiválasztásnál, hogy a használt 3D nyomtató kizárólag .obj vagy .stl formátumú tervet képes kezelni, mely ezen programmal megvalósítható. A terv elkészülte után következett az úgynevezett “szeletelés”, melynek során a 3D objektumot vízszintesen meghatározott magasságú rétegekre bontja, mely rétegek a nyomtatás alapját képezik. A szeletelés a Creality Slicer 1.2.3 programmal történt. Itt beállítható többek között a kívánt rétegmagasság, (jelen esetben 0,2 milliméter) a letapadást segítő úgynevezett “szoknya”, az olvasztott PLA áramlási sebessége, a kiálló részek nyomtatását segítő támogató struktúrák létrehozása. A program a **13. ábrán** látható:



13. ábra: A kameraház a Creality Slicer 1.2.3. programban
(szerző felvétele)

A nyomtató egy Creality Ender 3 Pro eszköz. Az első adapter nyomtatásához doktorandusz kolléga, Bárány Zoltán nyomtatója került alkalmazásra. A nyomtatás fekete PLA anyaggal és 0,4 milliméteres fűvókával történt. A nyomtatás folyamata a **14. ábrán** látható.



14. ábra: Magasító talp nyomtatása az Ender 3 Pro készülékkel
(szerző felvétele)

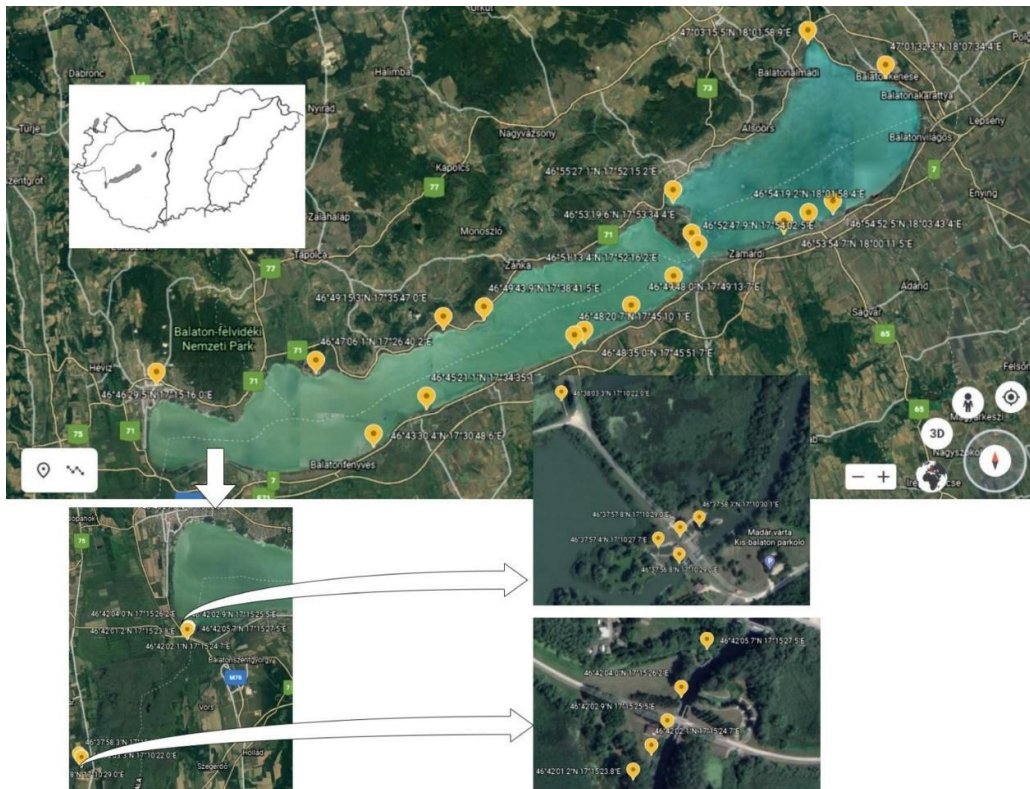
A végeredmény a **15. ábrán** látható.



15. ábra: A kész kameraadapter és a magasító talpak
(szerző felvétele)

3.1.2. A mérés és adatfeldolgozás folyamata

A drónos mérések 2020. június 6 és 2020. augusztus 19 között zajlottak. A helyszín a Balaton, a Kis-Balaton és a Zala-folyó torkolata. Összesen 33 mérés történt 28 helyszínen. (A Siófok I. Mérési ponton öt mérés történt.) A mérési pontok a **16. ábrán** láthatóak.



16. ábra: Mérési pontok a Balaton körül, a Kis-Balatonon és a Zala torkolatánál

A mérések reggel fél nyolc és délután három óra között történtek. A helyszínekre érve az első feladat a drón összeszerelése volt. Az összeszerelt, mérésre kész eszköz a **17. ábrán** látható.



17. ábra: Az összeszerelt, mérésre kész drón a kamerával

Az első tesztrepülés során két probléma merült fel. Felszállás után a drón folyamatosan, önállóan felfelé emelkedett. Többszöri próbálkozásra sikerült ismét irányítani és landolni. A történések oka a drón alsó szenzorainak blokkolásában keresendő. A DJI Mavic 2 Enterprise Thermal Dual minden irányban rendelkezik szenzorokkal, melyek akadály érzékelése esetén eltávolítják a drónt az akadály közeléből, az ütközést elkerülendő. Lefelé két vizuális érzékelő és egy infra érzékelő helyezkedik el. Mivel a kamera a gép aljára lett szerelve, ezen szenzorok folyamatosan akadálnak, potenciális veszélyforrásnak érzékelték azt, így a rendszer emelkedni kezdett a veszélyforrástól. A probléma megoldásának érdekében az alsó szenzorokat ki kellett kapcsolni. Ez kis mértékben csökkentette a stabilitást, de az eszköz biztonságos használatát nem akadályozta. A drón beállításainál, azon belül az érzékelők beállításán belül az alsó szenzorok kikapcsolhatóak. A sikeres felszállás és tesztmérés után adódott a következő probléma. A multispektrális kamera által készített képek mindegyike teljesen fehér, használhatatlan volt. A probléma megoldása érdekében kapcsolatba léptem a kamerát gyártó vállalat ügyvezető igazgatójával és társalapítójával, Igno Breukers-szel. Javaslatára módosítottam a kamera expozíciós beállításait.

Az auto-expozíciót a normálisról a gyorsra kellett állítani, hogy a kamera alkalmazkodni tudjon a gyorsan változó, mozgó, reflektív vízfelülethez. Továbbá a kép fényereje is beállítható, ahol vízfelület felvételezése esetén az alacsony vagy közepes beállítás javasolt. A beállítások megváltoztatása után a második tesztrepülés sikeres volt, elkezdődhetek az éles mérések. A felszállás előtt ki kell hajtani a drón karjait, széthúzni a propellereket, behelyezni az akkumulátort és levenni a gimbalvédőt, valamint kikapcsolni az alsó szenzort. Az adapter és a kamera, valamint a hozzá tartozó szenzor felszerelése után mindenképpen meg kell várni, amíg a kamera GPS-e beáll. Ezt a jelzőfény villogó zöldről folyamatos zöldre történő váltása jelzi. A kamera bekapcsolás után meghatározott időközönként, folyamatosan felvételt készít, melynek gyakorisága beállítható. A megjelenő szám a másodpercenként elkészített felvételek számát adja meg. A drón repülési magassága minden alkalommal négy méter volt, körülbelül 10 méterre távolodva el a parttól. Erre a viszonylag kis parttól való távolságra azért volt szükség, hogy csónak, illetve egyéb eszköz nélkül is megtörténhessen a vízmintavétel. Nyár lévén a drónos mérés végeztével besétáltam a tóba, és pontosan a mérés helyszínéről vettem a mintát. Ezek a minták a laboratóriumi vizsgálatig hűtve, 4 °C-on, 1-től 5 napig tárolódtak. A klorofill-a tartalom a Felföldy-módszerrel lett meghatározva. Az eljárás során a mintát alkalmas szűrőn tömörítjük, forrásban lévő metilalkohollal kioldjuk belőle a pigmenteket, és mennyiségüket spektrofotométerrel kerül mérésre. (FELFÖLDY 1963) Ezek a laboratóriumi mérések képezték a drónos mérések validálásához szükséges adatbázist. A multispektrális kamera képei és metaadatai saját szoftverében, az NDVIImageViewer-ben nyithatóak meg.

A szoftver 4.1.-es verziója került felhasználásra, mivel a korábbi verziók nem jelenítették meg a brightness (fényesség) értékét, amely szükséges volt a további munkához. Ezen kívül szükséges a gain (erősítő) és shutter (zár) értékek, irradiancia és fényszint értékek, valamint a GPS által biztosított koordináták ismerete is. Az irradianciáérték $W/m^2/nm$ -ben van megadva. Az érzékelő a záridőtől (shutter time) függően gyűjti a fotonokat, a gain segítségével felerősíti az érzékelő kimeneti értékeit. A végeredmény végül a négy csatornán csatornánként egy 8 bites adat (0 – 255 közötti érték) lesz, ez a fényszint. A koordináták fok, perc, másodperc értékben vannak megadva. Az NDVIImageViewer metaadatait tartalmazó panele a **18. ábrán** látható.

The screenshot shows a 'meta data' window with three sections: 'irradiance sensor', 'GPS data', and 'Others'. Each section contains several input fields with numerical values.

irradiance sensor	
Brightness:	0066567
Red	06789
Green	07396
Blue	03424
IR	02144

GPS data	
latitude	N 46:48:35.0160
Longitude	E 0017:45:51.6720
Compas heading	221
Pitch	- 23
Roll	+ 03
Heigth	- 000 m

Others	
Temperature degree C	+ 028
Shutter speed	156
Gain	128
Average Red Level Image	073
Average Green Level Image	090
Average Blue Level Image	061
Average IR Level Image	044
Frame rate (fps)	1.2
F-stop	1.8
Focal Length	8.0

18. ábra: Az NDVIImageViewer 4.1-es verziójának metaadatai

(szerző felvétele)

Ezen adatokból táblázatot szerkesztettem a Microsoft Excel Office 2019 programban. A táblázat tartalmazza a mérés helyét és idejét, a laboratóriumban mért referenciaértéket és a multispektrális kamera által nyert adatokat (koordinátákat, brightness, gain, shutter, reflektancia, fényszint)

A klorofill-a meghatározás az irradiancia, fényszint és a reflektanciaértékek alapján történt. Reflektanciaértékeket a multispektrális kamera közvetlenül nem biztosít, azonban lehetséges kiszámolni azt a meglévő adatokból. A folyamat kivitelezésében Rene Damen, a DB2Vision ügyvezető igazgatója és társalapítója volt segítségemre.

A folyamat végrehajtásához szükséges egy referenciafelvétel készítése egy referenciapanelről. A referenciafelvétel és a vizsgálni kívánt tesztfelvétel brightness, gain, shutter és fényszint értékei szükségesek. A következő lépés a tesztkép átlagos RBGIR fényszintjeleinek normalizálása a referenciakép körülményeinek megfelelően, a következő módon:

$$normalizáltjel = tesztjel * \left(\frac{referenciabrightness}{tesztbrightness} \right) * \left(\frac{referenciagain}{tesztgain} \right) * \left(\frac{referenciashutter}{tesztshutter} \right)$$

Ezt meg kell csinálni mind a négy csatorna értékével, majd a reflektancia az egyes csatornák értékeire a következőképpen számolható:

$$reflektancia = \frac{normalizáltjel}{referenciajel}$$

A kiszámolt reflektanciaértékek is bekerültek a táblázatba. A következő lépés a klorofill-a értékek meghatározásához szükséges algoritmusok kialakítása volt. Kutatásaim során azt találtam, hogy a kék/zöld, illetve a közeli infravörös/vörös hányados jól korrelál a klorofill-a mennyiséggel (ZENG et al. 2016, GORDON, MOREL 2012, HA et al. 2017, HAN and RUNDQUIST 1997). Ezeket a hányadosokat kiszámoltam reflektancia, irradiancia és fényerő paraméterekkel is. Ezen hányadosok és a laboratóriumban mért értékek korrelációjának grafikus megjelenítésekor láthatóvá vált, hogy nem alkalmazható egyazon képlet az összes mérési ponton. Külön kellett választani a Zala-folyó torkolatát, a Kis-Balaton, illetve vízmélységtől függően a Balaton területét. Külön képletek alkalmazandók az átlagosan fél-másfél méteres vízmélységű déli parton, illetve a 1,5-2,5 méteres átlagos mélységű északi parton, valamint az extrém sekély, 50 cm mélységű területeken a kék/zöld és az infravörös/vörös hányadosokon alapuló meghatározási módszereknél is.

Az általam vizsgált tanulmányokban azt találtam, hogy az arányszámokhoz szükséges valamilyen specifikus szorzó. Ezeket az arányszámokhoz szükséges szorzók kiszámolásához segítségemre volt egy, a Microsoft Excel Office 2019-es programban létrehozott generátor. Az arányszámok és a laboratóriumi eredmények ismeretében mindegyik mérésre felállítottam és megoldottam az elsőfokú egyenletet, így megkaptam azt a szorzót, ami a tökéletesen pontos laboratóriumi eredményt produkálná. Ezt követően a legalacsonyabb és legmagasabb szorzóérték ismeretében a sorozatgenerátort alkalmazva kikerestem az összes lehetséges szorzóértéket, a két érték között a beállított lépték függvényében kilistázta a szóba jöhető értékeket. (Például egész számonként, tizedesenként) Minden arányszámot minden lehetséges szorzóértékkel megszoroztam, így

megkaptam a matematikailag lehetséges összes eredményt. Ezt az adatbázist táblázatba foglaltam a validálásra szolgáló laboratóriumi értékekkel együtt. Ezt követően minden variációnál megnéztem a laboratóriumi értéktől való eltérést, a drónos mérés alapján kapott értékből kivonva a laboratóriumban mért értéket. Ezt minden arányszám minden szorzóval kapott eredményével megtettem és szintén táblázatba foglaltam. A következő lépés, hogy összeadtam az egy szorzóval kapott számított értékek és a nekik megfelelő laboratóriumi mérték közötti eltéréseket. Ezt a műveletet elvégeztem az összes kapott szorzóval. Végül az eltérések abszolútértékét figyelembe véve sorba rendeztem az eredményeket, és az abszolútértékben legkisebb eltérést mutató eredmény szorzóját választottam eredményül. Az adatok statisztikai analízise az IBM SPSS v25 programmal történt (ARMONK 2017).

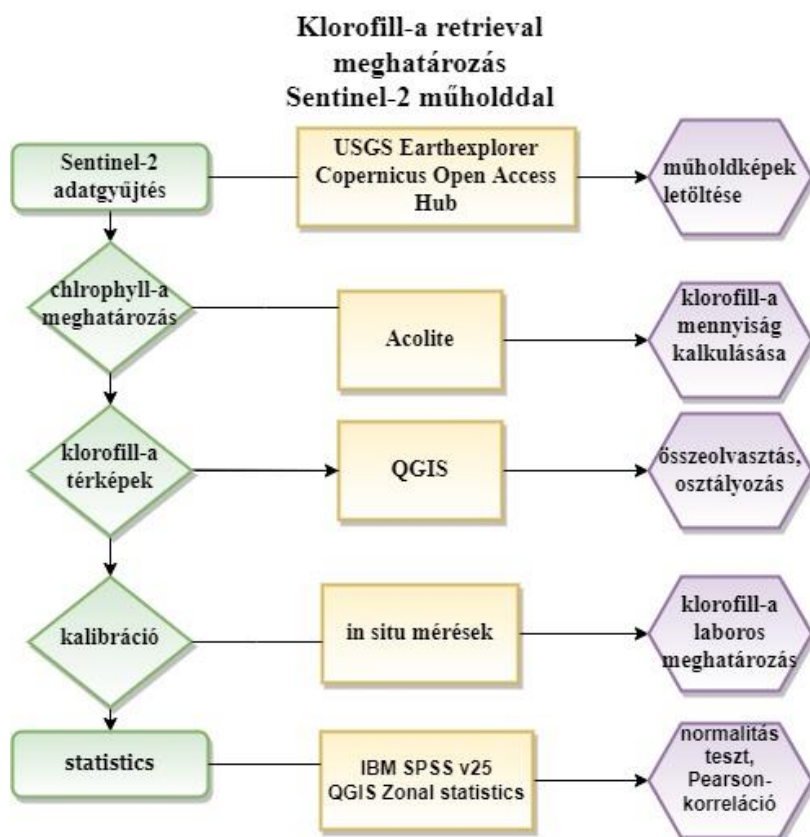
A laboratóriumi eredmények és a multispektrális kamera felvételein alapuló eredmények közötti összefüggés vizsgálatára Pearson-korrelációs eljárást alkalmaztam. Ezen analízis előfeltétele a minták normál eloszlása, melyet Shapiro-Wilk normalitás teszttel vizsgáltam meg. A drónos és laboratóriumi mérések összehasonlítása érdekében költségvetési elemzés készült. Az elemzés során az eszközök amortizációja, az áramfelhasználás költsége, az eszközök, az útköltség lett figyelembe véve. Az amortizáció a könyvelők által is használt lineáris módszerrel lett kiszámolva. Ennek során az eszköz vételi ára mellett meg kell becsülni azt az összeget, melyet az eszköz hasznos élettartama végén ér, ez az úgynevezett maradványérték. A bekerülési költségből levonva a maradványértéket megkapjuk a leírandó költséget, amit elosztva az eszköz várható használati éveinek számával megkapható az egy évre eső amortizációs érték. Végezetül ezt elosztva az egy évben várható mérések számával megkapható az egy mérésre eső amortizációs költség. Példaként bemutatom a drón amortizációs értékének számolását. A DJI Mavic 2 Enterprise Thermal Dual bekerülési költsége bruttó 1 millió Ft., becsült maradványértéke 200.000 Ft. Így a leírandó érték 800.000 Ft, amit elosztva öttel (a várható használati idővel) 160.000 Ft-ot kapunk. Ez az egy évre eső amortizációs költség, elosztva az egy évre becsülhető 200 mérés számával megkapjuk az egy mérésre eső költséget, ami 800 Ft. http://www.szamvitelnavigator.hu/2012/07/ertekcsokkenes-feladat-megoldasa_13.html; <https://online.kpr.hu/t/maradvanyertek-a-szamvitelben.php>)

Az áramfelhasználás számolása során az akkumulátor kapacitásának ismeretében kiszámolható az egy feltöltéshez szükséges áram mennyisége, és az áram egységnyi árának ismeretében a költsége. A drón esetében egy feltöltéssel 3 mérés végezhető, tehát az összeget elosztva hárommal megkapható az egy mérésre eső áramköltség. Ezen kívül a kamera és a 3D nyomtató amortizációs és áramköltségét is ki kellett számolni ugyanilyen módon. Az áramköltséget növeli még a laptop működtetése, mely

szükséges az adatok kiértékeléséhez. Az egyéb felszereléshez tartozik az időnként pótlásra szoruló magasító talp, kameraház és propeller költsége.

3.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás validálása és a zonális statisztika

A 19. ábrán a műhoddal végzett kutatás folyamatábrája látható.



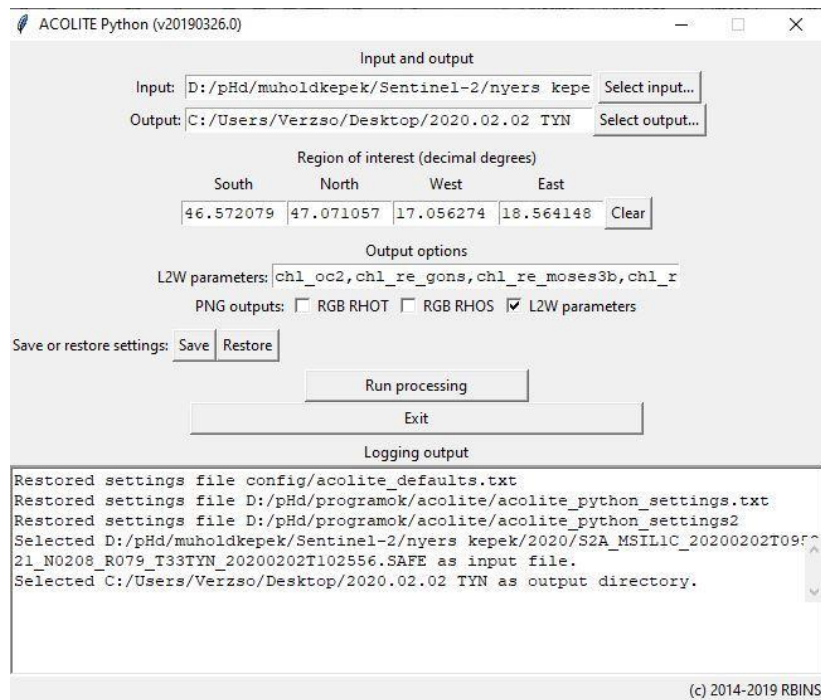
19. ábra: A műholdas kutatás folyamatábrája

3.2.1. A validálás folyamata

Kutatómunkám másik célja az Acolite program Balatonra történő validálása volt. Az Acolite program egy kifejezetten vízfelületről készült műholdfelvételek feldolgozására tervezett program, amelyet a Belga Királyi Természettudományi Intézet hozott létre. (<https://odnature.naturalsciences.be/remsem/software-and-data/acolite>) A program Python nyelven íródott és alkalmas többek között a klorofill-a tartalom és a lebegőanyag-koncentráció meghatározására, valamint atmoszférikus korrekció végrehajtására. A program alapértelmezett

helyzetben "dark spectrum fitting" atmoszférikus korrekciót alkalmazza (VANHELLEMONT és RUDDICK 2018, VANHELLEMONT 2019). Az Acolite Landsat 5,7,8 és Sentinel-2 műholdak felvételeinek feldolgozására alkalmas. A feldolgozás előtt a felhasználói kézikönyvben érdemes megnézni, hogy az adott algoritmus az előbbieik közül mely műhold felvételeivel kompatibilis. Az Acolite programot számos tanulmány esetén sikerrel alkalmazták folyók, tavak klorofill-a meghatározására (VANHELLEMONT és RUDDICK 2016, KUHN et al. 2019, ANSPER és AIKAS 2019, VANHELLEMONT és RUDDICK 2021). A vizsgálatokhoz mindössze öt napos visszatérési ideje miatt a Sentinel-2 műholdat választottam. A Sentinel-2 2015 óta szolgáltat adatokat, így az azóta elérhető összes felvételt feldolgoztam. Ez összesen 100 darab felvételt jelentett 2020 december végéig. A szükséges felvételeket két forrásból szereztem be: USGS Earthexplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) és Copernicus Open Access Hub. (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) A letöltéshez ki kell választani a célterületet és az időintervallumot. 1C feldolgozottsági szintű felvételekkel dolgoztam, melyeket top-of-atmosphere (TOA) reflektanciával, radiometrikus korrekcióval, ortorektifikációval jellemezhetők. Lehetséges beállítani a maximális felhőborítottságot is, ugyanakkor a módszer nem bizonyult megfelelőnek és minden felvételnél egyéni elbírálást kellett alkalmazni. Ez igen időigényes munkafolyamat volt. Ennek oka, hogy alacsony felhőborítottság esetén is előfordulhat, hogy éppen a kívánt terület nem látható, illetve magas általános felhőborítottság esetén is lehet tiszta a célterület. Adatbázisom a 2015 óta elérhető összes adatot tartalmazza. A Sentinel-2 esetén már történtek idősoros vizsgálatok, például talajtextúra feltérképezésére (GOMEZ et al. 2019) vagy szárazság nyomon követésére (WIELAND és MARTINIS 2020), gyapjúültetvény monitorozására (LAMBERT et al. 2018) de klorofill-a idősoros vizsgálatára a szerző tudomására szerint nem került sor eddig.

Az Acolite programmal való feldolgozáshoz szükséges a letöltött műholdfelvétel, a terület koordinátái, melyet vizsgálni kívánunk és a használni kívánt algoritmusok. A koordinátákat decimális formátumban kell megadni. A program a **20. ábrán** látható.



20. ábra: Az Acolite program
(szerző felvétele)

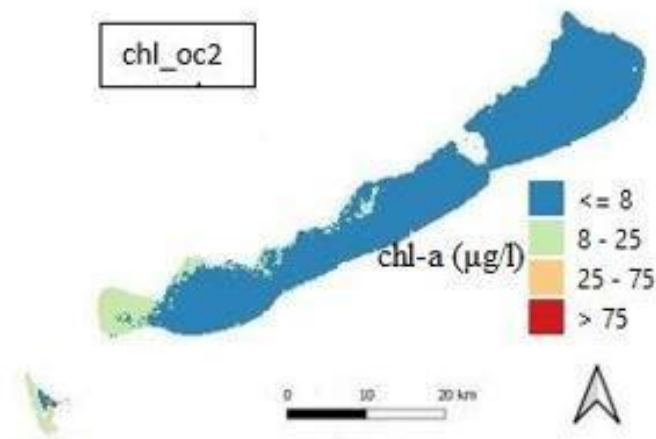
A klorofill-a mennyiség meghatározására négy algoritmus érhető el a programban: Sentinel-2 műholdfelvételekhez: `chl_oc2`; `chl_re_gons`; `chl_re_moses3b`; `chl_re_mishra`. A klorofill-a koncentráció minden esetben $\mu\text{g/l}$ -ben van megadva. A `chl_oc2` a kék/zöld arányt alkalmazza. A `chl_re_gons` a vörös él algoritmust használja (GONS et al. 2002). A `chl_re_moses3b` a három csatornás vörös él algoritmust alkalmazza (MOSES et al. 2012). A `chl_re_mishra` a Normalised Difference Chlorophyll Index felhasználásával működik (MISHRA and MISHRA, 2012).

4. táblázat: Acolite algoritmusok klorofill-a meghatározásra Sentinel-2 esetén

<i>név</i>	chl_oc2	chl_re_gons	chl_re_moses3b	chl_re_mishra
<i>algoritmus</i>	kék/zöld arány, kék (2. csatorna) és zöld (3. csatorna)	vörös él algoritmus (Gons et al., 2002) publikált koefficienssekkel és tömegspecifikus klorofill-a abszorpcióval (0.015) 780 nm (6. csatornra) a referencia	háromcsatornás vörös él algoritmus (Moses et al. 2012) 780 nm (6. csatorna) a referencia	Normalised Difference Chlorophyll Index algoritmus (Mishra and Mishra, 2012), vörös (4. csatorna) és vörös él (5. csatorna)

A program az algoritmusok és a megadott koordináták alapján térképet készít a bemeneti fájlból, ahol minden egyes pixelérték az adott terület klorofill-a mennyiségét mutatja. Az eredmények a QGIS Desktop 3.14.15. programmal váltak láthatóvá. (<https://qgis.org/hu/site/forusers/download.html>) Ez egy ingyenes, nyílt forráskódú, C++ nyelven írt földrajzi információs rendszer (geographic information system) alkalmazás, mely támogatja a térinformatikai adatok megjelenítését, szerkesztését és analízisét. A Sentinel-2 műhold a Balatont három részletben felvételezi, így a vizsgálat első lépése a három kép összeolvasztása. Ez a QGIS feldolgozás eszköztárában megtalálható, mosaic raster layers eszközzel kivitelezhető.

Az adatok jó láthatósága, könnyű megkülönböztethetősége érdekében négy kategória lett létrehozva, mindegyik saját különböző klorofill-a tartományt jelöl. A négy kategória és azok tartományai az OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) által meghatározott tartományok szerint kerültek bemutatásra. A kész klorofill-a térkép a **21. ábrán** látható, chl_oc2 algoritmussal



21. ábra: A Balaton klorofill-a térképe 2020.03.08-án, chl_oc2 algoritmussal

A műholdfelvételek értékeinek validálásához a drónos felvételeknél is használt helyi mintavételek szolgáltak alapul, így az ott bemutatott körülmények és módszerek bemutatását itt mellőzzük. Ugyanakkor két mérés eredményét nem lehetett figyelembe venni, ugyanis csak több mint három napos eltéréssel állt rendelkezésre műholdfelvétel és így nem volt alkalmas a validálásra. A helyi mérésekhez a műholdkép által meghatározott értékét a QGIS zoom to coordinate funkciójával kerestem ki. Mivel a helyi mintavételek pontosan a drónos mérések helyszínén zajlottak, így a multispektrális kamera által biztosított koordináták szolgáltak alapul. Ehhez át kellett váltani a kamera fok, perc alapú adatait decimális értékekre, mivel a QGIS keresője ezt a formátumot

támogatja. Ehhez a futas.net weboldal konvertálóját vettem igénybe. (<https://www.futas.net/gps/gps-koordinatak-atvaltasa-konvertalasa.php>)

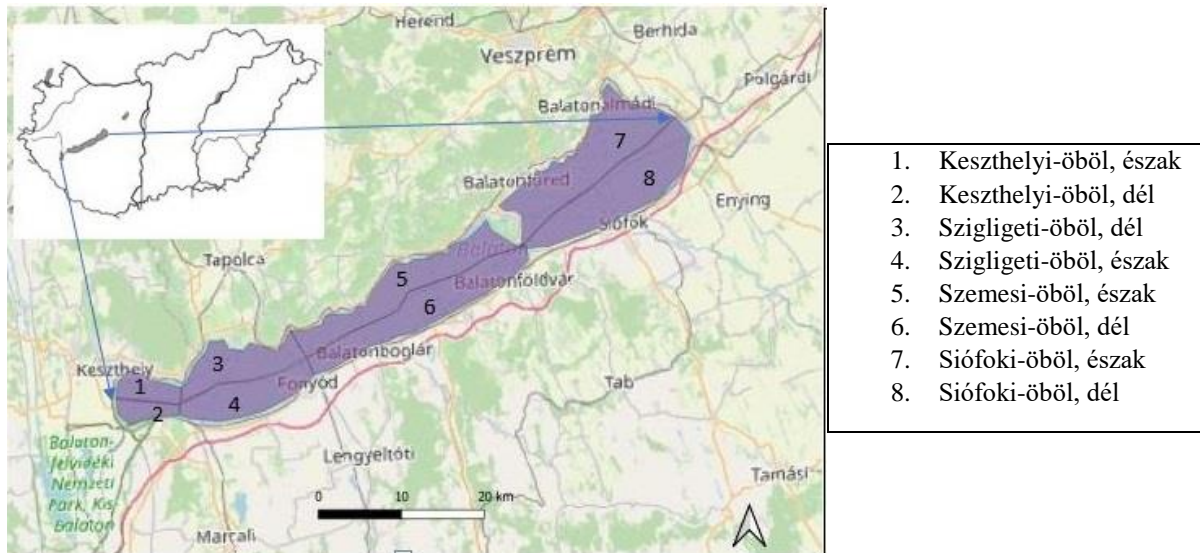
A négy algoritmus által meghatározott értékek mellett magam is létrehoztam két képletet a klorofill-a meghatározására. Ehhez az első lépés egy program létrehozása volt, mely a betáplált koordináta alapján kikereste a műholdkép által mért reflektanciaértékeket minden csatornához, pontosan az adott pontra. A program az RStudio Desktop 4.0.0. szoftveren fut, (<https://rstudio.com/products/rstudio>) a script írója az MTA-BME Vízgazdálkodási Kutatócsoport. A script létrehozásában tanácsadóként és ötletgazdaként vettem részt, a kutatócsoporttal való hat hónapos együttműködésünk részeként. Maga az RStudio egy integrált fejlesztői környezet (IDE) az R számára, mely a statisztikai számítások és grafikák programozási nyelve. A megkapott reflektancia adatok alapján készült el két új algoritmus, a multispektrális kamera általi klorofill-a meghatározási módszerrel.

Mint említettem, 100 felvétel feldolgozására került sor. A letöltést és a feldolgozást figyelembe véve ez körülbelül 300 munkaórát jelentett. Ugyanis a Balaton területének nagysága miatt három felvételtől tevődik össze. Egy felvétel letöltése nagyjából 30 perc, így a letöltés folyamata 150 órát, míg az Acolite-tal történő feldolgozás 100 órát (felvételenként 20 perc) jelentett. A mozaikolás és a térkép megfelelő színezésének beállítása felvételenként 30 perc, összesen 50 munkaóra.

3.2.2. Zonális statisztika

A 2015 óta megjelenő szezonális trendek, területi különbségek vizsgálatához övezeti statisztikát alkalmaztam a QGIS-ben. A zonális statisztika célja annak vizsgálata, hogy a műholdas képadatok is alátámasztják-e a korábbi, helyi mintavételen alapuló eredményeket. 2015-ig, a Senitnel-2 adatszolgáltatásának kezdetéig visszamenőleg az átlag klorofill-a értékeket a QGIS övezet statisztikai pluginjából lettek származtatva az értékek a tó nyolc részére. Ennek érdekében egy úgynevezett shapefile-t hoztam létre a Balaton négy medencéjével, amelyek északi és déli negyedre tagolódtak. Így összesen nyolc részre osztottam a Balatont. Nyugatról keletre haladva a négy medence: A Keszthelyi-medence, a Szigligeti-medence, a Szemesi-medence és a Siófoki-medence. Mind a négy területet északi és déli részre osztottam

A shapefile és a zónák a **22. ábrán** láthatók.



22. ábra: Shapefile a Balatonon és az öblök

(saját szerkesztés)

Korábbi tanulmányok szerint szignifikáns nyugat-kelet trofikus gradiens figyelhető meg a Balaton esetében (HERODEK et al. 1988, ISTVÁNOVICS et al. 2007, PALMER et al. 2015b.) A zonális statisztika célja annak vizsgálata, hogy műholdas adataim is alátámasztják-e ezt az állítást. Összesen 36 felvételt dolgoztam fel, melyek tökéletesen zavarásmentesek, adathiány nélküliek voltak. A zonális statisztika a QGIS egy plugin-jával, a zonális statisztikával kivitelezhető.

Meghatározhatók különböző paraméterek a területre, jelen esetben az átlag, minimum és maximum klorofill-a meghatározás történt. Az adatok a zonális statisztika futtatása után a shapefile attribútum táblázatában tekinthetőek meg. A Balaton nyolc részre osztása és a zonális statisztika alkalmazása lehetővé teszi a tó inhomogén területként való kezelését és értékes adatokat szolgáltat az algák térbeli eloszlásáról. A módszer alkalmazását a tó szignifikáns térbeli kiterjedése indokolja.

3.3. Spektrális könyvtár

Kutatómunkám során lehetőségem volt hat hetes nyári szakmai gyakorlaton részt venni az MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézetében, a magyarországi limnológiai kutatás központjában Tihanyban. Az itt töltött idő során kezdtem el az algák spektrális könyvtárának

létrehozását. Ennek jelentőségé, hogy ez a spektrális könyvtár az alapja a távérzékeléses módszerrel történő faji szintű algadetektálásnak. A faji szintű detektálási módszer kialakítására jelen kutatás keretein belül nem került sor, mivel annak komplexitása, a metodika kidolgozása külön disszertációt igénylő kutatási terület. Ezen kívül a drónra szerelhető multispektrális kamera jobb térbeli felbontása jobb lehetőségeket biztosít a faji szintű meghatározásra, így az elsődleges feladat ennek kidolgozása volt. Ugyanakkor a balatoni algák spektrális könyvtárának létrehozását elkezdtem, mely lehetőséget biztosít a kutatásaim ilyen irányú folytatására.

A spektrális könyvtár elkészítéséhez a Szent István Egyetem Kertészettudományi Karának Műszaki Tanszéke által biztosított és az RGB Photonics GmbH által gyártott Qmini spektrométert használtam. Az eszköz spektrális felbontása 0,3 nanométer, mérési tartománya 190 és 1100 nanométer közötti, érzékel az ultraibolya, a látható és a közeli infravörös tartományban is. A mérési eredmények megjelenítése az eszköz saját programjával (Waves) történt. (<https://www.rgb-photonics.com/products/spectrometers/product/qmini/>) Az eszköz a **23. ábrán** látható.



23. ábra: A Qmini spektrométer

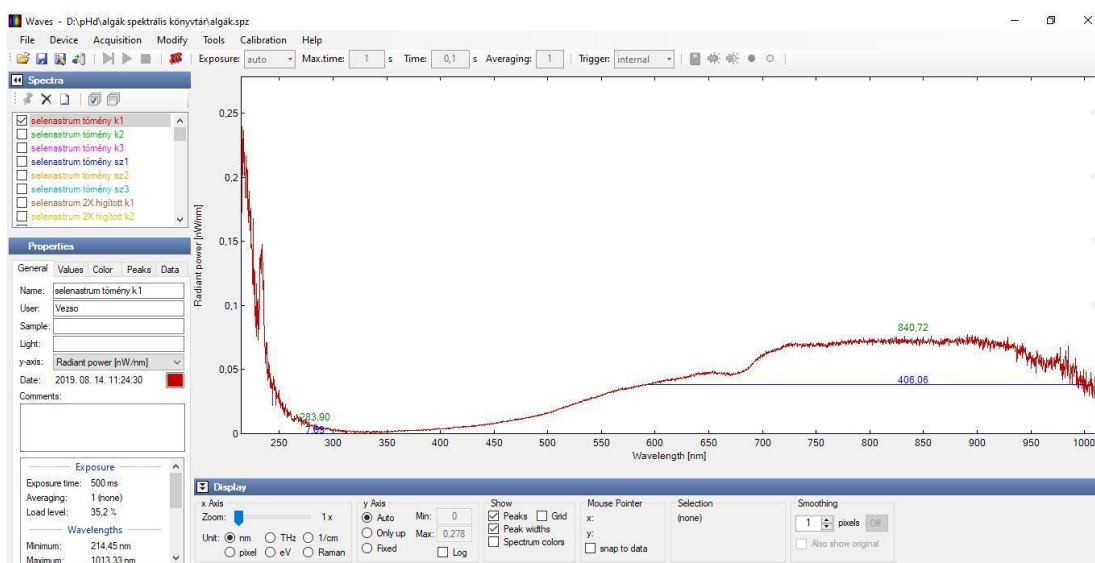
(<https://www.rgb-photonics.com/products/spectrometers/product/qmini/>)

A mérés során a spektrométer csatlakoztatása után a Waves programban kiválasztásra került a használt spektrométer neve. Ezt követően került sor a fehérreferencia és a feketereferencia felvételére. A referenciaértékek felvétele után be kell állítani, hogy az eszköz ezeket az értékeket használja a mérés során, ez után sor kerülhet a mérésre.

A folyamat során a szenzor függőlegesen, a mintától 30 centiméteres távolságra helyezkedett el. A megvilágítást biztosító halogén lámpa pedig 45 fokos szögben érte a vizsgálni kívánt mintát. Az

expozíció ideje 0,5 s-re lett beállítva, a vizsgált minta 10 mm volt. A vizsgált algák a Selenastrum, Chlorella, Scenedesmus, Microcystis, Oscillatoria és fikoeritrines algák voltak. Mindegyik algát vizsgáltam tömény, 2X, 4X, 8X és 16X-os hígított formában is.

Ezen kívül nem csak tiszta algatenyészetről származó spektrumot vettem fel, hanem algakeverékekét is, két, illetve három fajét együttesen. Továbbá tanulmányozásra került, hogy milyen hatása van, ha nem csak a halogénizzó, hanem a sterilfülke és a laborhelyiség fénye is bekapcsolásra kerül. Minden mérés háromszor lett elvégzve a hibák, véletlenszerűségek kiküszöbölése érdekében. A Waves program a **24. ábrán** látható.



24. ábra: A Qmini spektrométer által mért Selenastrum spektrális görbe a Waves programban megjelenítve

A spektrális könyvtár bővítése tervezett. Az eddigi spektrumok, valamint a műholdas meghatározáshoz szükséges felvételek és a kész klorofill-a térképek rendszerezve és elkülönítetten tároltak további felhasználásra.

4. EREDMÉNYEK

4.1. Drónos mérési eredmények bemutatása

4.1.1. A drónos mérési módszer

A multispektrális kamera felvételei alapján, az anyag-és módszertanban részletezett módszerrel kapott algoritmusokat az **5. táblázat** tartalmazza.

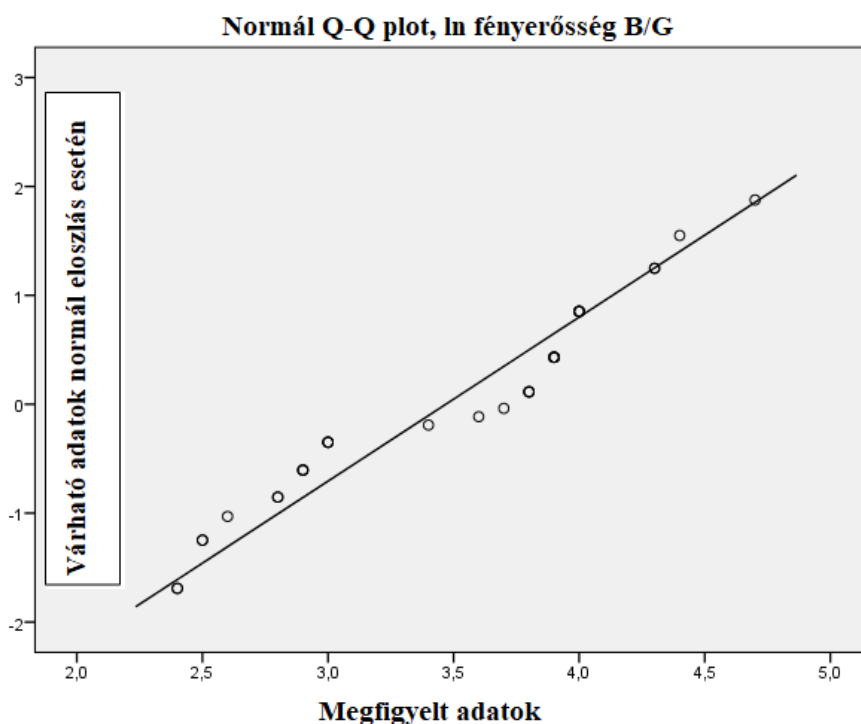
5. táblázat: A multispektrális kamera alapján történő klorofill-a meghatározás algoritmusai

	fényerő	reflektancia	irradiancia
kék/zöld hányados (B/G)			
Balaton (vízszint <50 cm)	B/G*25	B/G*25	B/G*25
Balaton (50 cm <vízszint <150 cm)	B/G*60	B/G*50	B/G*80
Balaton (150<vízszint)	B/G*25	B/G*25	B/G*25
Kis-Balaton	B/G*160	B/G*120	B/G*160
Zala-folyó torkolat	B/G*80	B/G*75	B/G*80
közeli infravörös/vörös hányados (NIR/RED)			
Balaton (vízszint<50 cm)	NIR/R*30	NIR/R*20	(NIR/R) *50
Balaton (50 cm <vízszint <150 cm)	NIR/R*60	NIR/R*30	(NIR/R) *160
Balaton (150<vízszint)	NIR/R*40	NIR/R*15	(NIR/R) *70
Kis-Balaton	NIR/R*200	NIR/*100	(NIR/R) *300
Zala-folyó torkolat	NIR/R*100	NIR/R*45	(NIR/R) *250

A statisztikai elemzést az IBM SPSS v25 programmal végeztem. Az IBM SPSS egy Java nyelven írt statisztikai elemző szoftver, mely képes nagymennyiségű adat kezelésére, kutatási problémák megoldására ad hoc elemzéssel, hipotézis teszteléssel, térinformatikai és prediktív elemzéssel. (<https://www.ibm.com/analytics/spss-statistics-software>)

A multispektrális kamerából származó adatok és a begyűjtött vízmintákból nyert laboratóriumi mérések között korreláció vizsgálata a Pearson-féle módszerrel történt. A Pearson-korreláció végrehajtásának feltétele, hogy az adatok normális eloszlásúak legyenek. A normalitást a Shapiro-Wilk normalitástesztel vizsgáltuk. Nagy mintaszám esetén akkor tekinthető normális eloszlásúnak az adatsor, ha a normalitásvizsgálatnál a skewness értéke +/- 2, a kurtosis értéke +/- 4 közé esik. Ennek eléréshez az adatokon ln transzformációt kellett végrehajtani, ezt követően teljesültek a normalitás feltételei és a Pearson-korrelációs teszt végrehajthatóvá vált. A normalitás grafikus

meghatározása érdekében normál Q-Q ábra lett alkalmazva. Ez az ábra összehasonlítja a kapott értékek kvantiliséit azokkal a kvantilisekkel, melyek normális eloszlás esetén lennének megfigyelhetőek. Ha az adatokra a normális eloszlás jellemző, akkor az adatpontok az átlós vonal közelében vannak. Tehát a normál Q-Q diagram egy alternatív grafikus módszer a normalitás vizsgálatára és könnyebben használható, ha kis mintaméretűek vannak. A fény szint alapú, kék / zöld arányon alapuló normál Q-Q ábra a **25. ábrán** látható. Az adatpontok átlós vonal közelében helyezkednek el, így jelen esetben normális eloszlás látható. Ez a korrelációs vizsgálatok végrehajthatósága miatt vizsgálandó.



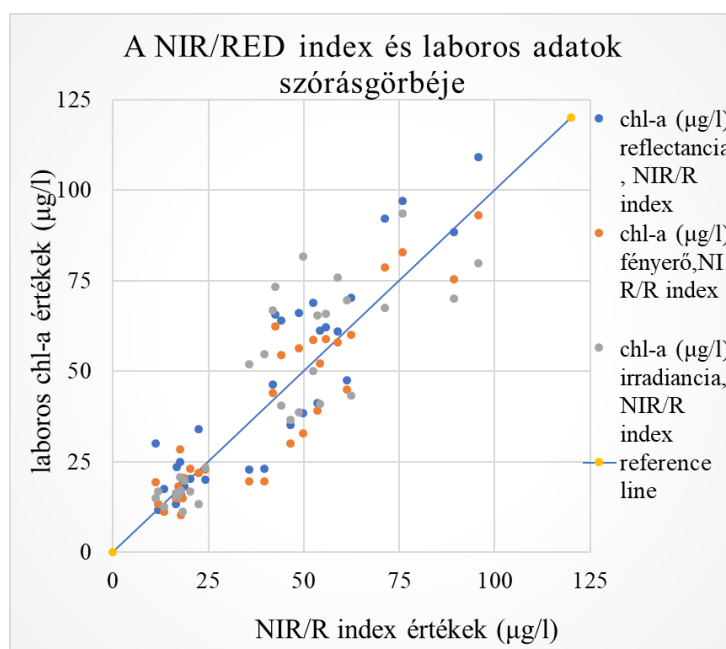
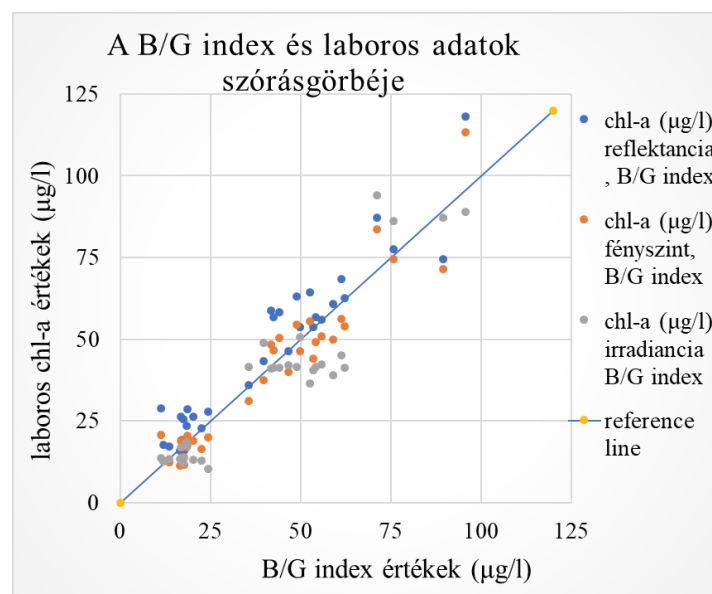
25. ábra: Normál Q-Q ábra a fényerősség B/G értékeivel

Mind a hat algoritmus eredményei szignifikáns korrelációt mutattak a laboratóriumi mérési adatokkal. A legmagasabb korrelációs együtthatót a kék / zöld arányon alapuló fény szint eredmények eredményezték ($r = 0.96$, $p < 0.01$).

6. táblázat: A Pearson-féle korrelációs vizsgálat eredményei a laboratóriumi és drónos mérés adatai között

Korreláció							
		rbg	llbg	ibg	rnir	lnir	inir
Pearson-korreláció	lab	0.94***	0.96***	0.93***	0.88***	0.90***	0.91***
lab: laboratóriumi mérések; rbg: reflektancia B/G; llbg: fényszint B/G; ibg: irradiancia B/G; rnir: reflektancia NIR/R; lnir: fényerő NIR/R; inir: irradiancia NIR/R							
***p<0.001 mintaszám:32							

A 26. ábrán az *in situ* és a drón által hordozott kamera klorofill-a mennyiségek lineáris regressziója látható, ami pozitív lineáris kapcsolatot bizonyít az *in situ* és a multispektrális kamera adatai között, ugyanis, ha az adatpontok egyenes vonalat vezetnek az origó közeléből a magas y-értékek felé, akkor a változók pozitív korrelációt mutatnak.



26. ábra: Az *in situ* és a drón által hordozott kamera klorofill-a mennyiségek lineáris regressziója

4.1.2. A drónos mérési metodika egyszerűsített költség-és időelemzése

A drónos és laboratóriumi mérések összehasonlítása érdekében költségvetési elemzés készült. Az elemzés során az eszközök amortizációja, az áramfelhasználás költsége, az eszközök, az útköltség lett figyelembe véve. A költségelemzés a **7. táblázatban** látható, melyről leolvasható, hogy a drónos mérések költsége 25-30%-kal kevesebb, mint a laboratóriumi mérés értéke, így mérésenként 1680 Ft takarítható meg.

7. táblázat: A laboratóriumi és drónos mérések költségelemzése 2021-ben (saját szerkesztés)

	laboratóriumi mérés	drónos mérés
útköltség	1.000 Ft	1.000 Ft
amortizáció	1.500 Ft	1.600 Ft
elektromosság	500 Ft	20 Ft
vegyszerek	1.000 Ft	0 Ft
egyéb felszerelés/költség	1.000 Ft	700 Ft
összköltség/mérés	5.000 Ft	3.320 Ft

A drónnal végzett mérések esetében bizonyos területek, illetve bizonyos magasság felett szükségessé válhat eseti légtérendély kérése is. Jelen esetben a repülési magasság nem haladta meg ezt az értéket, így nem került be a költségvetésbe. Jelen esetben a drón éves kötelező biztosítása 40.000ft/év. Az évi 200 méréssel számolva az egy mérésre eső költség 200 Ft.

A laboratóriumi és drónos mérési módszer időigényét megvizsgálva az eredmények azt mutatják, hogy a drónos mérés időigénye (fél óra) a laboratóriumi mérésének a fele (egy óra). A drónos mérési metodika kidolgozásának tudományos újítása, hogy tavak vagy tározók esetén klorofill-a mennyiségének meghatározására eddig ismereteim szerint egyszer alkalmaztak drónnal hordozott hiperspektrális spektrális kamerával készült felvételeket (KWON et al. 2020), és egy alkalommal drónra szerelt multispektrális kamerával (MARAVILLA et al. 2019). A 3D technológia alkalmazása a multispektrális kamera felszerelésének megoldására szintén teljesen új fejlesztés, mely nagyban megkönnyíti a kutatási folyamatokat. A technológia segítségével a kutatások eszközigénye személyre szabható, tetszés szerint alakítható. Újdonság a multispektrális kamera használata is, amivel az említett tanulmányok egyike sem multispektrális, hanem RGB kamerát használt. Az RGB csatornák használata jelen esetben is hatékonyabbnak bizonyult. Az algoritmusok adott vizsgálati területre való

korrekciója új tudományos eredmény, új fejlesztés, mivel már több tanulmány bizonyította a kék/zöld, illetve vörös/infravörös arányok használhatóságát a klorofill-a értékek meghatározásában, a konkrét algoritmusok új eredmények. A kutatási eredményeket bemutató publikáció 2021-ben jelent meg a *Lakes & Reservoirs: Research & Management* Q3-as besorolással rendelkező folyóiratban. (TÓTH et al., 2021a)

4.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás ellenőrzése és a zonális statisztika

A műholdkép által meghatározott és a laboratóriumi eredmények közötti korreláció vizsgálatára szintén a már korábban bemutatott IBM SPSS v25 program Pearson-féle korrelációs vizsgálatát alkalmaztam. Mint az a drónos mérési metodika eredményeinek bemutatásánál említésre került, ez a módszer csak normális eloszlású adatok esetén alkalmazható. A normalitás vizsgálatához a Shapiro-Wilk normalitásteszt került alkalmazásra, teljesültek a normalitás feltételei és a Pearson-korrelációs teszt végrehajthatóvá vált.

A saját fejlesztésű algoritmusok:

$$\text{klorofill} - a = \frac{\text{reflektancia(kék)}}{\text{reflektancia(zöld)}}$$

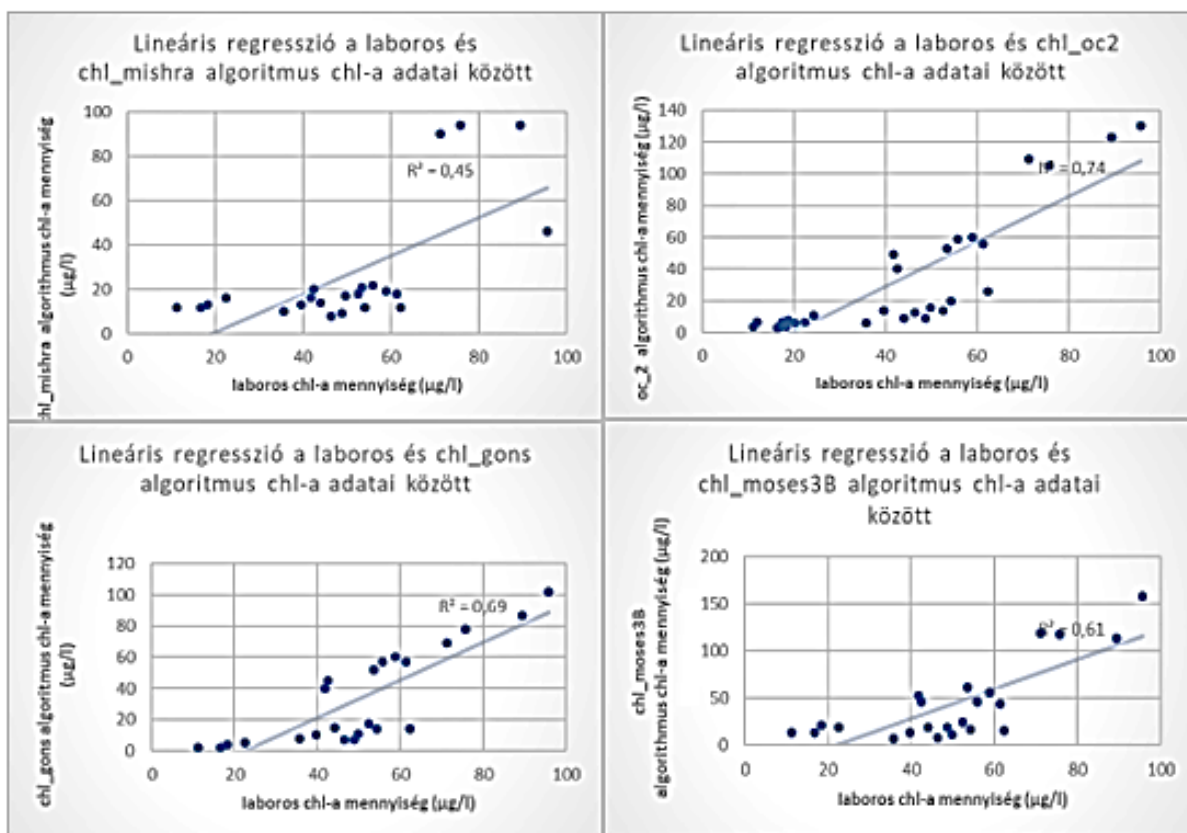
$$\text{klorofill} - a = \frac{\text{reflektancia(közeliinfravörös)}}{\text{reflektancia(vörös)}}$$

A két saját algoritmus jelölése: chlextbg (kék/zöld arányon alapuló) és chlextnirr (infravörös/vörös arányon alapuló) A **8. táblázat**ban láthatóak a négy Acolite és a két saját algoritmus korrelációs koefficiensei.

8. táblázat: A korrelációs együtthatói (saját szerkesztés)

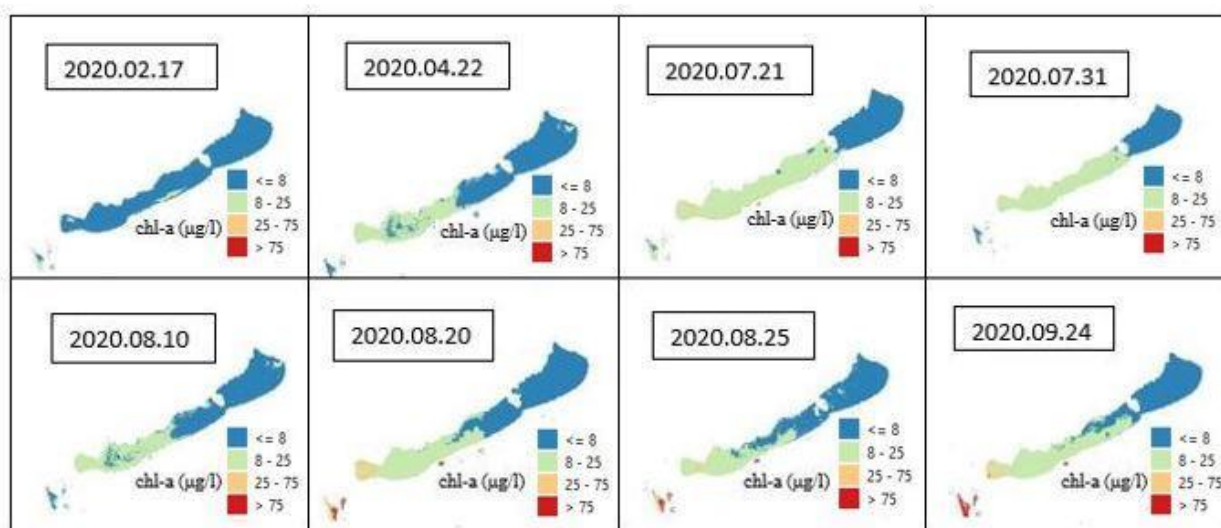
Pearson-korreláció (műholdas -laboratóriumi adatok)	
chl_oc2	0.86***
chl_gons	0.83***
chl_mishra	0.75***
chl_moses3B	0.78***
chlextbg	0.93***
chlextnirr	0.85***
mintaszám: 23	***p<0.001

A 8. táblázatból leolvasható, hogy a legmagasabb korrelációs értékeket a chl_oc2 algoritmus ($r=0.86$, $p<0.001$) és a reflektanciaadatokon, kék/zöld arányon alapuló saját algoritmus (chlextbg) adta. ($r=0.93$, $p<0.001$) A 27. ábrán a helyi mintavételek és az egyes algoritmusok közötti lineáris regresszió látható, ami pozitív lineáris kapcsolatot bizonyít az *in situ* és a Sentinel-2 adatkészlet között. Ha az adatpontok az egyenes vonal közelében helyezkednek el (mely a laboratóriumi és a drónnal történő mérési eredmények tökéletes egyezése esetén állna fenn), akkor a változók pozitív korrelációt mutatnak.



27. ábra: Lineáris regresszió az *in situ* és Sentinel-2 adatok között

A **28. ábrán** látható a Balaton szezonális változása 2020 különböző hónapjaiban.



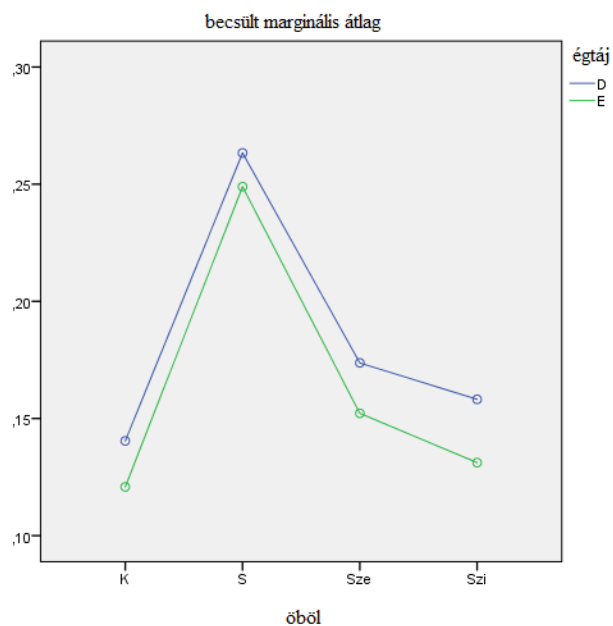
28. ábra: A klorofill-a mennyiség szezonális változásának detektálhatósága 2020-ban, chl_oc2 algoritmussal

A korábbi vizsgálatok szerint nyugat-kelet trofikus gradiens figyelhető meg a Balaton esetében. (Herodek et al. 1988, Istvánovics et al. 2007, Palmer et al. 2015b) A zonális statisztika célja annak vizsgálata, hogy a műholdas képadatok is alátámasztják-e ezt az állítást. 2015-ig, a Senitnel-2 adatszolgáltatásának kezdetéig visszamenőleg az átlag klorofill-a értékeket a QGIS övezet statisztikai pluginjéből származtattam a tó nyolc részére. Az adatokon $1/\sqrt{\quad}$ transzformációt kellett végrehajtani, ezt követően teljesültek a normalitás feltételei a Shapiro-Wilk normalitásteszt végrehajtása során (skewness: 0,14 és kurtosis is 0,29) Kéttényezős varianciaanalízis (two-way ANOVA) vizsgálat lett végrehajtva az IBM SPSS programban annak vizsgálatára, hogy megfigyelhető-e különbség a klorofill-a mennyiségében a medencék és az égtáj függvényében. Statisztikailag szignifikáns hatás figyelhető meg $p < 0.001$ szinten mind a medencék ($F(3; 280) = 122,09; p < 0.001$), mind a negyedek esetében. ($F(1; 280) = 16,22; p < 0,001$) Az eredmények azt is mutatják, hogy nincs medence-égtáj interakció. ($F(3; 280) = 0,26; p = 0.85$) Az eredmények a **9. táblázatban** láthatók.

9. táblázat: A kéttényezős varianciaanalízis eredménye öblökre és az égtájakra vonatkoztatva (saját szerkesztés)

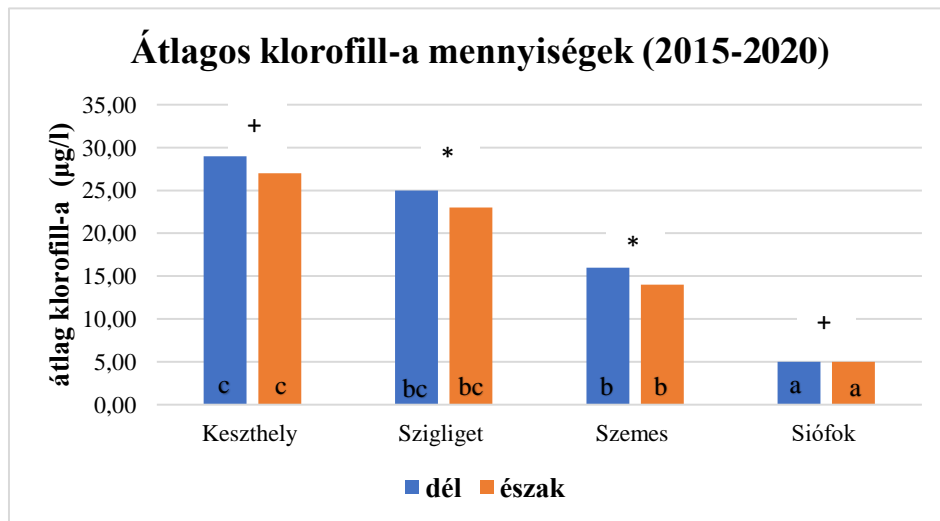
ANOVA táblázat					
	1/gyök(chl)				
Source	SS	szf	MS	F	p
Modell	0,7240	7	0,103	54,753	0
Konstans	8,679	1	8,679	4595,686	0
öböl	0,692	3	0,231	122,09	0
égtáj	0,031	1	0,031	16,22	0
öböl * égtáj interakció	0,001	3	0	0,26	0,85
Hiba	0,529	280	0,002		
Teljes	9,932	288			
Módosított teljes	1,253	287			
a. $R^2=0,578$ (Módosított $R^2=0,567$)					

Annak grafikus bemutatására, hogy nincs interakció az égtájhatás és a medencék között, becsült marginális átlag (estimated marginal means) grafikon készült, mely a **29. ábrán** látható. A nem párhuzamos vonalak mutatják az interakció hiányát. Ezen a grafikonon a vonalak párhuzamosak, következésképpen nincs jelentős kölcsönhatás az égtájak és a medencék között.



29. ábra: A becsült marginális átlag ábra

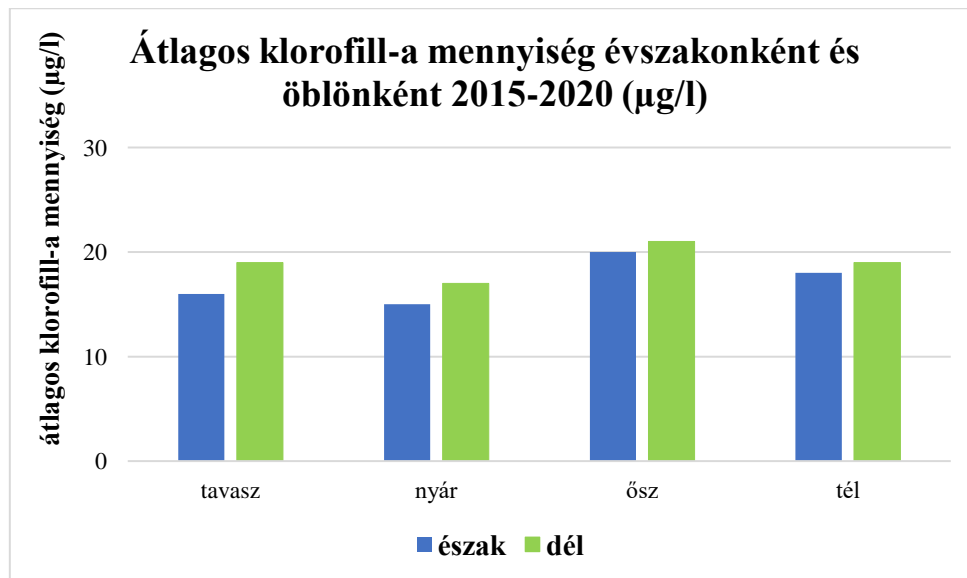
Ismét kéttényezős varianciaanalízis került alkalmazásra az égtáj hatásának további vizsgálatára, külön a négy medencére. A különböző betűk a szignifikánsan különböző medencékre vonatkoznak (Turkey's, $p < 0,05$), míg * és + a tó északi és déli része közötti különbséget $p < 0,05$ és $p < 0,10$ között jelölik a chl_oc2 algoritmus szerint a **30. ábrán**.



30. ábra: Az átlag klorofill-a mennyisége öblönként, északi és déli régióra bontva

(saját szerkesztés)

Az eredmény azt mutatja, hogy a legszignifikánsabb kölcsönhatás a Szigligeti-medence ($F(1; 70) = 6,3; p = 0.015$) és a Szemes-medence ($F(1; 70) = 4,0; p < 0.05$) esetében figyelhető meg. A Keszthelyi-medence ($F(1; 70) = 3,3; p < 0.07$) és a Siófoki-medence ($F(1; 70) = 3,1; p < 0.08$) esetében az interakció mérsékelten szignifikáns volt. Az eredmények összegzésére egy ábra készült, amely az egyes medencék átlagos klorofill-a tartalmát mutatja, északi és déli régiókra osztva. Látható, hogy kelet-nyugati irányban erős trofikus gradiens jellemző. A klorofill-a koncentrációja a legnyugatibb területen, a Keszthelyi-medencében a legmagasabb, és fokozatosan csökken a legkeletibb, Siófok-medence felé. Látható az is, hogy az északi területen csekély mértékben magasabb klorofill-a koncentráció figyelhető meg, mint délen. (kivéve a Siófoki-öböl esetén) Az algák időbeli változásainak vizsgálata érdekében a zonális statisztikák eredményét vizsgáltuk szezonális eloszlásban. Az átlagos klorofill-a értéket minden évszakra kiszámoltuk, figyelembe véve a teljes adatbázis értékeit. Az eredmény a **31. ábrán** látható.



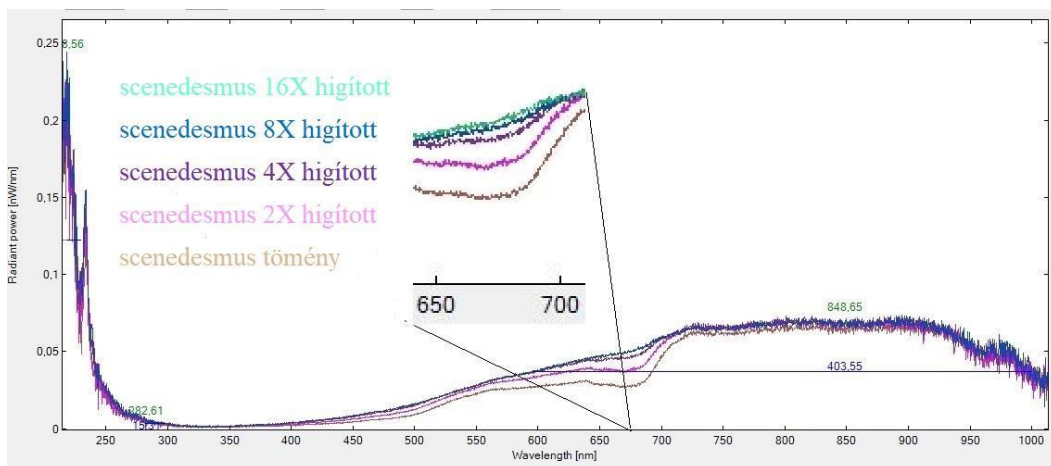
31. ábra: A klorofill-a átlagos mennyisége szezonális eloszlásban, 2015.08.01-2020.12.31, chl_oc2 algoritmus alapján

Az átlagos klorofill-a érték tavasszal: 17 µg / l, nyáron: 16 µg / l, ősszel: 20 µg / l és télen: 10 µg / l. A legnagyobb klorofill-a mennyiség ősszel figyelhető meg. Ez annak köszönhető, hogy a Balaton egyik jellegzetes algafaja, a *Cylindrospermopsis raciborskii* kora ősszel éri el maximális mennyiségét. Mind a négy évszakban különbség volt az északi és a déli rész között. A klorofill-a tartalom a déli területeken mindig csekély mértékben magasabb volt, mint az északi területeken, de nem azonos mértékben. Az északi és déli régióban a legnagyobb különbség tavasszal mutatható ki, amikor a déli régió 19% -kal magasabb az északi klorofill-a értékhez képest. A legkisebb különbség télen és ősszel volt kimutatható, amikor a déli régió 1% -kal magasabb az északi klorofill-a értékhez képest. A Balaton Sentinel-2 műholdadatokkal és Acolite programmal történő klorofill-a meghatározása, a programban elérhető klorofill-a meghatározásra szolgáló algoritmusok korrelációs vizsgálata laboratóriumi mintavételekkel összehasonlítva új tudományos eredmény. E program Balatonra történő validálása a kutatómunka egyik legfontosabb feladata volt. A program használata megkönnyíti a műholdképalapú meghatározást, a bemeneti és kimeneti fájl, valamint a koordináták és az algoritmusok megadása után elkészül a kész klorofill-a térkép, az atmoszférikus korrekcióval együtt. Emellett két új algoritmus is kifejlesztésre került. A script, mely lehetővé teszi egy adott pontra vonatkoztatott reflektancia kinyerését, szintén a saját kutatómunka eredménye, valamint az ezek alapján létrehozott két új algoritmus is. A kutatási eredményeket bemutató publikáció az *impakt faktoros, Q1 besorolással rendelkező PFG–Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science* folyóiratban jelent meg. (TÓTH et al. 2021b)

4.3. Spektrális könyvtár

A spektrális könyvtár felvételekor a cél nem kizárólag az adatbázis létrehozása volt. A kutatás célja volt annak vizsgálata, hogy hogyan változik az egyes algafajok spektrális görbéje különböző koncentráció esetén, illetve, ha a spektrométer nem a mintatartó közepére, hanem a szélére irányul.

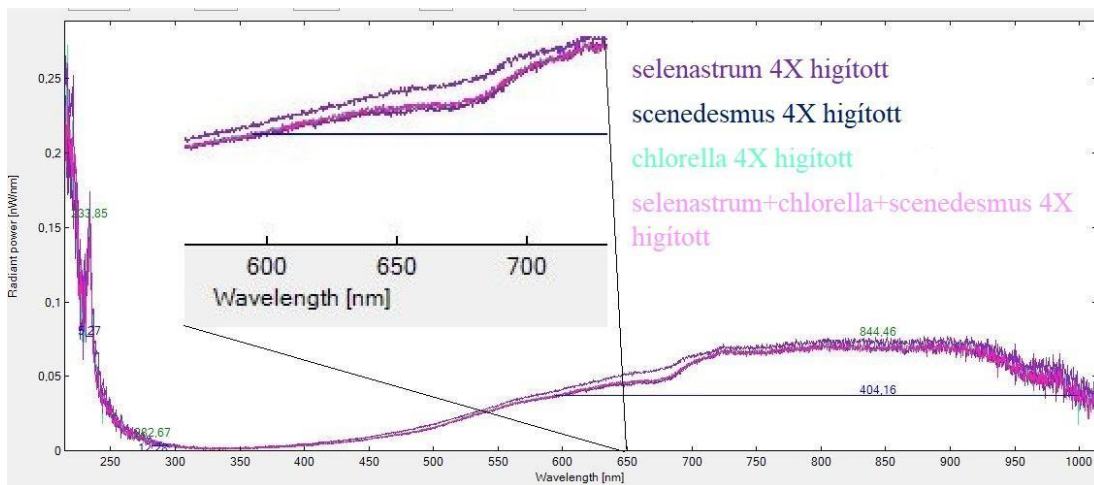
A koncentráció hatásának vizsgálatára mindegyik algafajt vizsgáltam töményen, valamint 2X-es, 4X-es, 8X-os és 16X-os koncentrációban. Az eredményeket a Waves program sugárzási teljesítményben (nW/nm) adja meg a hullámhossz függvényében. Az eredmények mindegyik vizsgált algánál ugyanazt a tendenciát mutatták. A töménység növelésével megfigyelhető volt, hogy a 650 és 750 nanométer közötti szakaszon nőtt az érzékelőbe jutó sugárzási teljesítmény. Ugyanakkor ez a növekedés egyre kevésbé volt jelentős a töménység növekedésével. Példaként a **32. ábrán** látható a Scenedesmus alga spektrális görbéje, kiemelve a 650 és 750 nanométer közötti szakaszt.



32. ábra: A Scenedesmus alga spektrális görbéje, különböző töménységben vizsgálva

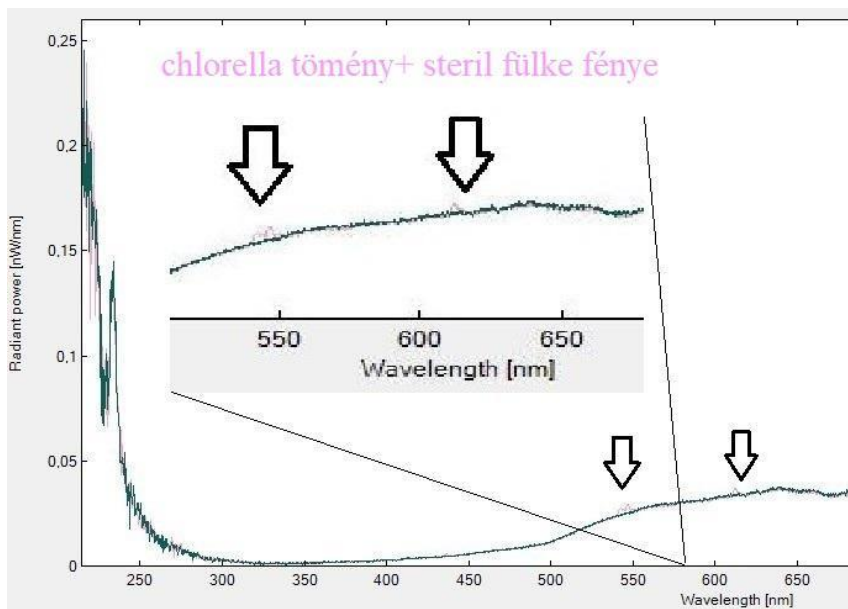
Ezen kívül nem csak tiszta algatenyészetéről származó spektrumot vettem fel, hanem algakeverékekét is, két, illetve három fajt együttesen. A Scenedesmus és a Chlorella spektrális görbéje egyforma lefutású, míg a Selenastrum görbéje 600 és 700 nanométer között a másik két algafajtól eltérően nem 0,04 nW/nm, hanem 0,05 nW/nm értéket mutat.

A három alga együttes vizsgálatakor kapott görbe a Scenedesmus-sal és Chlorellával megegyező görbét kapunk. Ezt a **33. ábra** mutatja.



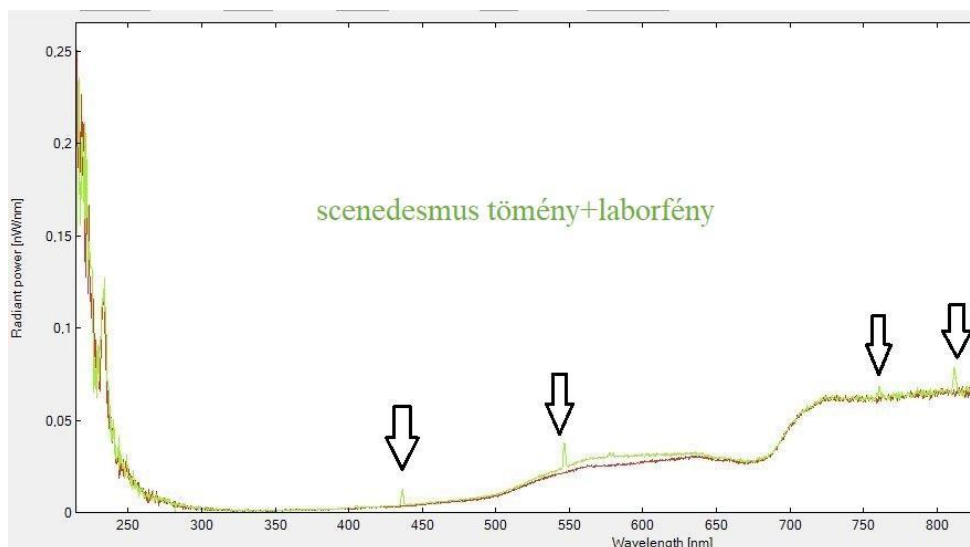
33. ábra: A Selenastrum, Chlorella és Scenedesmus 4X-es hígításban, valamint a három alga 4X-es hígítású keverékének görbéje

Továbbá tanulmányozásra került, hogy milyen hatása van, ha nem csak a halogénizzó, hanem a sterilfülke és a laborhelyiség fénye is bekapcsolásra kerül. A steril fülke fénye 550 és 610 nanométernél okoz csúcsot a görbén (nyíllal jelölve) amint az a **34. ábrán** látható a Chlorella 4X-es hígítású mintájának görbében.



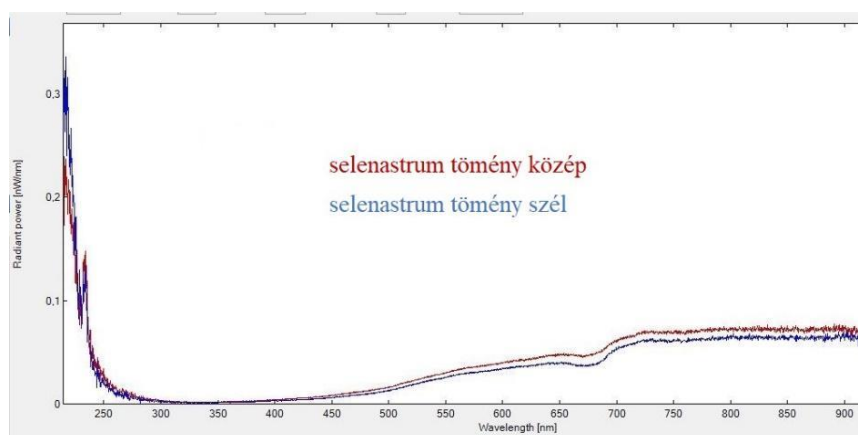
34. ábra: A Chlorella 4X-es hígítású mintájának spektrális görbéje a sterilfülke fénye által okozott csúcsokkal

A laborfény bekapcsolása a görbén négy csúcsot okozott, 435, 550, 765 és 810 nanométeren (nyíllal jelölve), amint az a Scenedesmus tömény oldatának spektrális görbében is látható a **35. ábrán**.



35. ábra: A Scenedesmus tömény oldatának spektrális görbéje a laborfény zavarásával

Azt is vizsgáltam, hogy milyen hatása van annak, ha a spektrométert nem a minta közepére, hanem valamelyest a szélére irányítom. Ebben az esetben a görbe 450 és 900 nanométer között lejjebb futott, mint az eredeti görbe, átlagosan 0,01 nW/nm-el. Ez a **36. ábrán** látható.



36. ábra: A Selenastrum tömény mintájának spektrális görbéje a minta közepére és szélére irányítva

Eddig nem volt kezdeményezés az algák faji szintű meghatározásának irányában. A Balatonra jellemző algafajok spektrális görbéjének felvétele, a spektrális könyvtár megalkotása új kutatási lehetőség. Az algák tér-és időbeli változékonyságát figyelembe véve kiemelt fontosságú nem csupán az összes algamennyiség, hanem a faji szintű meghatározás is. Ez különösen fontos annak tekintetében, hogy egyes fajok hajlamosabbak algavirágzásra, és valamely fajok toxint is termelnek.

4.4. Új kutatási eredmények

I. Új mérési eljárás

Komplex távérzékelési eljárást és módszertant dolgoztam ki, amellyel igazoltam, hogy az algakoncentráció laboratóriumi eredményekkel kalibrálva/korrigálva eredményesen mérhető drónos multispektrális távérzékelési eljárással. Az eljárás a repülőgéppel végzett távérzékelésnél nagyobb felbontású felvételt biztosít és költséghatékonyabb, valamint jobban tervezhető. A műholdas technológiánál nagyobb felbontású felvételeket nyújt és lehetővé teszi akár a napi szintű monitorozást is. Az eljárás kisebb beruházási igényű, mint a drónos hiperspektrális módszer és az adatfeldolgozás kisebb számítási kapacitást igényel.

II. Új adatfeldolgozási eljárás

Új, édesvizekre optimalizált, kék/zöld és infravörös/vörös reflektanciahányadoson alapuló klorofill-a meghatározásra alkalmas algoritmust dolgoztam ki. A műholdas és drónos multispektrális felvételekre alkalmazható, kis számítási igényű és jól algoritmizálható korrekciós eljárással, melyben vízminták laboratóriumi vizsgálati eredményeit felhasználva jelentősen javítottam a korrelációt az klorofill – a (algakoncentráció) és a távérzékelt adatok között. Az eljárást a Balaton több helyszínén is sikerrel alkalmaztam. A módszer kiterjeszhető más élővizekre is.

III. Új adatkinyerési eljárás

Az MTA-BME Vízgazdálkodási Kutatócsoportjának kutatómunkájába bekapcsolódva a távérzékeléses felvételek koordináták alapján történő reflektanciaértékek kinyerésére készült script logikai lépéseit ötletgazdaként határoztam meg, a programozást tanácsadóként segítettem. A scriptet a Sentinel-2 B ikerműholdak felvételein sikerrel alkalmaztam. Az adatkinyerés egyedi módszere önálló kutatómunkám tudományos eredménye.

IV. A klorofill-a trofikus gradiens jelenség igazolása új módszerrel

Egyedi műholdas adatbázis felépítésével és feldolgozásával távérzékeléses eljárással igazoltam a kelet-nyugati irányú trofikus gradienst, valamint az északi és déli területek eltérő klorofill-a mennyiségét és a szezonális mintázatot a Balatonban. A kísérleti terület jellemző algafajainak spektrális vizsgálata, egy prototípus spektrális könyvtár létrehozása további tudományos vizsgálat céljából jelen kutatás eredménye. A spektrális könyvtár további bővítés és kutatás után lehetőséget nyújthat a specifikusabb algamennyiség és minőség meghatározásához

V. Tematikus klorofill-a referencia adatbázis létrehozása

Hat évet felölelő tematikus klorofill-a térképek referencia adatbázisát és a Balaton jellemző algafajainak spektrális könyvtárát hoztam létre. Az egyedi referencia adatbázis létrehozása alapul szolgál a rövid, közép és hosszú távú hidrológiai folyamatok (pl.: szabályozások, vagy klímaváltozás hatása) megfigyeléséhez és a változáskövetéshez. Folyamatos bővítése alapul szolgálhat további tudományos vizsgálatokhoz.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1. A drónos mérési metodika

A disszertáció korábbi fejezeteiben kifejtésre került, hogy a drónos metodika az klorofill-a mennyiség meghatározásában igen hatékony új módszert jelent. Ugyanakkor ez a metodika nem helyettesíteni, sokkal inkább kiegészíteni kívánja a korábban használatos módszereket, egyfajta hiánypótló szerepet tölt be. A helyi mintavételnél reprezentatívabb mérésre képes, a víztest zavarása és így az eredmények lehetséges torzulása nélkül, ugyanakkor 25-30%-kal kevesebb költséggel és körülbelül 50%-kal kevesebb idő alatt (a helyi mintavétel egy óras időigényével szemben fél óra). A műholdas mérésekkel szemben előnye a jelentősen jobb térbeli felbontás és így pontosabb eredmények. Továbbá az alacsonyabb repülési magasság miatt nem kell számolni a légkör zavaró hatásával és a felhőborítottság miatti jelentős felvételkedéssel is. Ezen kívül a műholdakkal ellentétben, bármikor és bármilyen gyakorisággal végrehajthatók a mérések.

A korrelációs vizsgálatok alapján a módszer nagy pontosságú klorofill-a koncentráció meghatározását teszi lehetővé. Mind a kék/zöld, mind a közeli infravörös/vörös arány használhatónak bizonyult, amint az a korábbi tanulmányok alapján várható volt. Még a legkisebb korrelációs koefficiens érték is 0.88 volt, a legmagasabb pedig 0.96, tehát valamennyi módszer megbízhatóan alkalmazható. A kék/zöld arány a reflektancián, irradiancián és fényszinten alapuló algoritmusok esetén is magasabb korrelációkat mutatott, ezért mindenképp javasolt a kék/zöld arányon alapuló módszerek alkalmazása. A kék/zöld arányon alapuló módszerek között a legalacsonyabb, 0.93 értékű korrelációs koefficiens is magasabb, mint az infravörös/vörös arányon alapuló legmagasabb, 0.91 érték.

A drónos mérési módszernél kiemelő, hogy egyik esetben sem hozott megfelelő eredményt extrém magas, például 653 $\mu\text{g/l}$ klorofill-a mennyiség esetén. Ez azonban még a mocsaras, lápos területeken is csak különlegesen ritka esetekben fordul elő, így ezt leszámítva nem befolyásolja a drónos mérés általános használhatóságát. Mint az a használt algoritmusok részletezésénél látható volt, a módszert különböző helyszíneknél validálni kell a használt algoritmusok pontosításának érdekében. További kutatás javasolt a spektrális könyvtár bővítése és az algák faji meghatározásának tekintetében, melynek megvalósítására nagyobb esélyt biztosít a multispektrális kamera műholdaknál jobb térbeli felbontása.

5.2. A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározás validálása és zonális statisztika

A műholdképen alapuló klorofill-a meghatározásnak már régebb óta jelentős szerepe van a tengerek, óceánok esetében. Ugyanakkor igen kevés tanulmány foglalkozik az édesvizek műholdképen alapuló klorofill-a meghatározásával, holott ezen víztesteknek kulcsfontosságú szerepük van ivóvízbázisként és ökológiai szerepük is jelentős. A műholdfelvételek nagy előnye, hogy egyszerre nagy területet képesek vizsgálni, több szélesebb csatornán.

Az Acolite program eredetileg nem édesvizek, hanem tengerek és óceánok vizeinek vizsgálatához készült, ezért is volt szükség korrekciós faktor bevezetésére. A program használatának nagy előnye, hogy az adatok egyszerűen kinyerhetőek, kész klorofill-a térképet kapunk. Ugyanakkor a program végrehajtja az atmoszférikus korrekciót is, nem igényel külön feldolgozási folyamatot. A műholdfelvételen alapuló klorofill-a meghatározás különösen javasolható abban az esetben, ha nagy felszínű víztestet vizsgálunk, illetve, ha szezonális trendeket, tér- és időbeli változásokat kívánunk megfigyelni. A vizsgált algoritmusok közül a chl_oc2 és a saját fejlesztésű, kék/zöld arányon alapuló algoritmus mutatta a legnagyobb (0.86, illetve 0.93) korrelációt, így ezen algoritmusok használata javasolható a Balaton és így más tavak klorofill-a meghatározására is.

A zonális statisztika adatai igazolták a korábbi tanulmányok által közölt tényt, miszerint a Balatonra erős kelet-nyugati irányú trofikus gradiens jellemzi. Ennek oka az algák számára fontos, nagy mennyiségű tápanyagot szállító Zala-folyó keleti torkolatával, az uralkodó széliránnyal és a Tihanyi-félsziget által jelentősen nehezített kelet-nyugati rész vizének keveredésével magyarázható.

Ezen tények ismeretében javasolható a Zala-folyó vízgyűjtő területén különös figyelemmel kísérni a mezőgazdasági tevékenységeket (a Zala-folyó által szállított algtápanyag jelentős része ebből a tevékenységből származik) és a víztisztítás fejlesztése, a jelenlegi módszer átalakítása is szükséges lehet. A tavak szezonális és időbeli trendek követése erősen ajánlott, melynek segítségével fontos következtetések vonhatóak le, illetve adott esetben preventív intézkedések is megtehetőek. Mivel a tavak szerepe kiemelten fontos több szempontból is, a hangsúlyt nem a problémák kezelésére, hanem megelőzésére kell fordítani.

5.3. A spektrális könyvtár

A spektrális könyvtár az első lépés az algafajok távérzékeléses módszerrel történő meghatározására. A spektrális könyvtár bővítése mindenképpen szükséges, a Balatonban gyakori, jellemző algafajokkal kezdve a vizsgálatot. Meg kell keresni azokat az egyedi, spektrális görbén megfigyelhető jellemzőket, melyek csak az adott algafaj sajátjai.

Ezen felül, mivel a vízi ökoszisztémákat általában nem egy algafaj jellemzi, szükséges vizsgálni a különböző algák egyidejű jelenléte esetén kapott spektrális görbéjét. Ezt követően végezhetőek először a kontrollált körülmények közötti, majd a természetes környezetbeli kísérletek. Az utolsó lépés egy olyan program létrehozása, amely a betáplált spektrális görbe alapján az adatbázisban lévő adatokkal összehasonlítja azt és megkeresi az annak megfelelő algafajt.

Ez a módszer jelentősen egyszerűsítene az algafaj felismerésének folyamatát. A fajfelismerés különösen fontos annak tekintetében, hogy nem minden algafaj hajlamos az extrém elszaporodásra, az úgynevezett vízvirágzásra és nem mindegyik algafaj termel toxint. Az algavirágzásra hajlamos, illetve toxintermelő algák minél hamarabb történő detektálása a kulcs a preventív intézkedések megtételéhez.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori munkám az édesvízi klorofill-a tartalom távérzékeléses kutatásának több aspektusból történő vizsgálatára irányult. Céloom a kísérleti tér távérzékeléses vizsgálata volt műholddal és drón által hordozott multispektrális kamerával. Az idősoros vizsgálatok érdekében vizsgáltam a 2015 óta elérhető összes, Sentinel-2 által biztosított műholdfelvételt. Az algák tér-és időbeli vizsgálatának érdekében a nyolc részre osztott medencén zonális statisztika került alkalmazásra, valamint a vizek műholdfelvételeit feldolgozni képes Acolite program által biztosított klorofill-a adatok alapján multizonálisan és édesvízre adaptált, egyedien validált algoritmusok jöttek létre. Az egyes koordinátákra vonatkozó reflektanciaadatok kivonására külön program íródott és ennek alapján két új, klorofill-a értéket meghatározó algoritmus került kidolgozásra. Kutatómunkám másik kiemelt célja volt a drón által hordozott multispektrális kamera által történő klorofill-a meghatározás. Ez a kamera által nyújtott három különböző kimeneti adat alapján került kidolgozásra. A műholdas, illetve drón által történt mérések validálása helyi mintavételek laboratóriumi vizsgálata alapján történt. Az algák faji szintű meghatározása érdekében egy prototípus spektrális könyvtár készült a vizsgált algafajokból. A kutatások azt mutatják, hogy bár az algák jelenléte kulcsfontosságú, túlzott elszaporodásuk igen komoly ökológiai, szociális és gazdasági hatással bír. Az édesvizek, mint ivóvízbázisok pedig kiemelt figyelmet érdemelnek.

Az algák nagyon érzékenyek a környezeti változásokra, ebből következőleg gyors tér-és időbeli változások jellemzik őket. Faji összetételük igen nagy variabilitást mutat. A fenti tények bizonyítják, hogy a rendszeres monitoring tevékenység kulcsfontosságú, mely azonban kizárólag helyi minták laboratóriumi vizsgálatával nem megoldható. A műholdfelvételeken alapuló meghatározást az Acolite program a korábbiaknál egyszerűbbé tette, a bemeneti paraméterek betáplálása után rövid időn belül elkészült a kész klorofill-a térkép az atmoszférikus korrekció végrehajtásával. A program validálása lehetővé teszi a gyors, egyszerű műholdas vizsgálatokat. A statisztikai vizsgálatok azt mutatják, hogy a módszer igen jó eredménnyel alkalmazható. A legjobb eredmény a chl_oc2 algoritmus és a reflektanciaadatokon, kék/zöld arányon alapuló saját algoritmus adta.

Az elvégzett zonális statisztika vizsgálatok célja a kísérleti terület egyes medencéiben és égtájain fellelhető különbségek tanulmányozása. Az eredmények azt mutatják, hogy erős nyugat-keleti trofikus gradiens figyelhető meg. A legmagasabb klorofill-a tartalom a Keszthelyi-öbölben figyelhető meg, majd fokozatosan csökkenés után a Siófoki-öbölben éri el a legkisebb értéket. Ennek oka a Zala-folyó nyugaton lévő torkolatában, valamint az uralkodó szélirányban keresendő. A medencék északi területein mind a négy medencében magasabb klorofill-a koncentráció figyelhető meg, mint a délin.

Kutatásaim alapján a műholdas klorofill-a meghatározás már számos esetben igen hatékonynak bizonyult, ugyanakkor nem tagadható több komoly hátránya sem. A módszer nem teszi lehetővé az igény szerinti vizsgálatokat, mivel visszatérési ideje meghatározott. Ezen felül a felhőborítottság miatt az elkészült felvételek nagy része nem használható.

Ezek a hátrányok vezettek a felismeréshez, hogy a helyi és a műholdas vizsgálatok mellett egy harmadik módszerre is szükség van. A drónra szerelt multispektrális kamerával történő vizsgálat a korábbi módszereknél gyorsabb és költséghatékonyabb is, továbbá biztosítja a lehetőséget, hogy igény szerinti időpontban és gyakorisággal legyenek végezhetőek a vizsgálatok. A módszer egyik jelentős kihívása a drón kamerára szerelése volt. Minden drón és minden kamera egyedi, így nincs gyárilag előállított eszköz összeszerelésükre. A megoldást a problémára a 3D nyomtatási technológia adta. Ennek segítségével megtervezhetőek és kinyomtathatóak lettek a magasító talpak és a kameraház, valamint a szenzortartó. Vízfelület vizsgálatához a kamerát speciális módon kellett beállítani.

Az elvégzett korrelációs vizsgálatok tanulsága szerint a kék/zöld arányon alapuló módszerek pontosabbak a közeli infravörös/vörös aránynál. A reflektancia, irradiancia és fényszint alapján történő vizsgálatok között a fényszint bizonyult a legeredményesebbnek. Az irradiancia és fényszint adatok közvetlenül leolvashatóak a metaadatokból, a reflektancia viszont a fényszintből származtatott adat. A módszert az eltérő környezetekre külön validálni kell, amint azt saját kutatásaim bizonyítják. Az algoritmust módosítani kellett a Balaton, a Kis-Balaton, a Zala-torkolat és a Balaton különböző mélységű területeinél. Ugyanakkor ez bizonyítja a módszer használhatóságát különböző édesvizek területén.

Az idő-és költségvizsgálatok alapján a drónos mérés időszükséglete mindössze a fele a műholdas méréseknek. A drónos mérés költsége mérésenként 27,6%-kal kevesebb, mint a laboratóriumi méréseké. Ez az idő-és költségkímélő módszer tehát nem csak megfelelő eredményeket biztosít, hanem gazdaságilag is kedvező. Összegzésként elmondható, hogy mind a műholdas, mind a drónos mérések igen hasznosnak bizonyultak a klorofill-a meghatározásban. A drónos mérési módszer előnyeit és hátrányait figyelembe véve az eddigi két algavizsgálati módszerrel rendkívül jól kiegészítik egymást. A rendszeres algamonitorozáshoz mindegyik módszerre szükség van, hogy a körülményeknek legmegfelelőbbet lehessen kiválasztani, ugyanis a széles körű eutrofizáció és a kapcsolódó kellemetlen káros algavirágázási események ellenére korlátozott a hosszú távú, összehangolt és következetes monitoring program, amely biztosítaná az adatokat gyűjtő adatokat az algavirágázási események trendjeinek nyomon követésére.

7. SUMMARY

The aim of my PhD dissertation is to investigate the remote sensing research of algal formation in Lake Balaton from several aspects. The goal is to study Lake Balaton with a satellite and a drone-carried multispectral camera. To carry out time series studies, all satellite imagery provided by Sentinel-2 available since 2015 were examined. In order to study temporal and spatial changes of algae, zonal statistics were applied on the eight part of Lake Balaton basin, and the chlorophyll-a data provided by the Acolite program, which is able to process satellite images of the waters, was validated for Lake Balaton. A program was written to extract the reflectance data for each coordinate, and based on this, two new algorithms were defined for determining the chlorophyll-a value.

Another major goal of the study was the determination of chlorophyll-a by a multispectral camera carried by a drone. This was developed based on three different output data provided by the camera. Validations of satellite and drone measurements were based on laboratory testing of local samples. In order to determine the algae at the species level, a spectral library was created from the algal species characteristic of Lake Balaton. Research shows that although the presence of algae is important, their overgrowth has a very serious ecological, social and economic impact. And freshwaters, as drinking water bases, deserve even more special attention.

Algae are very sensitive to environmental changes and, as a result, are characterized by rapid spatial and temporal changes. Their species composition shows a great deal of variability. The above facts prove that regular monitoring activity has key importance, which, however, cannot be solved solely by laboratory testing of local samples. The determination based on satellite images was made simpler than before by the Acolite program, and the chlorophyll-a map is completed shortly after the input file is entered by performing atmospheric correction as well. The calibration of the program for Lake Balaton enabled fast, simple satellite investigations. Correlation studies show that the method can be applied with very good results. The best result was given by the chl_gons algorithm and the autor's own algorithm based on the reflectance data, blue / green ratio.

The aim of the zonal statistical study was to study the differences in some basins and quarters of Lake Balaton. The results show that a strong west-east trophic gradient is observed. The highest chlorophyll-a content is observed in the Keszthely Bay, which gradually decreases with the lowest values in the Siófok Bay. The reason for this is the western estuary of the river Zala and the prevailing wind direction. In the northern areas of the basins, higher chlorophyll-a concentrations were observed in all four basins than in the south. Based on my research, the determination of satellite chlorophyll-

a has already proved to be very effective in many cases, however, several serious disadvantages cannot be denied. The method does not allow for an on-demand testing as the return time is specified. In addition, due to cloud cover, most of the captured images cannot be used.

These disadvantages have led to the recognition that a third method is needed in addition to local and satellite surveys. Testing with a drone-mounted multispectral camera is also faster and more cost-effective than previous methods, and provides the ability to perform tests at the right time and with the right frequency. One of the major challenges of the method was mounting the drone on the camera. Each drone and each camera is unique, so there is no off the shelf solution to assemble them. The solution to this problem was provided by 3D printing technology. This made it possible to design and print the elevating feet and the camera housing, as well as the sensor holder. To examine the water surface, the camera had to be set up in a special way.

Correlation studies have shown that methods based on the blue / green ratio are more accurate than near-infrared / red ratios. Among the studies based on reflectance, irradiance and light level, the light level proved to be the most effective in the case of Lake Balaton. Irradiance and light level data can be read directly from metadata, while reflectance is data derived from light levels. The method needs to be calibrated separately for different environments, as evidenced by my own research. The algorithm had to be modified for different depths of Lake Balaton, Kis-Balaton, Zala estuary and Lake Balaton.

Based on time and cost studies, the time required for drone measurement is only half that of satellite measurements. The cost of drone measurement is 27.6% less per measurement than that of laboratory measurements. This time- and cost-saving method therefore not only provides adequate results but is also economically advantageous. In summary, both satellite and drone measurements proved to be very useful in the determination of chlorophyll-a. Considering the advantages and disadvantages of the drone measurement method, the two algae testing methods so far complement each other extremely well. Regular algal monitoring requires each method to select the most appropriate for the conditions, since despite widespread eutrophication and associated nuisance of harmful algae blooming events, long-term, coordinated, and consistent monitoring programs that collect data to monitor trends in bloom events remain limited.

8. A KUTATÁSSAL KAPCSOLATOK PUBLIKÁCIÓK, ELŐADÁSOK JEGYZÉKE

Tóth, V. Zs., Ladányi, M., Jung, A. (2021). Adaptation and Validation of a Sentinel-Based Chlorophyll-a Retrieval Software for the Central European Freshwater Lake, Balaton. *PFG–Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science*, 89(4), 335-344. (Q1)

Tóth, V. Zs., Grósz, J., Ladányi, M., & Jung, A. (2021). A new lake algae detection method supported by a drone-based multispectral camera. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 26(3), e12377. (Q3)

Tóth, V. Zs. (2018). Közép-Európa legnagyobb tavának távérzékeléses vizsgálata, PEME konferencia– Professzorok az Európai Magyarországért Egyesület XVII. PhD konferenciája, a konferencia kiadványának ISBN száma: ISBN 978 615 5709 05 0 (full paper)

Tóth, V. Zs., Jung A. (2021). Algae investigation of Lake Balaton with Sentinel, Deutsche Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation éves nemzetközi konferencia, Stuttgart, Németország

Tóth V. Zs., Jung A. (2021). Investigation of algae in lakes supported by remote sensing methods, 10th Algal Biomass, Biofuels and Bioproducts Conference, Waikola, Hawaii

Tóth, V. Zs., Jung A. (2021). A Balatoni algásodás távérzékeléses vizsgálata, X. Magyar Földrajzi Konferencia ISBN 978-615-01-2899-3 (absztrakt)

9. IRODALOMJEGYZÉK

1. AGGARWAL, S. (2004). Principles of remote sensing. *Satellite remote sensing and GIS applications in agricultural meteorology*, 23(2), 23-28.
2. AIKEN, J., HARDMAN-MOUNTFORD, N. J., BARLOW, R., FISHWICK, J., HIRATA, T., SMYTH, T. (2008): Functional links between bioenergetics and bio-optical traits of phytoplankton taxonomic groups: An overarching hypothesis with applications for ocean colour remote sensing. *J. Plankton Res.* 30, 165–181.
3. ALARCÓN, A. G., GERMAN, A., ALEKSINKÓ, A., FERREYRA, M. F. G., SCAVUZZO, C. M., FERRAL, A. (2018). Spatial algal bloom characterization by landsat 8-oli and field data analysis. In *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 929-9295). IEEE.
4. ALBA, G., ANABELLA, F., MARCELO, S. C., MICHAL, S. (2020, March). Multitemporal Spectral Analysis for Algae Detection in an Eutrophic Lake using Sentinel 2 Images. In *2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS)* (pp. 351-356). IEEE.
5. ALBA, G., ANABELLA, F., MARCELO, S., ANDREA, G. A., IVANA, T., GUILLERMO, I., MICHAL, S. (2019). Spectral monitoring of algal blooms in an eutrophic lake using sentinel-2. In *IGARSS 2019-2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 306-309). IEEE.
6. ALI, K., WITTER, D., ORTIZ, J. (2014). Application of empirical and semi-analytical algorithms to MERIS data for estimating chlorophyll a in Case 2 waters of Lake Erie. *Environmental Earth Sciences*, 71(9), 4209-4220.
7. ALVAIN, S., MOULIN, C., DANDONNEAU, Y., BRÉON, F. M. (2005). Remote sensing of phytoplankton groups in case 1 waters from global SeaWiFS imagery. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 52(11), 1989-2004.
8. ANSPER, A., ALIKAS, K. (2019). Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union water framework directive reporting purposes. *Remote Sensing*, 11(1), 64.
9. ANTAL, O., KARISZTL-GÁCSI, M., FARKAS, A., KOVÁCS, A., ÁCS, A., TÖRŐ, N., VEHOVSZKY, Á. (2011): Screening the toxic potential of *Cylindrospermopsis raciborskii* strains isolated from Lake Balaton, Hungary. *Toxicon*, 57(6), 831-840.

10. 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.
11. BARTRAM, J., CHORUS, I. (Eds.). (1999): Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. *CRC Press*.
12. BENDEFY, L.; V. NAGY, I. (1969): Water level variations of Lake Balaton through centuries. In Hungarian (A Balaton évszázados vízszintváltozásai). Budapest: Műszaki Kiadó. 222 p.
13. BINDING, C. E., GREENBERG, T. A., BUKATA, R. P. (2011B). Time series analysis of algal blooms in Lake of the Woods using the MERIS maximum chlorophyll index. *Journal of Plankton Research*, 33(12), 1847-1852.
14. BINDING, C. E., GREENBERG, T. A., BUKATA, R. P. (2012). An analysis of MODIS-derived algal and mineral turbidity in Lake Erie. *JOURNAL OF GREAT LAKES RESEARCH*, 38(1), 107-116.
15. BINDING, C. E., GREENBERG, T. A., JEROME, J. H., BUKATA, R. P., LETOURNEAU, G. (2011a). An assessment of MERIS algal products during an intense bloom in Lake of the Woods. *Journal of Plankton Research*, 33(5), 793-806.
16. BLIX, K., PÁLFFY K., TÓTH, V., ELOFT, T. (2018): Remote Sensing of Water Quality Parameters over Lake Balaton by Using Sentinel-3 OLCI. *Water* 10(10), 1428
17. BORICS, G. (2016). Felszíni vizek fitoplankton alapú ökológiai állapotértékelése (Doctoral dissertation, MTA ÖK DKI).
18. BOUCHER, J., WEATHERS, K. C., NOROUZI, H., STEELE, B. (2018). Assessing the effectiveness of Landsat 8 chlorophyll a retrieval algorithm for regional freshwater monitoring. *Ecological applications*, 28(4), 1044-1054.
19. BOYCE, D.G., LEWIS, M.R., WORM, B. 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, 466(7306), 591-596.
20. BÖBBI, B., PÁPISTA, É. (1998). Methodical problems of chlorophyll content determination. Gárdony: 9 th Hungarian Algological Meeting. 3. p.

21. BRESCIANI, M., CAZZANIGA, I., AUSTONI, M., SFORZI, T., BUZZI, F., MORABITO, G., GIARDINO, C. (2018). Mapping phytoplankton blooms in deep subalpine lakes from Sentinel-2A and Landsat-8. *Hydrobiologia*, 824(1), 197-214.
22. BRIAND, J. F., LÉBOULANGER, C., HUMBERT, J. F., BERNARD, C., & DUFOUR, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, orglobalwarming? 1. *Journal of phycology*, 40(2), 231-238.
23. BRICAUD, A., BOSCH, E., ANTOINE, D. (2002). Algal biomass and sea surface temperature in the Mediterranean Basin: Intercomparison of data from various satellite sensors, and implications for primary production estimates. *Remote Sensing of Environment*, 81(2-3), 163-178.
24. BUCZKÓ, K., ÁCS, É., BÁLDI K., POZDERKA, V., Braun, M., KISS KEVE, M. (2019): The first high resolution diatom record from Lake Balaton, Hungary in Central Europe. *Limnetica*, 38(1): 417-430
25. BUMA, W. G., LEE, S. I. (2020). Evaluation of Sentinel-2 and Landsat 8 Images for Estimating Chlorophyll-a Concentrations in Lake Chad, Africa. *Remote Sensing*, 12(15), 2437.
26. CABALLERO, I., FERNÁNDEZ, R., ESCALANTE, O. M., MAMÁN, L., NAVARRO, G. (2020). New capabilities of Sentinel-2A/B satellites combined with in situ data for monitoring small harmful algal blooms in complex coastal waters. *Scientific reports*, 10(1), 1-14.
27. CAMPBELL, J. B., WYNNE, R. H. (2011). Introduction to remote sensing. Guilford Press.
28. CARMICHAEL, W. W. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, 270(1), 78-86.
29. CARMICHAEL, W. W., FALCONER, I. R. (1993): Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. *Algal toxins in seafood and drinking water*, 187-209.
30. CHEN, J., ZHU, W., TIAN, Y. Q., YU, Q., ZHENG, Y., HUANG, L. (2017). Remote estimation of colored dissolved organic matter and chlorophyll-a in Lake Huron using Sentinel-2 measurements. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(3), 036007.
31. CONLEY, D. J., PAERL, H. W., HOWARTH, R. W., BOESCH, D. F., SEITZINGER, S. P., HAVENS, K. E., LIKENS, G. E. (2009): Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014-1015.

32. 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.
33. CSIZMARIK, G. (2011): Hidrobiológia. Digitális Tankönyvtár
34. DECSI, B.; KOZMA, Zs., (2020): The impact of fictitious land use changes on water management related ecosystem services in a Hungarian catchment. In: *EGU General Assembly Conference Abstracts*. 1090. p.
35. DUAN, H., TAO, M., LOISELLE, S. A., ZHAO, W., CAO, Z., MA, R., TANG, X. (2017). MODIS observations of cyanobacterial risks in a eutrophic lake: Implications for long-term safety evaluation in drinking-water source. *Water research*, 122, 455-470.
36. EL GAMAL, A. A. (2010): Biological importance of marine algae. *Saudi pharmaceutical journal*, 18(1), 1-25.
37. FELFÖLDY, L. (1963). A klorofill-mérés módszertani es elvi kérdései balatoni eredményeinkkel kapcsolatban. *Annal. Biol. Tihany*, 30, 137-105.
38. FELFÖLDY, L. (1987). Biological water qualification Budapest: Water Management Institute. 190. p.
39. FERRO-FAMIL, L., Pottier, E. (2016): Synthetic Aperture Radar Imaging. In *Microwave Remote Sensing of Land Surface* (pp. 1-65). Elsevier.
40. FLYNN, K. F., CHAPRA, S. C. (2014). Remote sensing of submerged aquatic vegetation in a shallow non-turbid river using an unmanned aerial vehicle. *Remote Sensing*, 6(12), 12815-12836.
41. FRÁTER, T., JUZSAKOVA, T., LAUER, J., DIÓSSY, L., RÉDEY, A. (2015). Unmanned aerial vehicles in environmental monitoring—an efficient way for remote sensing. *Journal of Environmental Science and Engineering A*, 4(2), 85-91.
42. GERMAN, A., FERRAL, A., SCAVUZZO, C. M., SHIMONI, M. (2020). Multitemporal Spectral Analysis for Algae Detection in AN Eutrophic Lake Using Sentinel 2 Images. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42, 147-152.
43. GITELSON, A., GARBUZOV, G., SZILAGYI, F., MITTENZWEY, K. H., KARNIELI, A., KAISER, A. (1993). Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of

- inland waters quality. *INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING*, 14(7), 1269-1295.
44. GITELSON, A., SZILAGYI, F., MITTENZWEY, K. H. (1993). Improving quantitative remote sensing for monitoring of inland water quality. *Water research*, 27(7), 1185-1194.
45. GITELSON, A. A., GAO, B. C., LI, R. R., BERDNIKOV, S., SAPRYGIN, V. (2011). Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid waters using a Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean—the Azov Sea case study. *ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS*, 6(2), 024023.
46. GODÓ, Z. (2011): Agro-ökológia. Digitális Tankönyvtár
47. GOMEZ, C., DHARUMARAJAN, S., FÉRET, J. B., LAGACHERIE, P., RUIZ, L., SEKHAR, M. (2019). Use of sentinel-2 time-series images for classification and uncertainty analysis of inherent biophysical property: Case of soil texture mapping. *Remote Sensing*, 11(5), 565.
48. GÓMEZ, J. A. D., ALONSO, C. A., GARCÍA, A. A. (2011). Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environmental monitoring and assessment*, 181(1), 317-334.
49. GONS, H. J., RIJKEBOER, M., RUDDICK, K. G. (2002). A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters. *Journal of Plankton Research*, 24(9), 947-951.
50. GORDON, H. R., MOREL, A. Y. (2012). Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review (Vol. 4). Springer Science & Business Media.
51. GRENDAITĖ, D., STONEVIČIUS, E., KAROSIENĖ, J., SAVADOVA, K., KASPEROVIČIENĖ, J. (2018). Chlorophyll-a concentration retrieval in eutrophic lakes in Lithuania from Sentinel-2 data. *Geologija. Geografija*, 4(1).
52. GUAN, Q., FENG, L., HOU, X., SCHURGERS, G., ZHENG, Y., TANG, J. (2020). Eutrophication changes in fifty large lakes on the Yangtze Plain of China derived from MERIS and OLCI observations. *Remote Sensing of Environment*, 246, 111890.

53. GYÖRGY, Á. I., TÁTRAI, I., SPECZIÁR, A. (2012): Relationship between horizontal hydroacoustic stock estimates and gillnet catches of surface-oriented fish in shallow Lake Balaton (Hungary). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 405, 06.
54. HA, N. T. T., THAO, N. T. P., KOIKE, K., NHUAN, M. T. (2017). Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using sentinel 2A images from a case study of Lake Ba Be (Northern Vietnam). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6, 290.
55. HALLEGRAEFF, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79-99.
56. HALLEGRAEFF, G. M. (2003): Harmful algal blooms: a global overview. *Manual on harmful marine microalgae*, 33, 1-22.
57. HAN, L., RUNDQUIST, D. C. (1997). Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: A case study in a turbid reservoir. *Remote sensing of Environment*, 62, 253-261.
58. HATVANI, I. G., DE BARROS, V. D., TANOS, P., KOVÁCS, J., KOVÁCS, I. S., CLEMENT, A. (2020). Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton. *Ecological Engineering*, 151, 105861.
59. HERODEK, S. (1986): Phytoplankton changes during eutrophication and P and N metabolism. *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication* (pp. 183-203). Springer, Berlin, Heidelberg.
60. HERODEK, S., LACZKÓ, L., VIRÁG, A. MISLEY, K. (1988). Lake Balaton: Research and Management; NEXUS Press: Budapest, Hungary
61. HOEK, C., HOEK, C van den; MANN, D., JAHNS, H. M., JAHNS, M. (1995): Algae: An Introduction to Phycology. Cambridge University Press, 1995 - 623 pp.
62. HONG, Y., ZHANG, Y., KHAN, S. I. (Eds.). (2016): Hydrologic remote sensing: capacity building for sustainability and resilience. CRC Press.

63. HU, C., LEE, Z., MA, R., YU, K., LI, D., SHANG, S. (2010). Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(C4).
64. HU, M., ZHANG, Y., MA, R., XUE, K., CAO, Z., CHU, Q., JING, Y. (2021). Optimized remote sensing estimation of the lake algal biomass by considering the vertically heterogeneous chlorophyll distribution: Study case in Lake Chaohu of China. *Science of The Total Environment*, 771, 144811.
65. HUANG, C., LI, Y., YANG, H., SUN, D., YU, Z., ZHANG, Z., XU, L. (2014). Detection of algal bloom and factors influencing its formation in Taihu Lake from 2000 to 2011 by MODIS. *Environmental earth sciences*, 71(8), 3705-3714.
66. HUETE, A. R. (2004): Remote sensing for environmental monitoring. In *Environmental monitoring and characterization* (pp. 183-206). Academic Press.
67. IBM Corp. Released 2017. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 25.0. Armonk, NY: IBM Corp.
68. ISTVÁNOVICS, V., CLEMENT, A., SOMLYÓDY, L., SPECZIÁR, A., TÓTH, L. G., PADISÁK, J. (2007): Updating water quality targets for shallow Lake Balaton, Hungary, recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, 581, 305–318.
69. JAGANNATHAN, B., GOLBECK, J.H. (2009): Photosynthesis: Microbial. *Encyclopedia of Microbiology* (Third Edition)
70. JANG, S. W., YOON, H. J., KWAK, S. N., SOHN, B. Y., KIM, S. G., KIM, D. H. (2016). Algal bloom monitoring using UAVs imagery. *Adv. Sci. Technol. Lett*, 138, 30-33.
71. KARADŽIĆ, V., SIMIĆ, G. S., NATIĆ, D., RŽANIČANIN, A., ĆIRIĆ, M., GAČIĆ, Z. (2013): Changes in the phytoplankton community and dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Subba Raju in a temperate lowland river (Ponjavica, Serbia). *Hydrobiologia*, 711(1), 43-60.
72. KASPRZAK, P., PADISAK, J., KOSCHEL, R., KRIENITZ, L., GERVAIS, F. (2008). Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologia*, 38(3-4), 327-338.
73. KEARNS, C. M., HAIRSTON, N. G., KESLER, D. H. (1996). Particle transport by benthic invertebrates: its role in egg bank dynamics. *Hydrobiologia*, 332(1), 63-70.

74. KEITH, D., ROVER, J., GREEN, J., ZALEWSKY, B., CHARPENTIER, M., THURSBY, G., BISHOP, J. (2018). Monitoring algal blooms in drinking water reservoirs using the Landsat-8 Operational Land Imager. *International journal of remote sensing*, 39(9), 2818-2846.
75. KINNEAR, S. (2010): *Cylindrospermopsis*: a decade of progress on bioaccumulation research. *Marine Drugs*, 8(3), 542-564.
76. KISLIK, C., GENZOLI, L., LYONS, A., KELLY, M. (2020). Application of UAV Imagery to Detect and Quantify Submerged Filamentous Algae and Rooted Macrophytes in a Non-Wadeable River. *Remote Sensing*, 12
77. KISS KEVE, T. (1998): *Bevezetés az algológiába*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
78. KUHN, C., DE MATOS VALERIO, A., WARD, N., LOKEN, L., SAWAKUCHI, H. O., KAMPEL, M., BUTMAN, D. (2019). Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. *Remote Sensing of Environment*, 224, 104-118.
79. KUMAR, K. S., DAHMS, H. U., LEE, J. S., KIM, H. C., LEE, W. C., SHIN, K. H. (2014). Algal photosynthetic responses to toxic metals and herbicides assessed by chlorophyll a fluorescence. *Ecotoxicology and environmental safety*, 104, 51-71.
80. KUTICS, K.; KRAVINSZKAJA, G. (2020): Lake Balaton hydrology and climate change. *Ecocycles*, 6.1: 88-97.
81. KWON, Y. S., PYO, J., KWON, Y. H., DUAN, H., CHO, K. H., PARK, Y. (2020). Drone-based hyperspectral remote sensing of cyanobacteria using vertical cumulative pigment concentration in a deep reservoir. *Remote Sensing of Environment*, 236, 111517.
82. LAMBERT, M. J., TRAORÉ, P. C. S., BLAES, X., BARET, P., DEFOURNY, P. (2018). Estimating smallholder crops production at village level from Sentinel-2 time series in Mali's cotton belt. *Remote Sensing of Environment*, 216, 647-657.
83. LE, C., HU, C., CANNIZZARO, J., ENGLISH, D., MULLER-KARGER, F., LEE, Z. (2013). Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. *Remote Sensing of Environment*, 129, 75-89.
84. LÉBOULANGER, 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>
85. 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/10.1364/AO.18.001732>
86. LEWIS Jr, W. M., WURTSBAUGH, W. A., PAERL, H. W. (2011): Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environmental science & technology*, 45(24), 10300-10305.
87. LI, J., MA, R., XUE, K., ZHANG, Y., LOISELLE, S. (2018). A remote sensing algorithm of column-integrated algal biomass covering algal bloom conditions in a shallow Eutrophic Lake. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7(12), 466.
88. LI, S., SONG, K., WANG, S., LIU, G., WEN, Z., SHANG, Y., MU, G. (2021). Quantification of chlorophyll-a in typical lakes across China using Sentinel-2 MSI imagery with machine learning algorithm. *Science of The Total Environment*, 146271.
89. LI, Y., ZHANG, L. F., HUANG, C. P., WANG, J. N., CEN, Y. (2016). Monitor of cyanobacteria bloom in Lake Taihu from 2001 to 2013 based on MODIS temporal spectral data. *Guang pu xue yu guang pu fen xi= Guang pu*, 36(5), 1406-1411.
90. LIANG, Q., ZHANG, Y., MA, R., LOISELLE, S., LI, J., HU, M. (2017). A MODIS-based novel method to distinguish surface cyanobacterial scums and aquatic macrophytes in Lake Taihu. *Remote Sensing*, 9(2), 133.
91. LILLESAND, T., KIEFER, R. W., CHIPMAN, J. (2015). Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons. 7th edition
92. LIU, S., ZHANG, C., ZHANG, Y., WANG, T., ZHAO, A., ZHOU, T., JIA, X. (2017). Miniaturized spectral imaging for environment surveillance based on UAV platform. In *AOPC 2017: Optical Spectroscopy and Imaging* (Vol. 10461, p. 104611K). International Society for Optics and Photonics.
93. LIU, X., ZHANG, Y., SHI, K., ZHOU, Y., TANG, X., ZHU, QIN, B. (2015). Mapping aquatic vegetation in a large, shallow eutrophic lake: A frequency-based approach using multiple years of MODIS data. *Remote Sensing*, 7(8), 10295-10320.
94. LUO, L., WANG, X., GUO, H., LASAPONARA, R., ZONG, X., MASINI, N., TARIQ, S. (2019): Airborne and spaceborne remote sensing for archaeological and cultural heritage

- applications: A review of the century (1907–2017). *Remote sensing of environment*, 232, 111280.
95. 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](https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.013)
96. MARAVILLA, R. M. G., QUINALAYO, J. P., BLANCO, A. C., CANDIDO, C. G., GUBATANGA, E. V., TICMAN, K. D. V. (2019). Estimation of Chlorophyll-A Concentration in Sampaloc Lake Using Uas Multispectral Remote Sensing and Regression Analysis. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42, 297-303.
97. MCCORMICK, P. V., CAIRNS, J. (1994): Algae as indicators of environmental change. *Journal of applied phycology*, 6(5-6), 509-526.
98. MISHRA, S., MISHRA, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394-406.
99. MOLLAE, S. (2018). Estimation of phytoplankton chlorophyll-a concentration in the western basin of Lake Erie using Sentinel-2 and Sentinel-3 data (Master's thesis, University of Waterloo)
100. MOORE, J. W., SCHINDLER, D. E. (2008). Biotic disturbance and benthic community dynamics in salmon-bearing streams. *Journal of Animal Ecology*, 77(2), 275-284.
101. MOSES, W. J., GITELSON, A. A., BERDNIKOV, S., SAPRYGIN, V., POVAZHNYI, V. (2012). Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters—The Azov Sea case study. *Remote Sensing of Environment*, 121, 118-124.
102. MÓZES, A., PRÉSING, M., VÖRÖS, L. (2006): Seasonal dynamics of picocyanobacteria and picoeukaryotes in a large shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *International Review of Hydrobiology*, 91(1), 38–50.

103. NGO, A. S. K., DESINGCO, J. D. B., CORDEL II, M. O., UY, R. L., ONG, P. M. B., PUNZALAN, E. R., ILAO, J. P. Determining the Correlation Between Concentration Levels and the Visual Features of Algae in Water Surfaces.
104. OGASHAWARA, I. (2019). The use of Sentinel-3 Imagery to monitor cyanobacterial blooms. *Environments*, 6(6), 60.
105. OGASHAWARA, I., LI, L., MORENO-MADRIÑÁN, M. J. (2016). Slope algorithm to map algal blooms in inland waters for Landsat 8/Operational Land Imager images. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(1), 012005.
106. ORLANDI, M., SILVIO Marzano, F., CIMINI, D. (2018): Remote sensing of water quality indexes from Sentinel-2 imagery: development and validation around Italian river estuaries. *EGUGA*, 19808.
107. ORTENBERG, F. (2011). Hyperspectral Sensor Characteristics. 10.1201/b11222-5.
108. OSE, K., CORPETTI, T., DEMAGISTRI, L. (2016). Multispectral satellite image processing. In *Optical Remote Sensing of Land Surface* (pp. 57-124). Elsevier.
109. PADISÁK, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv Für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beitrage*, 107(4), 563-593.
110. PADISÁK, J. (1998). Sudden and gradual response of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary, Neusiedlersee, Austria/Hungary). *Management of lakes and reservoirs during global change*, pp. 111-125
111. PADISÁK, J., ADRIAN, R., NUSCH, E., GERHARDT, V., BODEMER, U., ZWIRNMANN, E., DIETRICH, P., SOEDER, C.J., TÜMPLING, W, PFITZNER, S., MÜLLER, D., PETER, S., BABENZIEN, H.-D., SASS, H., BITTL, T., KÖHLER, J., KOSCHEL, R., ROSSBERG, R., G-TÓTH, L. (1999). Biomasse und Bioaktivität. *Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung*, 2, 334-367.
112. PAERL, H. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater–marine continuum. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs* (pp. 217-237). *Springer*, New York, NY.
113. PAHLEVAN, N., SMITH, B., SCHALLES, J., BINDING, C., CAO, Z., MA, R., STUMPF, R. (2020). Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and

- Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach. *Remote Sensing of Environment*, 240, 111604.
114. PALMER, S. C., HUNTER, P. D., LANKESTER, T., Hubbard, S., SPYRAKOS, E., TYLER, A. N., TÓTH, V. R. (2015a): Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169.
115. PALMER, S.; ODERMATT, D.; HUNTER, P.; BROCKMANN, C.; PRÉSING, M.; BALTZER, H.; TÓTH, V. (2015b) Satellite remote sensing of phytoplankton phenology in Lake Balaton using 10 years of MERIS observations. *Remote Sensing of Environment* 158 441–452
116. PALMER, S. C., KUTSER, T., HUNTER, P. D. (2015c). Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions.
117. PAPPENFUS, M., SCHAFFER, B., POLLARD, A. I., LOFTIN, K. (2020). Exploring the potential value of satellite remote sensing to monitor chlorophyll-a for US lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(12), 1-22.
118. PARÉSYS, G., RIGART, C., ROUSSEAU, B., WONG, A. W. M., FAN, F., BARBIER, J. P., LAVAUD, J. (2005). Quantitative and qualitative evaluation of phytoplankton communities by trichromatic chlorophyll fluorescence excitation with special focus on cyanobacteria. *Water Research*, 39(5), 911-921.
119. PÁLFFY, K., PRÉSING, M., VÖRÖS, L. (2013). Diversity patterns of trait-based phytoplankton functional groups in two basins of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary) with different trophic state. *Aquatic ecology*, 47(2), 195-210.
120. PELEVIN, V., ZLINSZKY, A., KHIMCHENKO, E., TOTH, V. (2017). Ground truth data on chlorophyll-a, chromophoric dissolved organic matter and suspended sediment concentrations in the upper water layer as obtained by LIF lidar at high spatial resolution. *International journal of remote sensing*, 38(7), 1967-1982.
121. PIRASTEH, S., MOLLAEI, S., FATHOLAH, S. N., LI, J. (2020). Estimation of Phytoplankton Chlorophyll-a Concentrations in the Western Basin of Lake Erie Using Sentinel-2 and Sentinel-3 Data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 46(5), 585-602.

122. 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.
123. PRESING, M., PRESTON, T., TAKATSY A., PROBER, P., KOVACS, A.W., VOROS, L., KENESI, G., KOBOR, I. (2008): Phytoplankton Nitrogen Demand and the Significance of Internal and External Nitrogen Sources in a Large Shallow Lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* 599: 87–95.
124. Qi, L., Hu, C., Duan, H., Barnes, B. B., Ma, R. (2014). An EOF-based algorithm to estimate chlorophyll a concentrations in Taihu Lake from MODIS land-band measurements: Implications for near real-time applications and forecasting models. *Remote Sensing*, 6(11), 10694-10715.
125. QING, S., RUNA, A., SHUN, B., ZHAO, W., BAO, Y., HAO, Y. (2020). Distinguishing and mapping of aquatic vegetations and yellow algae bloom with Landsat satellite data in a complex shallow Lake, China during 1986–2018. *Ecological Indicators*, 112, 106073.
126. RAI, L. C., GAUR, J. P., KUMAR, H. D. (1981): Phycology and heavy-metal pollution. *Biological Reviews*, 56(2), 99-151.
127. RICHARDSON, L. L. (1996). Remote sensing of algal bloom dynamics. *BioScience*, 46(7), 492-501.
128. RIDDICK, C. A. (2016). Remote sensing and bio-geo-optical properties of turbid, productive inland waters: a case study of Lake Balaton.
129. SAITO, Y., TAKANO, K., KOBAYASHI, F., KOBAYASHI, K., PARK, H. D. (2014). Development of a UV laser-induced fluorescence lidar for monitoring blue-green algae in Lake Suwa. *Applied optics*, 53(30), 7030-7036.
130. SAPUTRA, A. N. (2021). Application of Classification Tree Analysis (CTA) to Model the Potential Distribution of Harmful Algal Blooms (HABs). In *The 2nd International Conference on Social Sciences Education (ICSSE 2020)* (pp. 466-472). Atlantis Press.
131. SATHYENDRANATH, S., AIKEN, J., ALVAIN, S., BARLOW, R., BOUMAN, H., BRACHER, A., CLEMENTSON, L. A. (2014): Phytoplankton functional types from Space.

- Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group (IOCCG)*; 15 (pp. 1-156).
International Ocean-Colour Coordinating Group.
132. 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](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3561477.x)
133. SCHOTT, J. R. (2007): *Remote sensing: the image chain approach*. Oxford University Press on Demand.
134. SEN, B., ALP, M. T., SONMEZ, F., KOCER, M. A. T., CANPOLAT, O. (2013). Relationship of algae to water pollution and waste water treatment. Chapter, 14, 335-54.
135. SHANG, S., LEE, Z., LIN, G., HU, C., SHI, L., ZHANG, Y., YAN, J. (2017). Sensing an intense phytoplankton bloom in the western Taiwan Strait from radiometric measurements on a UAV. *Remote Sensing of Environment*, 198, 85-94.
136. SHI, K., ZHANG, Y., ZHOU, Y., LIU, X., ZHU, G., QIN, B., GAO, G. (2017). Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific reports*, 7(1), 1-16.
137. SIGWORTH, E. A. (1957). Control of odor and taste in water supplies. *Journal (American Water Works Association)*, 49(12), 1507-1521.
138. SIMS, S. R. F., PITTMAN, W. C. (2002): U.S. Patent No. 6,347,762. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.
139. SMITH, V. H., SCHINDLER, D. W. (2009): Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in ecology & evolution*, 24(4), 201-207.
140. SOMLYÓDY, L., HERODEK, S., ARADI, C., CLEMENT, A., DÉVAI, G., ISTVÁNOVICS, V., VARGA, G. (1997): Revision of the Lower Kis-Balaton Reservoir. *Synthesis Report, Technical University, Budapest*.
141. STRATOULIAS, D., BALZTER, H., ZLINSZKY, A., TÓTH, V. R. (2018). A comparison of airborne hyperspectral-based classifications of emergent wetland vegetation at Lake Balaton, Hungary. *International Journal of Remote Sensing*, 39(17), 5689-5715.

142. SU, T. C., CHOU, H. T. (2015). Application of multispectral sensors carried on unmanned aerial vehicle (UAV) to trophic state mapping of small reservoirs: A case study of Tain-Pu reservoir in Kinmen, Taiwan. *Remote Sensing*, 7(8), 10078-10097.
143. SVÁB, E., TYLER, A. N., PRESTON, T., PRÉSING, M., BALOGH, K. V. (2005): Characterizing the spectral reflectance of algae in lake waters with high suspended sediment concentrations. *International Journal of Remote Sensing*, 26(5), 919-928.
144. SVÁB, E. (2008). Sekélyvizű tavak vízminőség-vizsgálata, állapotfelmérése műholdas távérzékelés segítségével. (disszertáció)
145. TÓTH, V. (2018): Monitoring Spatial Variability and Temporal Dynamics of Phragmites Using Unmanned Aerial Vehicles. *Frontiers in plant science* 9, 728.
146. TÓTH, V. Z., GRÓSZ, J., LADÁNYI, M., JUNG, A. (2021a). A new lake algae detection method supported by a drone-based multispectral camera. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 26(3), e12377.
147. TÓTH, V. Z., LADÁNYI, M., JUNG, A. (2021b). Adaptation and Validation of a Sentinel-Based Chlorophyll-a Retrieval Software for the Central European Freshwater Lake, Balaton. *PFG–Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science*, 1-10.
148. TULLNER, T., CSERNY, T. (2003): New aspects of lake-level changes: Lake Balaton, Hungary. *Acta Geologica Hungarica*, 46(2), 215-238.
149. TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. (2012): *Limnology*. CRC Press.
150. TYLER, A. N., SVAB, E., PRESTON, T., PRÉSING, M., KOVÁCS, W. A. (2006). Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*, 27(8), 1521-1537.
151. VÁGÓ J.; SERES A.; HEGEDŰS A. (2011a): Alkalmazott térinformatika. Digitális Tankönyvtár
152. VÁGÓ, J.; SERES, A., HEGEDŰS A. (2011b): Alkalmazott térinformatika 2. Digitális Egyetem
153. VAN DER MERWE, D., PRICE, K. P. (2015). Harmful algal bloom characterization at ultra-high spatial and temporal resolution using small unmanned aircraft systems. *Toxins*, 7(4), 1065-1078.

154. VAN DOLAH, F. M. (2005). Effects of harmful algal blooms. *Marine mammal research: conservation beyond crisis* (JE Reynolds III, WF Perrin, RR Reeves, S. Montgomery, and TJ Ragen, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 85-99.
155. VAN DOLAH, F.M. 2000: Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environ. Health Perspect.* 133–141.
156. VAN DOLAH, F.M., RAMSDELL, J.S. 2001. Review and assessment of in vitro detection methods for algal toxins. *J. AOAC Int.* 84, 1617–1625.
157. VANHELLEMONT, Q. (2019). Remote Sensing of Environment Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives. *Remote Sensing of Environment*, 225, 175-192.
158. VANHELLEMONT, Q., RUDDICK, K. (2016, May). Acolite for Sentinel-2: Aquatic applications of MSI imagery. In Proceedings of the 2016 ESA Living Planet Symposium, Prague, Czech Republic (pp. 9-13).
159. VANHELLEMONT, Q., RUDDICK, K. (2018). Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment*, 216, 586-597.
160. VANHELLEMONT, Q., RUDDICK, K. (2021). Atmospheric correction of Sentinel-3/OLCI data for mapping of suspended particulate matter and chlorophyll-a concentration in Belgian turbid coastal waters. *REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT*, 256, 112284.
161. VASAS, G. (2014): Algavirágzások környezetterhelése és toxinjainak variabilitása. MTA doktori értekezés
162. VERŐNÉ WOJTASZEK, M. (2010): Fotointerpretáció és távérzékelés 2., Felvevőrendszerek. Digitális Tankönyvtár
163. VOLTERRA, L., CONTI, M. E. (2000): Algae as biomarkers, bioaccumulators and toxin producers. *International Journal of Environment and Pollution*, 13(1-6), 92-125.
164. VÖRÖS, L., FAAFENG, B. (1997): Lake Balaton Blue-green algae project. Interim report 1996.
165. VÖRÖS, L., GÖDE, P. N. (1993): Long term changes of phytoplankton in Lake Balaton (Hungary). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 25(2), 682-686.

166. WANG, G., LI, J., ZHANG, B., CAI, Z., ZHANG, F., SHEN, Q. (2017). Synthetic aperture radar detection and characteristic analysis of cyanobacterial scum in Lake Taihu. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(1), 012006.
167. WANG, G., LI, J., ZHANG, B., SHEN, Q., ZHANG, F. (2015). Monitoring cyanobacteria-dominant algal blooms in eutrophicated Taihu Lake in China with synthetic aperture radar images. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 33(1), 139-148.
168. WANG, M., SHI, W. (2008). Satellite-observed algae blooms in China's Lake Taihu. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 89(22), 201-202.
169. WANG, M., SHI, W., TANG, J. (2011). Water property monitoring and assessment for China's inland Lake Taihu from MODIS-Aqua measurements. *Remote Sensing of Environment*, 115(3), 841-854.
170. WIELAND, M., MARTINIS, S. (2020). Large-scale surface water change observed by Sentinel-2 during the 2018 drought in Germany. *International Journal of Remote Sensing*, 41(12), 4742-4756.
171. WU, D., LI, R., ZHANG, F., LIU, J. (2019): A review on drone-based harmful algae blooms monitoring. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 211.
172. XU, F., GAO, Z., JIANG, X., NING, J., ZHENG, X., SONG, D., CHEN, M. (2017). Mapping of green tide using true color aerial photographs taken from a unmanned aerial vehicle. In *Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability XIV* (Vol. 10405, p. 104050M). International Society for Optics and Photonics.
173. XU, F., GAO, Z., JIANG, X., SHANG, W., NING, J., SONG, D., AI, J. (2018). A UAV and S2A data-based estimation of the initial biomass of green algae in the South Yellow Sea. *Marine pollution bulletin*, 128
174. XUE, K., MA, R., DUAN, H., SHEN, M., BOSS, E., CAO, Z. (2019). Inversion of inherent optical properties in optically complex waters using sentinel-3A/OLCI images: A case study using China's three largest freshwater lakes. *REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT*, 225, 328-346.
175. ZENG, C., XU, H., FISCHER, A. M. (2016). Chlorophyll-a estimation around the Antarctica peninsula using satellite algorithms: hints from field water leaving reflectance. *Sensors*, 16, 2075.

176. ZHANG, Y., LIN, S., QIAN, X., WANG, Q. G., QIAN, Y., LIU, J., GE, Y. (2011).
Temporal and spatial variability of chlorophyll a concentration in Lake Taihu using MODIS
time-series data. *Hydrobiologia*, 661(1), 235-250.
177. ZHU, L., SUOMALAINEN, J., LIU, J., HYYPPÄ, J., KAARTINEN, H., HAGGREN, H.
(2018): A review: remote sensing sensors. Multi-purposeful application of geospatial data,
19-42.
178. ZLINSZKY, A., MÜCKE, W., LEHNER, H., BRIESE, C., PFEIFER, N. (2012).
Categorizing wetland vegetation by airborne laser scanning on Lake Balaton and Kis-Balaton,
Hungary. *Remote Sensing*, 4(6), 1617-1650.

1. landscape.satsummit.io:

<https://landscape.satsummit.io/capture/spatial-and-temporal-resolution.html> (megtekintve:
2022.02.28.)

2. dji.com:

[https://dl.djicdn.com/downloads/Mavic_2_Enterprise/20190703/Mavic_2_Enterprise_Series
_User_Manual_EN.pdf](https://dl.djicdn.com/downloads/Mavic_2_Enterprise/20190703/Mavic_2_Enterprise_Series_User_Manual_EN.pdf) (megtekintve: 2020.12.04.)

3. LaQuinta:

<https://www.crop-sensors.com/assets/files/laquinta-multispectral-cropsensor-datasheet-1.pdf>
(megtekintve: 2020.12.07.)

4. Acolite:

<https://odnature.naturalsciences.be/remsem/software-and-data/acolite> (megtekintés: 2020.12.10.)

5. Earthexplorer:

<https://earthexplorer.usgs.gov/> (megtekintve: 2020.12.11.)

6. Copernicus Open Access Hub:

<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> (megtekintve: 2020.12.11.)

7. futas.net:

<https://www.futas.net/gps/gps-koordinatak-atvaltas-konvertalasa.php> (megtekintés: 2020.12.11)

8. QGIS:

<https://qgis.org/hu/site/forusers/download.html> (megtekintve: 2020.12.11.)

9. RStudio:

<https://rstudio.com/products/rstudio/download/> (megtekintve: 2020.12.11)

10. Qmini:

(<https://www.rgb-photonics.com/products/spectrometers/product/qmini/>) (megtekintve: 2020.12.13)

11. IBM SPSS:

<https://www.ibm.com/analytics/spss-statistics-software> (megtekintve: 2020.12.15)

10. MELLÉKLETEK

M1. Drónos mérés előkészületei a Kis-Balatonon



M2. A mérések helyszíne, a Balaton



M3. Helyi mintavétel a Zala-folyó torkolatánál



M4. Táblázat a drónos mérések adatairól

dátum	helyszín	GPS koordináta	csatorna	fényszint	irradiancia (W/n2/nm)	brightness (lux)	gain
2020.09.05	Siófok, Mező u.89	46.88621 N; 18.055548	R	68	0,1729	16401	54
	referenciamérés		G	82	0,1661		
			B	59	0,0852		
			IR	29	0,0490		
2020.06.06	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	R	62	0,0074	528	128
			G	96	0,0058		
			B	44	0,0032		
			IR	21	0,0025		
2020.06.08	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	R	43	0,5655	51308	128
			G	61	0,5700		
			B	30	0,3015		
			IR	16	0,1436		
2020.06.24	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	R	42	0,3990	35983	128
			G	53	0,3998		
			B	44	0,2175		
			IR	27	0,1183		
2020.06.25	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	R	40	0,0421	4362	128
			G	53	0,0484		
			B	40	0,0328		
			IR	20	0,0129		
2020.06.27	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	R	28	0,0241	2851	240
			G	34	0,0316		
			B	23	0,0233		
			IR	14	0,0054		

2020.07.17	Siófok 2.	46.898528 N; 18.003193 E	R	73	0,1315	12639	128
			G	90	0,1404		
			B	59	0,0724		
			IR	53	0,0347		
2020.07.19	Siófok 3.	46.90532 N; 18.03288 E	R	431	0,0431	4382	240
			G	486	0,0486		
			B	252	0,0252		
			IR	140	0,0140		
2020.07.19	Szántód	46.87997 N; 17.900702 E	R	64	0,2483	24406	128
			G	75	0,2711		
			B	50	0,1420		
			IR	32	0,0569		
2020.07.19	Balatonföldvár	46.85373 N; 17.871153 E	R	52	0,0369	4197	144
			G	90	0,0466		
			B	56	0,0284		
			IR	17	0,0126		
2020.07.19	Balatonszárszó	46.829987 N; 17.820473 E	R	55	0,0194	1986	240
			G	70	0,0220		
			B	54	0,0139		
			IR	30	0,0099		
2020.07.19	Balatonszemes	46.809727 N; 17.764353 E	R	85	0,3709	36128	128
			G	99	0,4014		
			B	81	0,2079		
			IR	74	0,0950		
2020.07.19	Balatonlelle	46.805745 N; 17.752800 E	R	82	0,5015	48021	240
			G	85	0,5335		
			B	77	0,2769		
			IR	77	0,1209		
2020.07.19	Fonyód	46.755852 N;	R	77	0,4689	45144	128

		17.576412 E					
			G	87	0,5016		
			B	73	0,2588		
			IR	70	0,1190		
2020.07.19	Balatonfenyves	46.725115 N; 17.513508 E	R	48	0,4483	47473	240
			G	53	0,5274		
			B	49	0,2410		
			IR	47	0,1403		
2020.07.19	Keszthely	46.774873 N; 17.254447 E	R	9	0,3147	30690	128
			G	10	0,3410		
			B	9	0,1762		
			IR	9	0,0852		
2020.07.26	Balatonkenese	47.02565 N; 18.12622 E	R	70	0,0314	3379	184
			G	94	0,0375		
			B	77	0,0263		
			IR	36	0,0089		
2020.07.26	Balatonalmádi	47.054313 N; 18.033027 E	R	24	0,2921	27706	128
			G	33	0,3078		
			B	15	0,1640		
			IR	9	0,0677		
2020.07.26	Balatonfüred	46.924187 N; 17.870893 E	R	11	0,3507	33693	128
			G	18	0,3743		
			B	10	0,1972		
			IR	5	0,0783		
2020.07.26	Tihany	46.888788 N; 17.892892 E	R	40	0,5080	49216	128
			G	49	0,5468		
			B	37	0,2865		
			IR	23	0,1210		
2020.07.26	Révfülp	46.82885 N; 17.644872 E	R	27	0,7271	69029	128

			G	43	0,7669		
			B	22	0,3888		
			IR	9	0,1743		
2020.07.26	Balatonrendes	46.820928 N; 17.5964 E	R	45	0,5247	48939	128
			G	49	0,5437		
			B	36	0,2604		
			IR	32	0,1545		
2020.07.26	Szigliget	46.785032 N; 17.444505 E	R	42	0,1165	9662	12
			G	50	0,1073		
			B	40	0,0447		
			IR	24	0,0388		
2020.08.19	Kis-Balaton 1.	46.634255 N; 17.172785 E	R	78	0,0665	7233	240
			G	126	0,0803		
			B	82	0,0493		
			IR	43	0,0163		
2020.08.19	Kis-Balaton 2.	46.632733 N; 17.174728 E	R	58	0,0338	3082	128
			G	72	0,0342		
			B	51	0,0190		
			IR	27	0,0090		
2020.08.19	Kis-Balaton 3.	46.63261 N; 17.174368 E	R	29	0,1254	10546	128
			G	43	0,1171		
			B	20	0,0631		
			IR	12	0,0391		
2020.08.19	Kis-Balaton 4.	46.632847 N; 17.17504 E	R	61	0,1393	13490	128
			G	94	0,1498		
			B	42	0,0816		
			IR	23	0,0325		
2020.08.19	Kis-Balaton 5.	46.632432 N; 17.174712 E	R	28	0,0899	9286	128
			G	44	0,1031		

			B	23	0,0606		
			IR	11	0,0202		
2020.08.19	Zala torkolat 1.	46.701118 N; 17.257272 E	R	17	0,3126	28419	128
			G	22	0,3157		
			B	14	0,1670		
			IR	10	0,0823		
2020.08.19	Zala torkolat 2.	46.70157 N; 17.257625 E	R	69	0,1451	14830	128
			G	91	0,1647		
			B	64	0,0927		
			IR	31	0,0404		
2020.08.19	Zala torkolat 3.	46.700802 N; 17.25708 E	R	41	0,3955	36253	128
			G	53	0,4028		
			B	32	0,2066		
			IR	18	0,1055		
2020.08.19	Zala torkolat 4.	46.70057 N; 17.25686 E	R	46	0,4987	48371	128
			G	58	0,5374		
			B	32	0,2714		
			IR	18	0,1304		
2020.08.19	Zala torkolat 5.	46.700338 N; 17.25661 E	R	19	0,3695	60363	128
			G	24	0,3910		
			B	15	0,1908		
			IR	11	0,1123		
2020.08.19	Zala torkolat 6.	46.700338 N; 17.25661 E	R	61	0,2591	24710	128
			G	79	0,2745		
			B	46	0,1416		
			IR	38	0,0759		

M5. Táblázat a laboratóriumi mérések adatairól

dátum	helyszín	GPS koordináta	klorofill-a (µg/l)
2020.06.06	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	17,8
2020.06.08	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	13,5
2020.06.24	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	11,2
2020.06.25	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	16,7
2020.06.27	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	18,3
2020.07.17	Siófok 2.	46.898528 N; 18.003193 E	22,5
2020.07.19	Siófok 3.	46.90532 N; 18.03288 E	35,7
2020.07.19	Szántód	46.87997 N; 17.900702 E	46,5
2020.07.19	Balatonföldvár	46.85373 N; 17.871153 E	39,7
2020.07.19	Balatonszárszó	46.829987 N; 17.820473 E	49,8
2020.07.19	Balatonszemes	46.809727 N; 17.764353 E	54,2
2020.07.19	Balatonlelle	46.805745 N; 17.752800 E	48,8
2020.07.19	Fonyód	46.755852 N; 17.576412 E	44,1
2020.07.19	Balatonfenyves	46.725115 N; 17.513508 E	52,5
2020.07.19	Keszthely	46.774873 N; 17.254447 E	62,3
2020.07.26	Balatonkenese	47.02565 N; 18.12622 E	18,7
2020.07.26	Balatonalmádi	47.054313 N; 18.033027 E	16,5
2020.07.26	Balatonfüred	46.924187 N; 17.870893 E	17,1
2020.07.26	Tihany	46.888788 N; 17.892892 E	20,2
2020.07.26	Révfülöp	46.82885 N; 17.644872 E	11,9
2020.07.26	Balatonrendes	46.820928 N; 17.5964 E	17,5
2020.07.26	Szigliget	46.785032 N; 17.444505 E	24,3
2020.08.19	Kis-Balaton 1.	46.634255 N; 17.172785 E	652,6
2020.08.19	Kis-Balaton 2.	46.632733 N; 17.174728 E	95,7
2020.08.19	Kis-Balaton 3.	46.63261 N; 17.174368 E	75,8
2020.08.19	Kis-Balaton 4.	46.632847 N; 17.17504 E	89,4
2020.08.19	Kis-Balaton 5.	46.632432 N; 17.174712 E	71,2
2020.08.19	Zala torkolat 1.	46.701118 N; 17.257272 E	55,8
2020.08.19	Zala torkolat 2.	46.70157 N; 17.257625 E	61,3

2020.08.19	Zala torkolat 3.	46.700802 N; 17.25708 E	41,8
2020.08.19	Zala torkolat 4.	46.70057 N; 17.25686 E	53,5
2020.08.19	Zala torkolat 5.	46.700338 N; 17.25661 E	58,9
2020.08.19	Zala torkolat 6.	46.700338 N; 17.25661 E	42,5

M6. Táblázat a műholdas mérések adatairól

dátum	helyszí n	GPS koordináta	klorofill-a (µg/l) Sentinel-2, chl_oc2	klorofill-a (µg/l) Sentinel-2, chl_re_gons	klorofill-a (µg/l) Sentinel-2, chl_re_mishra	klorofill-a (µg/l) Sentinel-2, chl_re_moses3 B
2020.06.23	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	3,6	1,8	11,8	13,1
2020.06.23	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	3,6	1,8	11,8	13,1
2020.06.28	Siófok 1.	46.914575 N; 18.062065 E	3,9	3,5	13,4	20,6
2020.07.21	Siófok 2.	46.898528 N; 18.003193 E	6,5	5,1	16,4	18,8
2020.07.21	Siófok 3.	46.90532 N; 18.03288 E	5,9	7,6	9,5	7,2
2020.07.21	Szántód	46.87997 N; 17.900702 E	12,9	6,8	7,5	7,9
2020.07.21	Balaton-földvár	46.85373 N; 17.871153 E	13,6	9,9	13,3	12,9
2020.07.21	Balaton-szárszó	46.829987 N; 17.820473 E	16,3	10,9	17,3	10,8
2020.07.21	Balaton-szemes	46.809727 N; 17.764353 E	19,6	13,5	11,8	15,6
2020.07.21	Balaton-lelle	46.805745 N; 17.752800 E	9,0	7,4	9,4	17,9
2020.07.21	Fonyód	46.755852 N; 17.576412 E	9,1	14,7	14,1	17,7
2020.07.21	Balaton-fenyves	46.725115 N; 17.513508 E	13,9	16,9	17,6	23,8
2020.07.21	Keszthely	46.774873 N; 17.254447 E	25,7	14,27	11,8	15,1
2020.07.26	Balatonkenese	47.02565 N; 18.12622 E	8,2	NA	NA	NA
2020.07.26	Balatonalmádi	47.054313 N; 18.033027 E	2,8	NA	NA	NA
2020.07.26	Balatonfüred	46.924187 N; 17.870893 E	3,5	NA	NA	NA

2020.07.26	Tihany	46.888788 N; 17.892892 E	6,1	NA	NA	NA
2020.07.26	Révfü- löp	46.82885 N; 17.644872 E	6,6	NA	NA	NA
2020.07.26	Balaton- rendes	46.820928 N; 17.5964 E	6,8	NA	NA	NA
2020.07.26	Szigli- get	46.785032 N; 17.444505 E	11,3	NA	NA	NA
2020.08.20	Kis- Balaton 1.	46.634255 N; 17.172785 E	140,9	264	45,5	153,8
2020.08.20	Kis- Balaton 2.	46.632733 N; 17.174728 E	130,1	101,6	94,1	158,4
2020.08.20	Kis- Balaton 3.	46.63261 N; 17.174368 E	104,7	77,5	93,6	117,5
2020.08.20	Kis- Balaton 4.	46.632847 N; 17.17504 E	123,3	87,2	89,1	113,1
2020.08.20	Kis- Balaton 5.	46.632432 N; 17.174712 E	108,6	68,9	90,7	119,0
2020.08.20	Zala- torkolat 1.	46.701118 N; 17.257272 E	58,9	56,6	22,3	45,7
2020.08.20	Zala- torkolat 2.	46.70157 N; 17.257625 E	55,6	57,2	17,8	43,0
2020.08.20	Zala - torkolat 3.	46.700802 N; 17.25708 E	48,9	39,98	15,6	51,8
2020.08.20	Zala- torkolat 4.	46.70057 N; 17.25686 E	53,1	51,7	21	60,9
2020.08.20	Zala- torkolat 5.	46.700338 N; 17.25661 E	59,7	59,8	19	54,6
2020.08.20	Zala- torkolat 6.	46.700338 N; 17.25661 E	39,8	45,1	19,9	45,7

M7. A LaQuinta multispektrális kamera általános beállítások panelja

(A másodpercenként készítenő képek és az expozíciós idő beállításának lehetősége)



M8. Az IBM SPSS program a betáplált adatsor egy részletével

(Drónnal végzett mérések eredményei és a laboratóriumi eredmények)

drontablazat.sav [DataSet1] - IBM SPSS Statistics Data Editor

File Edit View Data Transform Analyze Graphs Utilities Extensions Window Help

	rbg	llbg	ibg	mir	llnir	inir	lab	cn
1	15,90	11,50	13,80	15,90	10,20	16,90	17,80	1,00
2	17,10	12,30	13,20	17,40	11,20	12,70	13,50	2,00
3	28,80	20,80	13,60	30,10	19,30	14,80	11,20	3,00
4	26,20	18,90	16,90	23,40	15,00	15,30	16,70	4,00
5	23,50	16,90	18,40	18,80	15,00	11,20	18,30	5,00
6	22,80	16,40	12,90	34,00	21,80	13,20	22,50	6,00
7	36,00	31,10	41,50	22,80	19,50	52,00	35,70	7,00
8	46,30	40,00	41,90	35,20	30,00	36,70	46,50	8,00
9	43,20	37,30	48,80	23,00	19,60	54,60	39,70	9,00
10	53,60	46,30	50,50	38,40	32,70	81,60	49,80	10,00

M9. Az elsőfokú egyenletek és megoldásaik

(A drónnal történt mérés eredményeinek korrekciójához szükséges értékek minimumának és maximumának meghatározása)

elsőfokú egyenlet	megoldás
$X=35.7/0.52$	68,65384615
$X=46.5/0.67$	69,40298507
$X=39.7/0.62$	64,03225806
$X=49.8/0.77$	64,67532468
$X=54.2/0.82$	66,09756098
$X=48.8/0.91$	53,62637363
$X=44.1/0.84$	52,5
$X=52.5/0.92$	57,06521739
$X=62.3/0.9$	69,22222222
	átlag
	62,80842091
	minimum
	52,5
	maximum
	69,40298507

M10. Az algoritmusalkotáshoz alkalmazott korrekciós értékek számítása

(A drónnal végzett mérések és laboratóriumi eredmények átlagos eltérése és az eltérés abszolút értéke)

átlagos eltérés	abszolút érték	X
0,000215002	0,000215002	62,2095
-0,000481998	0,000481998	62,2094
0,000912002	0,000912002	62,2096
-0,001178998	0,001178998	62,2093
0,001609002	0,001609002	62,2097
-0,001875998	0,001875998	62,2092

M11. A shapefile attribútum táblázata

(Műholdfelvételek zonális statisztikájának adatai, az átlagos, minimum és maximum klorofill-a értéke)

	id	▲	_mean	_min	_max
1	1		19,10341845966...	7,190601348876...	50,20791244506...
2	2		20,80113106320...	1,6050865650177	46,29045486450...
3	3		18,58672588202...	4,011494636535...	38,46442794799...
4	4		21,32205792944...	2,800821304321...	290,0162658691...
5	5		12,93659720101...	3,34880256652832	56,49551010131...
6	6		12,77727918250...	0,950113296508...	582,2001953125
7	7		6,142758401353...	1,883906245231...	21,78661918640...
8	8		5,259938451897...	1,797381997108...	24,05407905578...

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőmnek, **Dr. Jung Andrásnak**, aki doktori munkámat lehetővé tette és támogatta nem csupán szakmailag, hanem mérési eszközökkel és útmutatással is.

Köszönöm **Dr. Tóth Viktornak**, az MTA Balatoni Limnológiai Intézet tudományos főmunkatársának, aki elindította érdeklődésemet az Acolite program használata iránt és megmutatta annak kezelését.

Köszönettel tartozom **Dr. Kovács Attilának**, az MTA Balatoni Limnológiai Intézet tudományos fűmunkatársának a spektrális könyvtár létrehozásában nyújtott segítségért.

Hálás vagyok **Igno Breukersnek** és **Rene Damennek**, a DB2Vision ügyvezető igazgatóinak és alapítóinak a LaQuinta multispektrális kamera használatának, beállításainak elsajátításában nyújtott értékes segítségükért.

Köszönöm **Kiss Keve Tihamérnak**, a Magyar Tudományos Akadémia doktorának és a Magyar Algológiai Társaság elnökének az algákkal kapcsolatos információit, algákkal kapcsolatos tapasztalatainak megosztását.

Köszönettel tartozom **Grósz Jánosnak**, a Szent István Egyetem PhD hallgatójának, amiért elvégezte a validáláshoz szükséges laboratóriumi klorofill-a meghatározást.

Hálával tartozom az MTA-BME Vízgazdálkodási Kutatócsoportjának, személy szerint **Istvánovics Verának** és **Honti Márknak** a koordináták alapján történő reflektanciaértékek kinyerésére létrehozott script megírásáért.

Kiemelten hálás vagyok **Dr. Ladányi Mártának**, a Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem Biometria és Agrárinformatika Tanszék vezetőjének az adatfeldolgozásban, statisztikában és analízisben nyújtott értékes segítségéért.

Végül hálásan köszönöm családomnak az érzelmi és anyagi támogatást, mely lehetővé tette kutatásom létrejöttét. Külön köszönöm bátyámnak, **Tóth Kristófnak**, aki informatikai képzettségét felhasználva segítségemre volt az algoritmusok megalkotásában.