



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**A VÍZMINŐSÉG MONITOROZÁSA A FÉNY  
SPEKTRÁLIS TULAJDONSÁGAINAK  
FELHASZNÁLÁSÁVAL**

Doktori (PhD) értekezés

Barczy András

DOI: 10.54598/003700

Gödöllő

2023

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Műszaki Tudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Műszaki tudományok

**vezetője:** Prof. Dr. Kalácska Gábor  
egyetemi tanár, DSc  
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem  
Műszaki Intézet

**témavezető:** Dr. Géczi Gábor  
habilitált egyetemi docens, PhD  
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem  
Környezettudományi Intézet

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezető jóváhagyása

# Tartalomjegyzék

<b>1.</b>	<b>Bevezetés.....</b>	<b>11</b>
1.1.	A téma időszerűsége.....	12
1.2.	Célkitűzések .....	15
<b>2.</b>	<b>Szakirodalmi áttekintés.....</b>	<b>17</b>
2.1.	A vízminőség.....	17
2.1.1.	Az élővizek.....	18
2.1.2.	A szennyvíz .....	20
2.1.3.	Vízben élő indikátor szervezetek, algák.....	28
2.2.	A fény .....	31
2.2.1.	A fény fizikai tulajdonságai.....	32
2.2.2.	A színelmélet .....	33
2.2.3.	A fény- és színérzékelés .....	35
2.2.4.	A digitális képalkotás technológiája.....	43
2.3.	A távérzékelés .....	45
2.3.1.	A távérzékelés ismert, bizonytalanságot okozó tényezői.....	47
2.3.2.	A távérzékelés környezetvédelemben betöltött szerepe .....	49
2.3.3.	Alacsony magasságú távérzékelés és a pilóta nélküli légi járművek .....	56
<b>3.</b>	<b>Anyag és módszer .....</b>	<b>59</b>
3.1.	NIX Color Pro, NIX Color Sensor Pro.....	59
3.2.	DJI AIR S2 .....	62
3.3.	További képalkotó eszközök .....	64
3.3.1.	SJCAM 4000 .....	64
3.3.2.	Canon 6D.....	65
3.3.3.	iPhone SE .....	65
3.3.4.	Xiaomi Mi 8 .....	66
3.4.	További mérőeszközök.....	66
3.4.1.	Exact iDip.....	66
3.4.2.	Meteorológiai paraméterek mérése .....	67
3.5.	Akkreditált laboratóriumok .....	68
3.6.	A mintázás és a mérési folyamatok bemutatása.....	68
3.6.1.	A vízminták gyűjtése, feldolgozása.....	68
3.6.2.	A minták tárolása, megsemmisítése .....	69

3.7.	A mérések során használt szoftverek, metódusok .....	69
3.7.1.	Adobe Photoshop, Adobe Lightroom .....	69
3.7.2.	Microsoft Excel .....	70
3.7.3.	NIX Color Pro APP .....	71
3.8.	További pilóta nélküli légi járművek .....	72
3.9.	Mérési helyszínek .....	72
3.9.1.	Párhuzamos bioreaktorok .....	72
3.9.2.	Az isaszegi tórendszer 4. számú nevelőtava .....	74
3.9.3.	A gödöllői szennyvíztelep és annak anoxikus reaktora .....	75
3.9.4.	Validálásra használt további helyszínek .....	77
3.10.	Vizsgálati folyamatára .....	77
<b>4.</b>	<b>Eredmények és azok megbeszélése .....</b>	<b>79</b>
4.1.	A víz színezete és a TN tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei .....	79
4.2.	A víz színezete és a PO <sub>4</sub> tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei .....	85
4.3.	A szennyvíztelep anoxikus reaktorában lévő szennyvíz színérzékelése távérzékelés segítségével .....	91
4.4.	Pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett hullámok okozta bizonytalanság .....	95
4.5.	A pilóta nélküli légi járművek magasság általi feltételezett színérzékelés torzulásának vizsgálata .....	101
4.6.	További 8-bites CMOS érzékelőkkel rendelkező képrögzítők vizsgálata és kiértékelése a színhelyesség és színpontosság szempontjából .....	104
<b>5.</b>	<b>Következtetések és a javaslatok .....</b>	<b>109</b>
5.1.	Víztestek össznitrogén koncentrációjának a becslése .....	109
5.2.	Víztestek foszfátion koncentrációjának a becslése .....	110
5.3.	Anoxikus szennyvízreaktorok foszfátion koncentrációjának a becslése .....	111
5.4.	Pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett légmozgás okozta bizonytalanság becslése .....	112
5.5.	Pilóta nélküli légi járművek magasság által feltételezett bizonytalanság becslése .....	113
5.6.	További 8 bites CMOS érzékelővel ellátott képrögzítő eszközök vizsgálata, színmérés lehetőségének vizsgálata .....	114
<b>6.</b>	<b>Új tudományos eredmények .....</b>	<b>115</b>
<b>7.</b>	<b>Összefoglalás .....</b>	<b>119</b>
<b>8.</b>	<b>Mellékletek .....</b>	<b>121</b>
M1.	Irodalomjegyzék .....	121
M2.	Mellékletek .....	134

# Ábrajegyzék

1. ábra: A gödöllői szennyvíztelep részletének látképe. ....	23
2. ábra: A növénygyökérzet mennyisége eltörpül a mesterséges hordozók mennyisége mellett..	25
3. ábra: Az FCR rendszer hordozói, illetve a már előre telepített növényzet. ....	26
4. ábra: A hibrid prototípus egyik eleme, felszerelt hordozók nélkül. ....	27
5. ábra: Az algapopuláció röntgennel megvilágított multispektrofotográf felvétele. ....	28
6. ábra: Az elektromágneses spektrum.....	32
7. ábra: A Goethe által rajzolt színekör.....	34
8. ábra: Az emberi szemben lévő csapok stimulálódási görbéi.....	36
9. ábra: A színek telítettségének példái. ....	37
10. ábra: A Maxwell háromszög. ....	38
11. ábra: Az Adobe RGB és az sRGB színtere ábrázolva a CIE patkódiagramon. ....	40
12. ábra: A CIE patkódiagram.....	41
13. ábra: A patkódiagram x, y síkját metsző, és arra merőleges Y koordináta, ami a világosságérzettel van összefüggésben. ....	42
14. ábra: A CIELAB színtér ábrázolása. ....	42
15. ábra: A bitmélységek monokromatikus prezentálása. ....	44
16. ábra: A közvetlen napfény százalékos szóródása a hullámhosszak függvényében.....	48
17. ábra: A pankromatikus képalkotás összetevői, a látható tartományok, illetve a közeli infravörös. ....	50
18. ábra: A klorofill-a és klorofill-b fényelnyelési csúcsai. ....	54
19. ábra: A MATE szemináriumi épülete „infrafotózással”. Látható, hogy a napsütéstől visszaverődő fénytartomány „kiég” a szenzoron. ....	55
20. ábra: A Quercus douglasii, Zea mays, Quercus wislizeni, Pinus ponderosa reflektancia görbéi .....	55
21. ábra: A NIX Color Pro talajszín vizsgálat közben. ....	60
22. ábra: A zavarófény teszten mért eredmény mobil-applikációs megjelenítése. ....	61
23. ábra: DJI Air S2 drón. ....	63
24. ábra: SJCAM4000.....	64
25. ábra: Az eXact iDip műszerhez tartozó tesztcsíkok. ....	67
26. ábra: A bal oldali képen a tó fényképe látható, a jobb oldali képen pedig a tó poligonnal történő körbe jelölése utáni átlagszínnel történt kitöltés. ....	70

27. ábra: A NIX Color Pro APP használat közben. ....	72
28. ábra: A bioreaktorok és kitettségek.....	73
29. ábra: Az 1. számú kísérleti reaktor. ....	74
30. ábra: A 4. számú nevelő a környezetben.....	74
31. ábra: A tófenék alakja 3D műszaki ábrázolással.....	75
32. ábra: A gödöllői szennyvíztelep, háttérben az isaszegi tórendszer .....	76
33. ábra: A gödöllői szennyvíztelep anoxikus (fenn) és aerob (lenn) reaktorai.....	76
34. ábra: A vizsgálati folyamatábra.....	77
35. ábra: A hőmérsékleti értékek alakulása a két bioreaktorban.....	80
36. ábra: A kísérleti reaktor hőmérséklete és TN tartalmának megjelenítése.....	80
37. ábra: A hőmérsékleti értékek és a TN koncentráció bemutatása, illetve a hőmérsékleti értékek és a színsávok bemutatása .....	81
38. ábra: A TN koncentráció és az RGB szintér megjelenítése a kísérleti reaktorban. ....	81
39. ábra: TN koncentráció és az RGB szintér B-sáv megjelenítése a kísérleti reaktorban .....	82
40. ábra: A TN koncentráció és RGB szintér B-sáv megjelenítése a kontrol reaktorban. ....	82
41. ábra: Mindkét reaktor mért TN értékei az RGB szintér B sávjának függvényében az identifikációhoz.....	83
42. ábra: A TN számított értékei ábrázolása a mért TN értékek függvényében, illetve a validációs adatok. ....	84
43. ábra: A két bioreaktor napi átlaghőmérsékletének megjelenítése.....	85
44. ábra: A hőmérsékleti értékek és a PO <sub>4</sub> koncentráció összehasonlítása a kísérleti (PO <sub>4</sub> ) és a kontrol (PO <sub>4_2</sub> ) reaktor ábrázolásával. ....	86
45. ábra: A hőmérsékleti értékek és az RGB szintér összehasonlítása a kísérleti reaktorban.....	86
46. ábra: A kísérleti reaktor PO <sub>4</sub> mért koncentrációja és az RGB szintér mért értékei. ....	87
47. ábra: A kísérleti reaktor mért PO <sub>4</sub> értékei és az RGB szintér G sávja. ....	87
48. ábra: A kontrol reaktor mért PO <sub>4</sub> értékei és az RGB szintér G sávja.....	88
49. ábra: A PO <sub>4</sub> értékek ábrázolása az RGB szintér G sávjának függvényében, mindkét reaktor mért adataival .....	88
50. ábra: A kontrol reaktor mért PO <sub>4</sub> értékek ábrázolása a G-sáv függvényében.....	89
51. ábra: A PO <sub>4</sub> számított értékei ábrázolása a mért PO <sub>4</sub> értékek függvényében, illetve a validációs adatok, 1 mg/l alatti tartományban.....	90
52. ábra: A bal oldali kísérleti reaktor vízszínezete jóval zöldesebb (szabad szemmel is láthatóan), mint a jobb oldali referencia reaktor vízszínezete.....	91

53. ábra: A gödöllői szennyvíztelep anoxikus reaktorának fényképe és átlagolt színelemzése. ..	92
54. ábra: A mérések PO <sub>4</sub> és L értékei.....	93
55. ábra: A mért PO <sub>4</sub> értékek ábrázolása a CieLAB színtér L sávjának függvényében. ....	94
56. ábra: A számított PO <sub>4</sub> értékek ábrázolása a mért PO <sub>4</sub> értékek függvényében, illetve a validáló értékek. ....	95
57. ábra: A medencébe helyezett szélességmérő, DJI AIR S2 drón által készített nadír fényképe 2 méter magasságról.....	96
58. ábra: A C1 típusú pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által generált légmozgás sebességének bemutatása magasságonként. ....	97
59. ábra: Az L értékek változása a magasság függvényében. ....	98
60. ábra: A CieLAB értékek ábrázolása a magasság függvényében: az L érték csökkenése, a trendvonalak meredekségével ábrázolva, továbbá szaggatott vonallal a nyugalmi helyzetek bemutatása.....	99
61. ábra: Drónfelvételek a 4. számú nevelőtóról 10-120 m magasságig, 10 méteres emelkedő magasságlépcsővel. ....	102
62. ábra: A hat mérés CieLAB – AB értékeinek ábrázolása koordináta rendszerben (A=Y, B=X), szűkített tartományban. ....	103
63. ábra: Az első mérés értékei koordináta rendszerben ábrázolva, valós értéktartományban (A=Y, B=X).....	104
64. ábra: Az 1-es, a 4-es, a 9-es és a 11-es számú mérések CieLAB – AB ábrázolása (A=Y, B=X). ....	105
65. ábra: Néhány kiemelt ábra a képrögzítővel mért LAB értékek a referencia értékek függvényében. ....	106
66. ábra: A mért CieLAB „L” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a Canon 6D géptípus esetében, illetve a validáló értékek. ....	107
67. ábra: A mért CieLAB „A” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a DJI Air S2 géptípus esetében, illetve a validáló értékek. ....	107
68. ábra: A mért CieLAB „B” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a DJI Air S2 géptípus esetében, illetve a validáló értékek. ....	107
69. ábra: A kísérleti reaktor mért TN értékei az RGB színtér B sávjának függvényében.....	134
70. ábra: A kontrol reaktor mért TN értékei az RGB színtér B sávjának függvényében.....	134
71. ábra: A kísérleti reaktor PO <sub>4</sub> értékei ábrázolva az RGB színtér G sávjának függvényében .	138





## Táblázatjegyzék

1. táblázat: A színínger mérésakor meghatározott monokromatikus sugárzások színínger neve, jele, hullámhossza és fénysűrűsége.....	39
2. táblázat: A 38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet szerinti pilóta nélküli léggépjármű kategóriák.....	57
3. táblázat: Az EASA kockázati meghatározása. ....	58
4. táblázat: Az EASA civil drón kategóriái.....	58
5. táblázat: Zavarófény teszt, különböző színhőmérsékletű zavarókkal. ....	61
6. táblázat: A korrelációkeresés eredményei TN és szintér között mind a két kísérleti reaktorban. .....	81
7. táblázat: A korrelációkeresés eredményei PO <sub>4</sub> és szintér között mind a két kísérleti reaktorban. .....	87
8. táblázat: A mért PO <sub>4</sub> és az RGB szintér korrelációs összefüggései. ....	93
9. táblázat: A mért PO <sub>4</sub> és az CieLAB szintér korrelációs összefüggései.....	93
10. táblázat: Mért értékek korrekciós egyenletei a nyugalmi értékek meghatározására a magasság függvényében. ....	100
11. táblázat: A mérésstartományi hibakeresések átlagos, minimum és maximum értékei.....	103
12. táblázat: Az eszközökre számított színsávonkénti korrekciós egyenletei, illetve R <sup>2</sup> értéke. (Referencia: NIX Color Pro).....	106
13. táblázat: Az élővizek jó ökológiai állapotára vonatkozó határértékek Forrás: 10/2010 (VIII.18) VM rendelet 2. melléklet.....	135
14. táblázat : Az élővizek jó ökológiai állapotára vonatkozó határértékek Forrás: 10/2010 (VIII.18) VM rendelet 3. melléklet.....	136
15. táblázat: Algacsoportok vizsgálata.....	137
16. táblázat: A hármas számú mérési és átlagolási eredményeket (1 méteres magasságban rögzítve) .....	138
17. táblázat: A hetes számú mérési és átlagolási eredmények .....	139

## Rövidítésjegyzék

CIE –	Commission internationale de l'éclairage – Nemzetközi Világítástechnikai Bizottságot
CMOS –	Complementary Metal-Oxide Semiconductor – komplementer fém-oxid félvezető
CMYK –	Cyan, Magenta, Yellow, Key – Cián, Magenta, Sárga, Kulcs
DNG –	Digital Negative – Digitális negatív fájl
DSLR –	Digital Single-Lens Reflex – Digitális tükörreflexes fényképezőgép
EASA –	European Union Aviation Safety Agency – Európai Repülésbiztonsági Ügynökség
FCR –	Food Chain Reactor
GIS –	Geographic Information System – Földrajzi információs rendszer
GNSS –	Global Navigation Satellite System – globális műholdas navigációs rendszer
GOCI –	Geostationary Ocean Color Imager – Geostacionárius Óceán Szín Elemző
GPS –	Global Positioning System – Globális Helymeghatározó Rendszer
HEX –	Hexadecimális (tizenhatos) számrendszer alapú színekódolás
HSL –	Hue, Saturation, Lightness – Árnyalat, Telítettség, Világosság
jpeg –	Joint Photographic Experts Group
LCD –	Liquid Crystal Display – folyadékkristályos kijelző
LIDAR –	Light Detection and Ranging – lézer alapú távérzékelés
LiPo –	Lithium Polymer – Lítium Polimer
LR –	Lightroom (Adobe software)
MBBR –	Moving Bed Biofilm Reactor – Mozgóágyasbiofilm Reaktor
NDVI –	Normalized Difference Vegetation Index – Normalizált Vegetációs Index
NIR –	Near Infrared – Közeli Infravörös
PAR –	Photosynthetically Active Radiation – Fotoszintetikusán aktív sugárzás
PET –	Polyethylene terephthalate – Polietilén-tereftalát
PO <sub>4</sub> –	foszfát, foszfátion

PS –	Photoshop (Adobe software)
RADAR –	Radio Detection and Ranging – rádiólokátor, rádióérzékelés és távmérés
RAW –	Raw Image Format – Kezeletlen Képformátum (összefoglaló név)
RGB –	Red, Green, Blue – Vörös, Zöld, Kék
sRGB –	Standard RGB
SSA –	Sub-Sahara Africa – Fekete Afrika
TN –	Total Nitrogen – Össznitrogén tartalom
TSS –	Total Suspended Solids – Teljes oldott lebegőanyagtartalom
UAV –	Unmanned Aerial Vehicle – Pilóta nélküli légi jármű
UAV-LARS –	Unmanned Aerial Vehicle, Low Altitude Remote Sensing – Pilóta nélküli légi jármű, alacsony magasságú távérzékelés
UCT –	University of Capetown – Fokvárosi Egyetem (szennyvízrecirkulációs eljárás)
UTS –	University of Technology, Sydney – Sydney-i Műszaki Egyetem
WB –	White Balance – Fehéregyensúly



# 1. Bevezetés

*„A legfontosabb kérdés, hogy mit minek a függvényében vizsgálunk.”  
(Dr. Csizmadia Béla)*

Az ember számára a vizek nemcsak az egészség, élelem, jövedelem és energia forrását, a jelentős közlekedési útvonalakat és rekreációs helyeket jelentik: a víz nélkülözhetetlen az életünkhöz. A víz, különösen az édesvíz megléte, állapota és használata életünk egyik legfontosabb tényezője. Mivel a víz nem áll korlátlan mennyiségben rendelkezésünkre, ha biztosítani akarjuk, hogy a jövőben is mindenki hozzáférjen a tiszta ivóvízhez, és hogy a folyók és tavak továbbra is tájunk és életünk kulcsfontosságú elemei maradjanak, erőfeszítéseket kell tennünk a felszíni és felszín alatti vizek védelmére és állapotának javítására. A folyók, patakok, tavak és felszín alatti vizek nemcsak természeti, hanem gazdasági szempontból is hatalmas jelentőséggel bírnak, hiszen jövedelemszerzési és ráfordítási lehetőségeket kínálnak, ebből kifolyólag állapotuk megóvása elengedhetetlen és aktuális feladat.

A vízhasználatnak azonban ára is van: az urbanizáció, a népességnövekedés és a növekvő emberi tevékenység egyik következménye, hogy a keletkező szennyvíz mennyisége – és így a kezelendő szennyvíz mennyisége is – növekszik. A háztartási szennyvíz mennyisége és minősége az emberi életmóddal együtt folyamatosan változik. A szennyezett víz káros anyagokat tartalmaz, többek között betegségeket okozó baktériumokat, vírusokat, szerves hulladékokat, szerves anyagokat (sók, savak, nehézfémek), szerves növényi tápanyagokat (nitrátok, foszfátok), szerves vegyületeket (olajok, mosószerek, rovarirtók). A vízszennyezés a vizet részben vagy teljesen alkalmatlanná teszi az emberi használatra, és károsítja a természetes vízi életfolyamatokat. A vízminőség biztosítása érdekében ezért prioritást élveznek a vízellátó rendszerekben történő folyamatos mintavételek, valamint a vízszennyezés kimutatására irányuló részletes analitikai és mikrobiológiai vizsgálatok. Környezeti szennyeződés esetén a vizsgálatokat ki kell terjeszteni az vízforrás körüli felszíni vizekre és talajra is, lehetővé teszi a szennyezés útjának nyomon követését.

Annak érdekében, hogy vízhasználatunk fenntartható legyen, és ezáltal elegendő mennyiségű és minőségű ivóvizet tudjunk biztosítani a jövő generációi számára, a potenciális vízszennyezést már a keletkezésénél kell megszüntetni (Csósz, 2019).

A magyarországi vízgazdálkodás alapvető szabályait a vízgazdálkodásról szóló - többször módosított - 1995. évi LVII. törvény tartalmazza. Ez adja az állami és önkormányzati környezetvédelmi tevékenység általános rendszerének alapját, ugyanakkor meghatározza a környezetgazdálkodási rendszer felépítését és a társadalom egészének felelősségét a környezet védelméért az egyének felelősségén keresztül.

## **1.1. A téma időszerűsége**

A fenntartható vízgazdálkodás mind az ipari, mind a háztartási vízfelhasználóktól erőfeszítéseket igényel. A globális éghajlatváltozás hatásaihoz való alkalmazkodás a vízgazdálkodás és a vízhasználat tekintetében is szükséges (Takács, 2019). A vízszennyezés korunkban rengeteg formában van jelen, bár kontinensenként, országonként, régióként ezen szennyezési módok nagysága, formája meglehetősen különböző, mégis van egy közös kapocs: maga a víz, az éltető elemünk. A víz nem kizárólag hidratálásra hasznosítható, kiváló higiénés vegyület, óriási gazdasági és energiapotenciállal rendelkezik (halászat, hajózás, vízerőművek) és bár a puffertartalma óriási, azért nem végtelen. Más-más eljárást igényel egy óceánszennyezés felszámolása, vagy egy éppen megtörtént eutrofizációs folyamat fékezése, esetleg megállítása vagy visszafordítása. Mivel a lélegzésünkhöz szükséges oxigén 50-80%-át a bolygónk kontinenseit összekötő óceánokban lévő algák állítják elő (Chapman, 2013; Witman, 2017), a tenger- vagy óceánparttal nem rendelkező országok sem vonhatják ki magukat a szennyezéssel kapcsolatos erőfeszítések alól, a felelősség sokkal kiterjedtebb. Az is tény, hogy a víztestek elhanyagolása vagy kisajátítása akár nemzetközi konfliktusok forrása is lehet.

A mesterséges tisztítási technológiák ellenőrzésére szolgáló műszerek fejlődése a tápanyagok eltávolításának különböző módjait, a kisebb térfogatú szennyvíztisztítás fejlesztését és intenzívebbé tételét, valamint a nehezen lebomló vagy a befogadó vizekre veszélyes mérgező szennyező anyagok hatékonyabb visszatartását jelentette. Valamennyi technológia kisebb-nagyobb mértékben a szennyező anyagok "természetessé tételére" irányuló biológiai folyamatokon alapul. A vízfelületek monitorozása a fejlett országokban jellemzően kémiai gyorsesztekkel zajlik, amelyek tárolása és az alkalmazásuk is egyaránt komoly odafigyelést kíván. Sajnálatos módon – az okokat nem igazán értve – a gyorsesztek a felhasználásuk után ritkán kerülnek a veszélyes hulladéktárolóba, sőt, akár a szavatossági idő lejártá után is használják még őket, aminek következtében pedig torzul(hat)nak a mérések során kapott adatok.

A szennyvíztelepek monitorozását szondákkal oldják meg. Szintén sajnálatos tény, hogy gyakran tapasztalni elhanyagolt állapotú, kalibrálatlan szondák alkalmazását, amely eljárási módnak egyenes következménye, hogy a szennyvíztelep hatásfoka is csökken a torz adatokra történő beállítások következtében. Ez a kialakult állapot azonban nem feltétlenül hanyagság vagy igénytelenség miatt jön létre: az üzemeltetési költségek alacsonyan tartása miatt nem áll módjukban újabb vagy több szondát vásárolni. A fejlődő országokban ennél sokkal rosszabb a helyzet: a népesség növekedése és az iparosodás gyorsabb, mint a hozzá kapcsolható szennyvíz kezeléséhez szükséges új infrastruktúra kiépíthetősége. Még manapság is előfordul, hogy a szennyvizet magába a vízfolyásba vezetik; még ha a vízellátás fűt kútból származik is, vagy ha vezetékes is, a szennyvízrendszer nem feltétlenül van kiépítve, azaz nincs gyűjtőrendszer. Ugyanakkor a szennyvíz kezelése nemcsak a mennyiséget növeli, hanem a vízellátást is sokkal kiszámíthatóbbá teszi, mivel a szennyvíz keletkezése jórészt független az időjárástól. Afrikában, Dél- és Délkelet-Ázsiában a tengerek és óceánok szennyezettsége nagyon erős, ugyanakkor elegendő tökeinjektálás hiányában ez a helyzet évről évre csak romlik, ahogy a világgondolkodásunk és politikai nézeteink is egyre bipolárisabbak. Ennek a környezetvédelem látja a kárát: a fejlődő és fejlett országok egymást hibáztatják az okozott környezeti terhelésekért, és a vita hevében elmarad a megoldásra való törekvés (Barczy és Géczi, 2018).

A jövőben sokkal nagyobb figyelmet kell fordítani a szennyező anyagok vízbe jutásának korai szakaszban történő csökkentésére, máskülönben a hatékony szennyvíztisztítás már nem biztosítható. Bár az EU országai viszonylag problémamentesek a szennyvíz összegyűjtése és kezelése terén, a világ országainak 80%-ában még szennyvíztisztító telepek sincsenek, így a vízszennyezés továbbra is napi szintű probléma. (Kümmerer et al., 2018)

A szennyvízkezelés aktuális környezetvédelmi kérdés, mivel a jogszabályok arra kényszerítik az ipari szennyezőanyag-kibocsátókat, hogy új technikákat alkalmazzanak nemcsak értékes termékeik visszanyerése, hanem szennyezőanyag-kibocsátásuk csökkentése érdekében is. Ennek alapján a szükséges szennyvíztisztítás mértékét a befogadó telephelyen uralkodó körülmények, a tisztítandó szennyvíz mennyisége, a tisztított szennyvízzel a befogadó telephelyre juttatható szennyező anyagok mennyisége, gazdasági megfontolások és az egyes országokban hatályos vízvédelmi jogszabályok által meghatározott kezelési határértékek befolyásolják (Postel, 2000). Azokat a kezelési eljárásokat kell előnyben részesíteni környezetvédelmi megfontolások alapján, amelyek önmagukban csekély környezetterheléssel és minimális hulladékproduktummal járnak (Appels et al., 2008).

Ugyancsak jelenünk aktualitáshoz kapcsolódik az a tény, hogy azáltal, hogy a szennyvízhálózatot szinte mindenki használja, ezzel a módszerrel gyorsan és olcsón lehet reprezentatív egészségügyi információhoz jutni, és az így keletkező adatok támogatást és egyben segítséget jelentenek megfelelő döntések meghozatalában (Pándics et al., 2021) ahogy mindez meg is valósult a Covid-19 járvány idején.

Smalley (2005) már 1986-ban egyetemi előadásaiban arra hívta fel a figyelmet, hogy a víz szerepel a tíz legnagyobb globális probléma között, méghozzá a második helyen. Úgy vélte, hogy amíg a vízzel és vízgazdálkodással kapcsolatos kérdések és kihívások nem rendeződnek, a további kilenc globális probléma (sorrendben: energetika, víz, élelmiszer-hozzáférés, környezetszennyezés, szegénység, háború és terrorizmus, betegségek és járványok, demokratikus értékek fenntartása, populációs kérdések) sem oldható meg.

A távérzékelés az egyik legfontosabb technológia bolygónk állapotának folyamatos megfigyelésére, és az egyik leggyorsabban fejlődő tudományterület. Ezzel a módszerrel műholddal, repülőgéppel, helikopterrel, drónnal vagy más pilóta nélküli légi járművel (UAV) különböző érzékelők, radar vagy lézerszkennerek (LIDAR) segítségével fontos adatok gyűjthetők a Föld felszínén bekövetkező különböző változások, például a felszínborítás, a növényzet állapota, növekedése vagy a terméshozam mérésére, illetve a szennyezések mértéke.

A távérzékelés használata a mezőgazdaságban és a környezetvédelemben is egyre nagyobb teret nyer. A vizsgálat tárgya lehet a mezőgazdasági növénytermesztésre használt szántóföld, valamint az élővizek és szennyvizek megfigyelése. Ezért nemcsak a műholdas adatgyűjtés, hanem a repülőgépek, drónok stb. által végzett adatgyűjtés is fontos szerepet játszik a precíziós mezőgazdaságban és a környezetvédelemben egyaránt. A folyamatos és nagy pontosságú helymeghatározás (GPS/GNSS), a térinformatikai támogatás (GIS) és a távérzékelés kombinációja lehetővé teszi például a mezőgazdasági munkák automatizálását, valamint a növényzet és a környezeti károk folyamatos nyomon követését. Továbbá az észlelt eltérések és az okozott károk feltérképezésére is használható. Mindezek együttesen növelhetik a mezőgazdasági termelést, javíthatják a környezetvédelmet, és nem utolsósorban költséghatékonyabbá tehetik mindezen tevékenységeket.



## 1.2. Célkitűzések

A disszertációm szakirodalmi részében tudományos könyveket, folyóiratcikket és internetes tanulmányokat tekintettem át, korábbi doktori dolgozatokkal és konferencia-kiadványokkal egészítettem ki meglévő tapasztalataimat, valamint áttekintettem a területre vonatkozó releváns jogszabályokat is. Ebből kifolyólag a szakirodalomban külön fejezetben járom körül a vízminőség, a fény és a távérzékelés témakörét. A vízminőséggel foglalkozó részben feltárom az élővizekkel, a szennyvízzel, illetve a vízben élő indikátor szervezetekkel, algákkal kapcsolatos klasszikus és friss releváns tudományos megállapításokat, kutatási eredményeket. A fényről szóló fejezet esetében a fény fizikai tulajdonságain túl a színelméletet, a színérzékelést, valamint a digitális képalkotás technológiáját veszem górcső alá. A távérzékelés fejezetben pedig annak a környezetvédelemben betöltött szerepét fejtem ki. Az Anyag és módszer egységben egyrészt részletesen bemutatom a mintavételi mérések során alkalmazott eszközöket, valamint a mérési helyszíneket. A kutatásom empirikus részében prezentálom az eredményeket, az azokból levont következtetéseket. Az új tudományos eredmények egy külön fejezetben kaptak helyet. A dolgozatom végén található irodalomjegyzék tartalmazza a kutatásom során felhasznált összes publikációt, a Mellékletek részben pedig azok a táblázatok, valamint ábrák sorakoznak, amelyek a dolgozat szempontjából elengedhetetlen tartalommal bírnak, de helyszűke miatt nem fértek be a disszertációba.

Mivel azt tapasztaltam, hogy a szennyvízkezelés terén a fejlesztések meglehetősen lassúak, célom egy olyan, a fény spektrális tulajdonságán alapuló vízminőség meghatározási eljárás kifejlesztése volt, ami segíti az élővizek karbantartását és/vagy rehabilitációját, illetve a szennyvíztelepek működtetését. Ezen eljárás megvalósításakor mindenképpen szem előtt kívánom tartani a pontosságot, a könnyen kezelhetőséget, a gyors reakcióidőt, valamint az alacsony üzemeltetési költségeket. Kutatásom alapvető célja tehát nem más, minthogy tudományos eredményekkel elősegítsem a vízminőség meghatározást, és gyorsíthassam a megfigyelési technológiákat, illetve az esetleges beavatkozást.

A doktori disszertációmban mérési eredményekre támaszkodva vizsgálom különböző tulajdonságú víztestek színösszetételének a változását, illetve a távérzékelési lehetőségek korlátait, valamint ezen korlátok csillapítási lehetőségeit. Ez a célkitűzés azon a feltevésen alapszik, hogy a víz színezete, illetve a vízben élő szervezetek színezete korrelációban van a víz esetleges terhelőivel, azok fizikai tulajdonságaival.

A monitoringrendszer kifejlesztését adatokkal való alátámasztással és matematikai egyenletek felállításával kezdem. Elsősorban az agrárszektorból és a szennyvízkezelésből érkező terhelésekre koncentráltam, ezért esett a választásom a víz foszfát ( $\text{PO}_4$ ) és össznitrogén (TN) tartalmára. Továbbá azt is célul tűztem ki, hogy a szín-monitorozás lehetőségét kiterjesszem: meg kell ismernünk a kiterjesztés lehetséges határait és zavaró tényezőit. Feltételezésem szerint a képrögzítésre alkalmas eszközök alkalmazása környezetvédelmi célok érdekében még nem érte el a csúcspontját, a technológiai fejlődéssel újabb lehetőségek nyílnak ezen a területen is, így, a későbbiekben részletesen ismertetett, a képrögzítésre alkalmas eszközök birtokában végeztem el a kutatás empirikus részét.

Összességében megvizsgáltam a vízben élő indikátorszervezeteket, a többféle víztest színezetét, fizikai/kémiai tulajdonságaikat. A képrögzítő eszközök között leírható különbségeket, a távérzékelési lehetőségeket, a távérzékeléskor felmerülő zavaró és beavatkozó tényezőket figyelembe véve olyan modellt állítottam fel, ami hatékony információt képes szolgáltatni a fejleszteni kívánt monitoring rendszer számára, nem mellékesen gyorsan és meglehetősen költséghatékonyan is egyben.

Kutatási kérdések:

- K1: Van-e összefüggés a víz színezete és a minőségét befolyásoló kémiai paraméterei (TN,  $\text{PO}_4$ ) között?
- K2: Milyen pontossággal lehet meghatározni a víz pillanatnyi minőségét a színelemzés által?
- K3: Milyen zavarótényezők léphetnek fel az alacsony magasságú távérzékelés során?
- K4: Milyen szintű bizonytalanság léphet fel CMOS érzékelők esetén, színelemzési alkalmazáskor?

A vizsgálati helyszínek egyrészt az általunk épített két, összehasonlításra alkalmas bioreaktor volt, valamint az isaszegi 4. számú nevelőtó, illetve a gödöllői szennyvíztelep anoxikus reaktora. A mérési sorozatoknál vízmintákon hajtottam végre színmérést, továbbá távérzékeléssel vízfelületek színezetét vizsgáltam. A vizsgált paraméterek a következők: a víz eutrofizációjával összefüggésbe hozható össznitrogén és foszfát ion (TN,  $\text{PO}_4$ ), pH-érték, hőmérséklet, magassági torzulás, szélesség és a használt eszközök bizonytalansága.

## 2. Szakirodalmi áttekintés

### 2.1. A vízminőség

A vízminőség definiálása a meghatározó tényezők összetettsége és a víztestek állapotának mennyiségi leírására használt változók miatt szinte lehetetlen (Chapman, 1992). A vízminőség különféle kritikus ökoszisztéma-szolgáltatásokat képviselhet, mint például a tiszta ivóvizet (Keeler et al., 2012), a halászat révén az élelmezésbiztonságot (Stevens et al., 2018), valamint a mentális jólétet (Völker és Kistemann, 2011).

Votruba és Corman (2020) olyan kérdéseket feszeget, hogy tulajdonképpen mit is jelent a jó vízminőség; hogyan értelmezi az átlagember, illetve egy érintett kormányzat a vízminőséget; melyek a vízminőség alapvető jellemzői stb. Azt is megállapítják a szerzők, hogy mivel a legtöbb környezeti probléma rendkívül összetett, beleértve a vízminőséggel kapcsolatos kérdéseket is, így az adott környezeti rendszerhez kapcsolódó fogalmak értelmezései is nagyon különbözőek, így a szerzők megerősítik, hogy nehéz egységes definíciót találni a vízminőségre.

A legszélesebb körben használt meghatározás szerint a vízminőség „a víz kémiai, fizikai és biológiai jellemzői, általában a víz meghatározott felhasználásra való alkalmassága tekintetében”. Mint mindannyian tudjuk, a vizet sokféleképpen használják, például rekreációra, ivásra, halászatra, mezőgazdaságra és iparra. Mindegyik ilyen kijelölt felhasználási célhoz különböző, meghatározott kémiai, fizikai és biológiai logikai előírások szükségesek az adott felhasználás támogatásához. Például az ivó- és fürdővízzel szemben magasabb követelményeket támasztunk, mint a mezőgazdaságban és az iparban használt vízzel szemben (Daniels et al., 2008, p. 1).

Samu (2011) megállapítja, hogy a minősítési rendszerek akár országonként is eltérőek, és még egy adott országon belül is többféle minősítést használhatnak a víz állapotának értékelésére. Mind a folyó-, mind az állóvizek esetében a vízminőséget fizikai, kémiai és biológiai paraméterek alapján határozzák meg. Annak érdekében, hogy a különböző hidrológiai formájú vizek fizikai, kémiai és biológiai paramétereit számszerűsíteni és összehasonlítani lehessen, valamint, hogy különbséget lehessen tenni a felhasználási célok között, különösen az emberi fogyasztásra alkalmas vizek között, a vízi élőhelyek védelme és a hosszú távú fenntarthatóságuk biztosítása érdekében határértékeket állapítanak meg.

A modern életmód, a globális felmelegedés és az éghajlatváltozás mind szerepet játszanak a vízgazdálkodás fejlődésében. A negatív tendenciák kedvezőtlenül hatnak vizeink mennyiségére és minőségére is. A vízminőség védelme magában foglalja mindazokat a műszaki, valamint gazdasági és jogi beavatkozásokat, amelyeket a jó vízminőség biztosítása érdekében alkalmaznak. Ide tartoznak azok a beavatkozások, amelyek a vízminőség fenntartására, a szennyezés elleni védelemre, valamint a vízkárelhárításra irányulnak (Hegedűs, 2017).

A vízminőséget több tényezővel mérik, mint például az oldott oxigén koncentrációja, a baktériumok szintje, a só mennyisége (vagy sótartalom), vagy a vízben lebegő anyagok mennyisége (zavarosság). Egyes víztestekben a mikroszkopikus algák koncentrációja, valamint a peszticidek, gyomirtók, nehézfémek és egyéb szennyező anyagok mennyisége is mérhető a vízminőség meghatározásához. Rana et al. (2022) megállapította, hogy az általuk vizsgált terület felszín alatti vize tisztítás nélkül nem alkalmas ivóvíz céljára, és a felszín alatti víz minőségének romlásáért elsősorban a háztartási szennyvíz és a vegyi vagy ipari szennyvíz felelős. Mmonwuba et al. (2023) hasonló vizsgálati eredményről számol be: az ipari és vágóhídi tevékenységeknek tulajdonítható szennyezés olyan hatással van a helyi folyó minőségére, hogy az kezelések nélkül – a folyó jelenlegi állapotában – nem használható lakossági célokra. Hancz és Biró (2018) tanulmánya szerint a települési zöld infrastruktúra megoldásai javítják a felszíni és felszín alatti vizek minőségét és a vízháztartást.

Magyarországon a felszíni vizek szennyezésének határértékeit a dolgozat írásakor a „10/2010. (VIII.18) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól” határozza meg.

### **2.1.1. Az élővizek**

Az élővizek jó ökológiai állapotára vonatkozó határértékeket a 10/2010 (VIII.18) VM rendelet 2. és 3. számú melléklete rögzíti (Melléklet: 13. és 14. táblázat). Méréseimkor az erre vonatkozó feltételezett szennyezőkre a nitrogén- és foszforformákra koncentráltam, így a szakirodalmi áttekintésem is erre a területre fókuszál. A disszertáció szempontjából így fontos kiemelni két határérték sávot, össznitrogén (TN) esetén a határérték 1,4-4 mg/l közt helyezkedik el víztesttől függően; az összfoszfor (TP) érték ennél kevésbé megengedőbb: 0,05-0,5 mg/l közt helyezkedik el a határérték vízfelülettől függően.

A nagy mennyiségű nitrát és az élővizekbe mosódó nitrátok a víztestekbe jutó foszfor túlzott algásodást, azaz tápanyagdúsulást (eutrofizálódást) eredményez. Eutrofizálódás, régebbi nevén a

vízvirágzás, az a folyamat, amely során egy állóvíz növényi tápanyag megnövekedésekor fellépő alga és fitoplankton túlszaporulat az élővilág többi részének pusztulásával jár. Ha ezek nyíltvízben lebegő algák, akkor planktonikus eutrofizálódásról beszélünk, ha viszont gyökerező hínár- és mocsári növények, akkor bentonikus eutrofizálódásról van szó (Dévai et al., 1998).

Az édesvizeink nagymértékű szennyezettsége következtében az öntisztulási képességük csökken, ugyanakkor az eutrofizációs folyamatok pedig felgyorsulnak. Az eutrofizációt elősegítő tápanyagok természetes úton is bekerülhetnek tavakba: befolyással, széllel érkező, esővízzel bemosódva, ám ezek mennyisége elenyésző, továbbá a bekerülés gyorsasága miatt többnyire nem számottevő. Az eutrofizálódást okozó növényi tápanyagokon főleg az ortofoszfátot és a különböző nitrogénformákat értjük, mint a nitrit, nitrát, ammónium (Dévai et al., 1998).

Mahler et al. (2006) négy potenciális szennyezőforrást említ, amelyek a városi környezetben levő tavak környezeti állapotára hatnak: a nem vízáteresztő felszínről lefolyó esővíz által beszivárgó szennyezések; a légkörből kiülepedő porok általi szennyezések; a felszín alatti talajvízzel bejutó szennyezések, valamint a tisztítatlan szennyvíz bevezetéséből adódó, illetve egyéb illegális hulladék bekerülése a vztérbe.

Az eutrofizáció következményei közé tartozik, hogy csökken a biológiai sokféleség: a vízvirágzást okozó kéalgák anyagcsere termékei (cianotoxinok) halpusztulást okozhatnak, de még a nagy tömegben elszaporodó algák pusztulását is oxigénhiány követi, ami szintén halpusztulással járhat. Ekkor rohamosan romlik az állóvizek környezeti és esztétikai állapota, a víztest közegészségügyi szempontból kifogásolhatóvá válik, így üdülésre, sportolásra alkalmatlanná minősül, és a víztest folyamatos kezelésre szorulása miatt a kezelési költségek emelkedni fognak. Amennyiben ez a víztest kapcsolatban van esetlegesen az ivóvízszolgáltatással, például szigetek esetében, akkor előfordulhat, hogy az algák, különösen a kocsonyás burokkal bevont fajok a szűrőket eltömíthetik, illetve adott fajok kellemetlen ízt, szagot, elszíneződést, zavarosságot kölcsönöznek a szolgáltatott víznek. A vízvezeték-hálózatba kerülő algák a heterotróf szervezetek számára táplálékul szolgálnak, és szaporodásukat okozhatják, az elpusztult algák lerakódnak a tartályokban, csővezetékben. Ammóniumionok jelenlétében a hipoklórosavnál és a hipoklorit-anionnál lényegesen gyengébb fertőtlenítő hatással rendelkező monoklóramin képződik, lényegesen csökkentve a klórozás hatékonyságát (Fekete et al., 1991; Felföldy, 1981; Németh, 1998; Thyll, 1998).

Az Albertai (Kanada) Egyetem harminchét éves kutatása alapján megállapítást nyert, hogy a nitrogénformák inputjának csökkentésével az eutrofizáció nem megelőzhető, nem kontrollálható.

A nitrogénformák redukálása a nitrogén-megkötő baktériumcsoport, a cyanobacteria dominanciáját súlyosbítja, és ezek anyagcsere termékei (cianotoxinok) a halak és más gerincesek mérgezését, pusztulását okozhatja (Schindler et al., 2008). Számos kockázata ellenére (Ye et al., 2021) azonban a foszfor alapvető tápanyag a vízben élő szervezetek számára, és különböző kémiai formái befolyásolják a hatékonyságát (Lin et al., 2019; Wan et al., 2020).

Az élővizek további kiemelkedően fontos ökológiai állapotot befolyásoló tényezői között szerepel a víz pH értéke, a-klorofill értéke, vezetőképessége, oldott oxigén tartalma, biológiai- és kémiai oxigénigénye, és hőmérséklete, bár a hőmérsékletre nincs rögzített határérték a 10/2010 (VIII.18) VM rendeletben.

Más határértékek és vizsgálatok vonatkoznak a felszíni ivóvízbázisokra, illetve halastavakra. Az ide fűződő szabályzatot és határértékeket a „6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről” szabta meg 2023.01.12.-ig, így a dolgozat készültékor és az ezt megelőző mérések során még ez volt az irányadó rendelet. A felszíni ivóvízbázisokra vonatkozó hatályos rendelet a dolgozat befejezésekor az „5/2023. (I. 12.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről”, továbbá az 1. számú melléklet tartalmaz a nitrogénformákra vonatkozó határértéket: nitrit 0,5 mg/l, nitrát 50 mg/l, azzal a kitételrel, hogy „*A nitrát és nitrit együttes koncentrációjára a következő feltételeknek teljesülnie kell:  $[nitrát]/50 + [nitrit]/3 \leq 1$ , ahol a szögletes zárójelek a nitrát ( $NO_3$ ) és nitrit ( $NO_2$ ) mg/literben kifejezett koncentrációját jelzik. Ha az ivóvíz ennek az előírásnak nem felel meg, csecsemőknek szánt élelmiszer és tápszer készítéséhez nem használható fel, csecsemők és várandósok nem fogyaszthatják.*” illetve, hogy „*A nitrit koncentrációja az ivóvízkezelő műveket elhagyó vízben nem haladhatja meg a 0,10 mg/liter határértéket.*”. A rendeletben nem esik szó a foszfor semmilyen formájáról.

### **2.1.2. A szennyvíz**

A szennyvíz olyan emberi civilizáció által használatba vett, majd a vízkörforgásba visszahelyezni kívánt elegy, aminek az összetétele, fizikai és kémiai paraméterei eltérőek, humán-egészségre ártalmas, a környezetnek terhelést okoz, így a természetbe való elhelyezés előtt gondoskodni kell az ártalmatlanításról (Metcalf és Eddy Inc. et al., 2003; Vermes, 2005). A szennyvizet alapvetően két nagy csoportra lehet osztani: lakossági és ipari szennyvízre (Vermes, 2005). Khopkar (2013) a szennyvízhez sorolja még a csurgalékvizeket, illetve a mezőgazdaságból származó

szennyvizeket is külön említi. Sutanudjaja (2018) külön kiemeli a visszatérő vízfolyások egy adott ágazati célra kitermelt, de el nem fogyasztott vizeit, amely így visszatér a felszíni és felszín alatti vizek hidrológiájába, és ezáltal dinamikus kölcsönhatásba lép velük.

A Vermes (2005) szerinti két csoport alapvetően a kémiai összetételben és a már kezelt, természetbe visszahelyezendő víz hőmérsékletében is különbözik. Nem lehet egyformán kezelni az olajfinomítóból származó, valószínűleg szénhidrogénekkal terhelt szennyvizet és a természetes folyóvíz mellett lévő erőművekben elhasznált vizet, amiből energiát lehet alakítani a lakosság részére. A lakossági szennyvizek is eltérőek lehetnek, hiszen figyelembe kell venni a begyűjtő terület nagyságát, a mezőgazdasági tevékenységet, illetve a településen belüli ipart (Metcalf és Eddy Inc. et al., 2003). Azonban általánosságban elmondható, hogy a lakossági szennyvíz összetétele személyes higiéniaért szánt és elhasznált víz, konyhai előkészítésre és táplálkozásra szánt és elhasznált víz, illetve tisztításra és takarításra szánt és elhasznált víz keveréke (Török, 2011).

Metacalf és Eddy (2003) szerint a lakossági és az ipari szennyvíz, bár már értelmezésében is eltér, túl kevés információval szolgál ahhoz, hogy egyértelműen megállapítható legyen a kezelendő víz összetétele, mennyisége. Így egy telep kialakítási tervezése – ún. dizájnolása – során figyelembe kell venni rengeteg paramétert; ide tartozik a bekért adatok által számolt méretezés, mint a tisztítandó víz napi átlagmennyisége, kémiai és fizikai összetétele; építési-építészeti megoldások, instrumentáció; környezetbe illeszthetőség; gazdasági lehetőségek figyelembevétele; csúcsok, ingadozások figyelembevétele; éghajlat, átlaghőmérséklet ismerete.

A szennyvízzel kapcsolatban az ókori Róma óta vannak emlékeink, azonban igazán a 20. század elején történő urbanizáció hozta elő az ipari szükségességét. A következő száz évben, azaz a 21. század elejéig nem történt ezen a területen igazán nagy áttörés, az addig világszerte használt eleveniszapos rendszerek megfelelő hatásokkal működtek (Metcalf és Eddy Inc. et al., 2003). Azonban a Föld népességének a gyarapodásával új problémák kerültek a felszínre (Dawson et al., 2009), a kulturális és gazdasági különbségek miatt a környezetvédelem, és ezen belül is a vízgazdálkodás kiemelkedő szerepet kapott. Legfrissebb ismereteink szerint jelenleg szennyvizeknek – globálisan – csupán 52%-a kerül valamilyen kezelés alá (Jones et al., 2021).

### **Elterjedt szennyvízkezelési eljárások**

Jelenleg a legnépszerűbb technológia az úgynevezett **szakaszos üzemű eleveniszapos rendszer** (Metcalf és Eddy Inc. et al., 2003). A csatornázás vagy egyéb jellegű begyűjtés után a felhalmozott

szennyvíz egy kiegyenlítőtartályba kerül. Ez a többnyire több tíz köbméter, a felszín alatt lévő tartály hivatott a napi csúcsokat ellátni. Ezután átemeléssel kerül a szennyvíz a kezelőbe, ahol két, egymástól fallal elválasztott medencébe kerül a szennyvíz. A nitrogén körforgását kihasználva a nitrogénformákat, például a hazánkban kiemelkedő szennyező komponensként nyilvántartott nitrátot, először anoxikus, majd anaerob közegben nitrifikáló baktériumok segítségével nitríté alakítunk, majd átemelő segítségével az eddig kezelt szennyvizet áthelyezzük az oxigénnel átlegeztetett aerob tartályba, ahol is megindul a nitrit oxigénné és elemi nitrogénné való szétbontása. Mivel a kezelendő szennyvíz időben eltérően tartózkodik a két különböző medencében, így szakaszos üzembről beszélhetünk (Wagner et al., 2002). Ez a módszer könnyen üzemeltethető, nem igényel nagy szaktudást, rutinnak számító feladatokkal elvégezhető a kisebb-nagyobb korrigálások, így a világ összes országában népszerű technológia. A beruházási költsége nem magas, nem igényel magasfokú instrumentációt, és a legtöbb esetben a szennyező komponensek arányát a kívánt határérték alá tudja csökkenteni. Hátránya, hogy nagy a biológiai és az ökológiai lábnyoma, kiépítés után nehéz bármilyen fejlesztést végbevinni, igény esetén nehezen bővíthető, sok mellékterméssel jár, és a kialakítási tervezés során is több probléma merül fel: nehéz méretezni és a környezetbe illeszthetősége is kérdéses. A világ szennyvízkezelőinek azonban több mint a 80%-a erre a technológiára alapszik (Metcalf és Eddy Inc. et al., 2003), így elterjednek mondhatjuk; a gödöllői szennyvíztelep, ami vizsgálataimban is szerepel, szintén szakaszos üzemű eleveniszapos rendszer (1. ábra).





1. ábra: A gödöllői szennyvíztelep részletének látképe.  
Forrás: saját kép

Azonban a lakosság számának növekedése, helyenkénti túlnépesedése, továbbá a víz helytelen és pazarló használata, az új típusú mosószerek jelenléte mind megnehezítik az elhasznált víz visszailleszthetőségét (Jones et al., 2021).

Az **intenzifikált eleveniszapos rendszerek** áthidaló gazdasági megoldást nyújthatnak, amennyiben az üzemeltetők inkább a retrofizáció mellett döntenek, minthogy egy új típusú telep kiépítésébe kezdenének bele. Az intezifikációval kapcsolatban több technológiai eljárás is használatos napjainkban:

- Előülepítés,
- Iszap-recirkuláció,
- Élőgépek,
- Biofilm hordozók,
- Fix biofilm hordozók,
- UCT (University of Capetown) technológia (Water Research Commission., 2018).

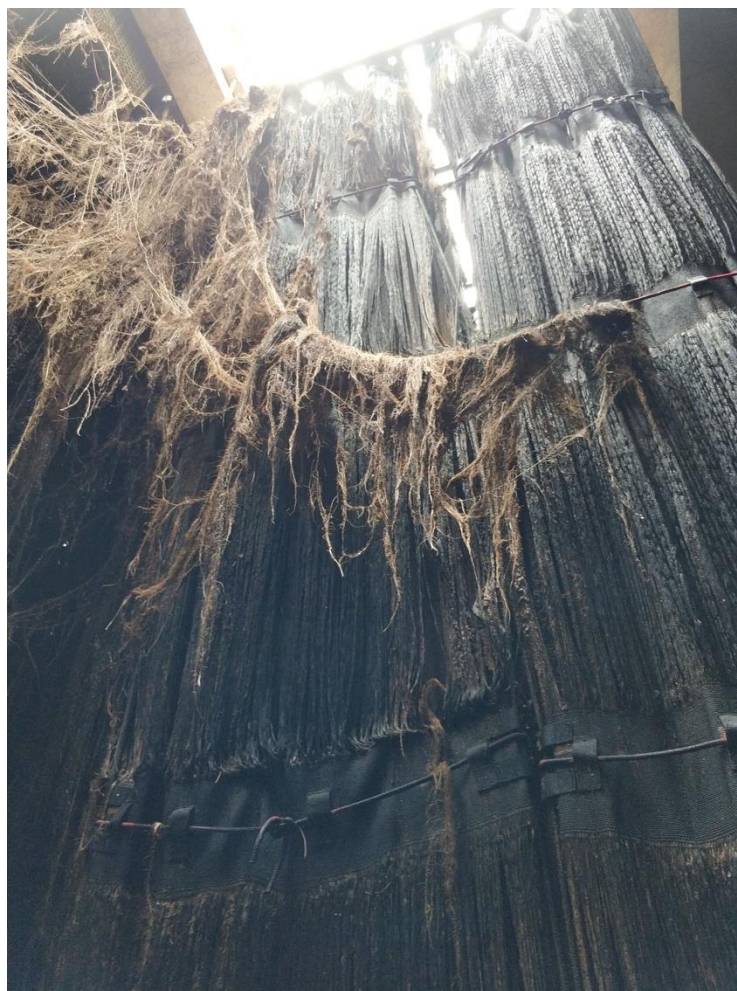
Az előülepítés során a lebegőanyagok (TSS – Total Suspended Solids) jelentős részét el lehet távolítani a kezelendő közegből, továbbá kémiai úton, vas-klorid adagolással a vízben oldott foszfor jelentős részét már itt el lehet távolítani, amiről ma már tudjuk, hogy a vízvirágzás

kulcseleme. Az előülepítés hatékonysága nagyban függ a vízfelhasználási szokásoktól, illetve a megfelelő technológia alkalmazásától. Ipari szennyvízkezelőknél gyakorta emelik a Dorr-féle ülepítőkből a keverő lapátok számát, ahelyett, hogy a keverés sebességén változtatnának (Shahrokhi et al., 2012). Az itt kiülepített iszap egy részét fel lehet használni, hogy a technológia végén a vízhez adagolva nagyobb hatásfokú tisztítást lehessen elérni, ugyanis ez az iszap szén alapú tápanyagot tud nyújtani a denitrifikáló baktériumoknak, amelyek ezáltal nagyobb mértékben tudnak szaporodni, így a kezelendő víz nitrit tartalma jelentősen csökken, a megnőtt lebegőanyag tartalmat pedig utóülepítéssel el lehet távolítani (Liu et al., 2016). Továbbá az is ismeretes, hogy kis atomszerkezetű szén tartalmú molekulák, mint a metanol vagy a glükóz, könnyen metabolizálható a szennyvízben lévő baktériumok számára, így kiegészítő szénforrások lehetnek a denitrifikáció javításához (Li et al., 2016; Pan et al., 2015). A szennyvíztelepek a legkritikább esetben használnak oltást, a beérkező víz mennyisége és relatív rövid ideje nem teszi lehetővé az idegen fauna kialakulását, ráadásul a beérkező szennyvíz rendelkezik minden szükséges baktérium közösséggel, azonban az optimális környezet megteremtése mellett az élettér biztosítása nagyban befolyásolhatja a telep hatásfokát (Wagner et al., 2002; Zeng et al., 2004). A növények gyökérzónája alkalmas erre a feladatra. A megfelelő növények kiválasztásakor azonban figyelembe kell venni: kizárólag vízkitettségtűrő, magas tápanyagtartalmat tűrő, meleget és akár közvetlen napsugárzást tűrő növény felel meg erre célra. Természetesen a különböző országoknak érdemes használniuk saját, egyedi faunájukat is.

A növények mikrogyökérzónáiban megtelepedő baktérium és gombaközösségek alkotta vékony hártárréteg (biofilm) kialakulása annak köszönhető, hogy az optimális életkörülmények mellett az élettér is biztosított ezeknek az élőlényeknek a számára (2. ábra). Az ilyen módon felszaporodott közösség pedig javítja bármely szennyvíztelep hatásfokát (Muter et al., 2017). Nem beszélve a növények másodlagos szerepéről, ami szerint rengeteg szaganyagot is megkötnék, elősegítik a humuszképződést, csodálatos leveleikkel és virágaikkal sokkal természetközelibbé varázsolják a szennyvíztelepeket, ezáltal akár a lakossági civil ellenállás is jelentősen csökkenthető.

A növények gyökérzete talajban akár a 70 méter mélységet is elérheti, azonban hidrológiai okokból ritkán nő 0,5 méternél mélyebbre magas tápanyagú vagy terhelt vízben (Canadell et al., 1996; Fan et al., 2017; Feddes et al., 2001; Stone és Kalisz, 1991), így az átlagosan 4-5 méter mélyre tervezett bioreaktorok nagy része kihasználatlan marad. A baktérium- és gombaközösségeknek nincs szükségük napfényre, ami persze egy magas lebegőanyag tartalmú vízben egyébként sem hatol mélyre.

A növényi gyökérzet fizikai tulajdonságait megvizsgálva olyan polimerekből készült mesterséges hordozók vették át a helyét az élőgépeknek, amik életteret tudnak biztosítani a biofilm kialakuláshoz akár nyolc méter mélységig. Így új telepek tervezésekor a betáplálható köbméterszám változatlan maradhat, azonban sokkal mélyebb medencét lehet kialakítani, ezáltal az építkezéskor felmerülő biológiai lábnyomot jelentősen lehet csökkenteni (2. ábra).



2. ábra: A növénygyökérzet mennyisége eltöri a mesterséges hordozók mennyisége mellett.  
Forrás: saját kép

Az **FCR (Food Chain Reactor) technológia** ezen hordozók pozitív tulajdonságait használja ki; a technológiai sor minden szakaszában található mesterséges hordozó. Az ezeken megtelepült biofilmréteg hatékonyan kezeli a szennyvizet, így a technológiai tartózkodási idő a jelenlegi legalacsonyabb, 6-8 óra. A technológiában nem kizárólag mikrobákra támaszkodik, puhatestűek, férgek, ízeltlábúak, halak, kételtűek is részesei a rendszernek, továbbá a szennyvízben található tápanyagok egy része is azonnal hasznosul a szennyvízre telepített növényzet által (3. ábra). Az eljárással csökkenthető a szennyvíztechnológia során létrejövő magas lebegőanyagtartalom, utóülepítésre sincs minden esetben szükség (Organica, 2016; Sari és Rifai, 2020). Magyarországon

a dél-pesti szennyvíztelep az egyetlen működő FCR rendszerű telep, azonban itt a technológiának csak a biológiai részletét lehet megismerni.



3. ábra: Az FCR rendszer hordozói, illetve a már előre telepített növényzet.  
Forrás: saját kép

További terjedő technológia az **MBBR (Moving Bed Bioreactor)** technológia, ahol a mesterséges hordozók nincsenek rögzítve, a keveréskor vagy a levegő-betáplálás során létrejövő áramlatok szállítják a például nagy sűrűségű polietilénből (HDPE) készült (a víz sűrűségével közel azonos sűrűségű:  $1\text{g/cm}^3$ ), kb. 20 forintos nagyságú biofilm hordozókat (Ødegaard et al., 1994). A keverés miatt itt is kizárt a rétegződés, illetve a nem kívánt ülepedés. Óriási előnye a technológiának, hogy meglehetősen kis helyet foglal el, illetve szükség esetén a technológia zárt térben is tud működni, így talajszint alá is tervezhető (van Haandel és van der Lubbe, 2012). A technológia jelenlegi elnevezése AnoxKaldness, és a Veolia Water csoport tulajdona.

### A hibrid szennyvíz és élővíz kezelési módszerek

A mesterséges hordozókkal felszerelt rendszerek a könnyű méretezhetőség, a gyors startup mellett rendelkezik még egy előnnyel, megfelelő technológiai átalakítással a technológia áttemelhető élővizet, elsősorban tavak, tengeröblök kezelésére.

Erre az FCR rendszer a legalkalmasabb, hiszen hordozói rögzítettek, és a közeg keverésének csak a közeg homogenitása miatt lehet némi jelentősége, nem pedig a hordozók mobilitása miatt fontos. Így az FCR rendszer alkalmas arra, hogy az aerob reaktorainak a megvalósítását át lehessen emelni élővíz környezetbe. Azért az aerob reaktor, mert feltételezhetően az élővizekben kis mennyiségben jelenik meg az ammónia és a nitrit, ami a szennyvíztelepek anaerob és anoxikus zónáiban kerülnek átalakításra. Később mérésekkel is alá lett támasztva, hogy a technológia alkalmazásával a teljes tápkomponens-eltávolítás (N, P) megoldható, még hozzá az intenzív szennyvíztisztítás (reaktoros) technológiákat jellemző folyamatsebességgel. Ebből következik, hogy szükség volt egy finombuborékos levegőztető rendszerre, mesterséges hordozókra, valamint némi növényzetre, mint élőgép. A 4. ábra a hordozó nélküli felépítést mutatja.



*4. ábra: A hibrid prototípus egyik eleme, felszerelt hordozók nélkül.  
Forrás: saját kép*

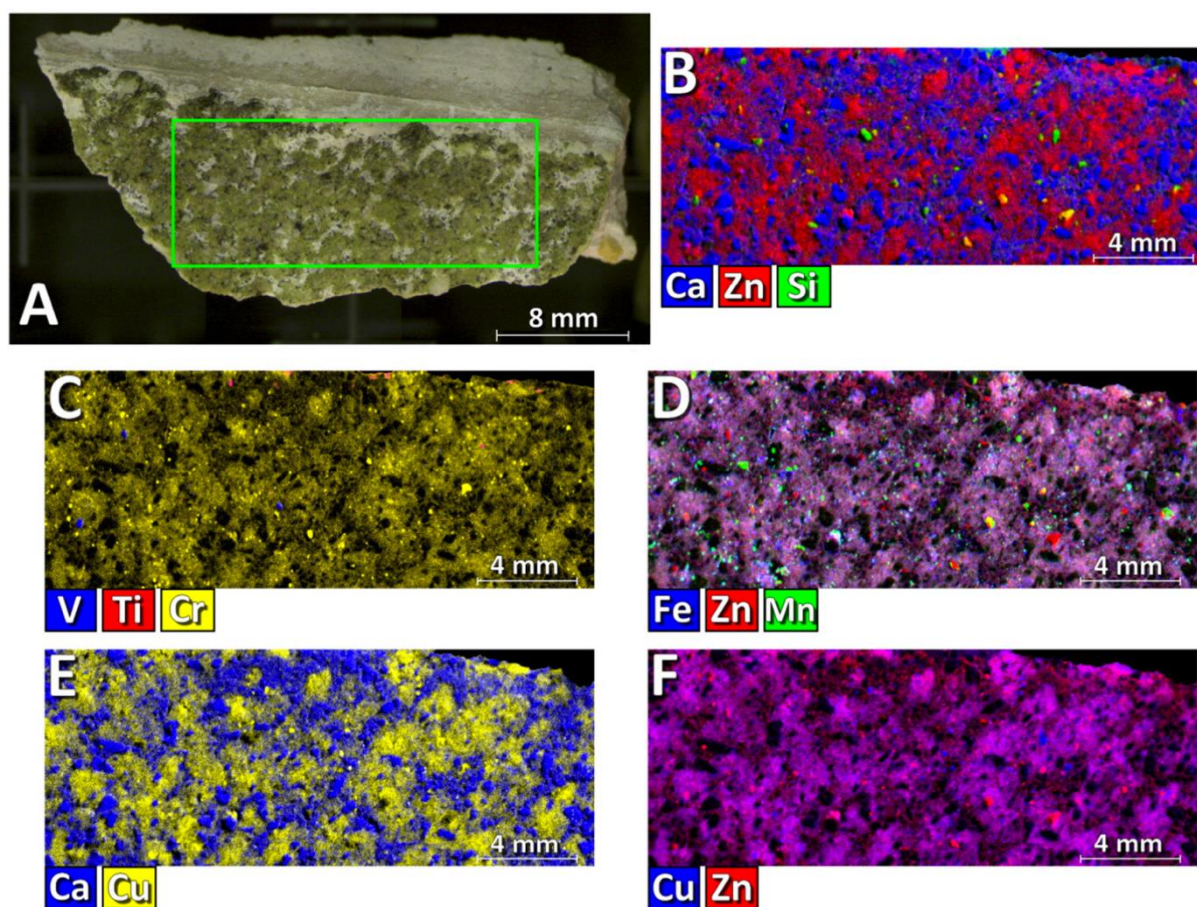
A prototípus – több helyszínen való sikeres tesztelés után – jelenleg Kenyában teljesít szolgálatot, ahol sikeresen valósítja meg a biofilmes reaktorok előnyös tulajdonságait élővizes környezetben. Anélkül biztosítja a technológiai szempontból előnyösen kontrollált környezetet az élővizes közegben, hogy azt fizikailag le kellene határolni.

A rendszer alapjául szolgáló élőgépes technológiát jellemző kivételesen nagy biodiverzitás előnyös tulajdonságai fokozottan kiaknázhatók, hiszen a nagyobb biológiai változatosság stabilabb és hatékonyabb tisztítást eredményez, és fokozott mértékben járul hozzá az élővizes környezet természetes mikroflórájának helyreállításához.

### 2.1.3. Vízben élő indikátor szervezetek, algák

Az algák az eukarióták osztályába tartozó élőlények, polifiletikusak, tehát a rendszertani besorolásuk lehetetlen. Jelenleg több mint 72.000 algafaj van leírva, de a valós számuk akár az egymilliót is elérheti (Guiry, 2012). Lehetnek egy- vagy többsejtűek, szaporodhatnak ivarosán vagy ivartalanul. Minden típusú vízben fellelhetők: édes álló- és folyóvizekben, tengerekben, óceánokban. Mivel többnyire fototróf táplálkozásúak, ezért a nagy mélységet nem kedvelik. A populációk többnyire több fajból tevődnek össze, így meghatározásuk, arányszámuk jelenleg DNS alapú bázispár vizsgálattal is lehetetlen (Buczko et al., 2003).

Az algafelszaporodás mindig tápanyagfeldúsulást jelez az élővizekben, és nem megfelelő fertőtlenítést a mesterséges vizekben (fürdők). García-Florentino et al. (2018) tanulmányából kiderül, hogy a kutatásuk során izoláltak egy olyan algafajt, ami képes az atmoszférikus fém szennyezettséget indikálni. A trentepholia algacsalád által alakított biofilm röntgen átvilágításakor azonnal kirajzolódott a bennük megkötött fémszennyezők, így in situ módon meglehetősen gyorsan kaphatunk képet a levegőben vagy a környezetben található fémszennyezőkről (5. ábra).



5. ábra: Az algapopuláció röntgennel megvilágított multispektrofotográf felvétele.  
Forrás: Garcia Florentino et al. 2018

Schiavon et al. (2017) kutatása arra irányult, hogy van-e az algáknak szelén megkötésük, és ha van, akkor ez mennyiben algafaj specifikus, és milyen mértékben történik a megkötés. A szelén ipari felhasználásának – többek között – a gombairtasban van szerepe, de a közönséges samponokban is találhatunk szelén alapú vegyületet. Kutatásai során nem tudott egyértelmű választ adni, hogy pro- vagy antioxidáns szerepet tölt be a szelén az algákban, azonban a megkötést bizonyította.

Az algapopulációk képesek jelezni egy vízfelület aktuális állapotát, ami előrevetítheti a bekövetkező természeti eseményeket, például korallpusztulást vagy éppen korallfelszaporodást Coletti et al. (2018).

Az algákban létrejövő elsődleges anyagcseretermékek, pl. fehérjék, vitaminok, zsírsavak vagy színanyagok, számos gazdasági jelentőségű termék közismert alapanyagai, míg a másodlagos anyagcseretermékei az emberiség számára fontos biotechnológiai termékek (Schlegel, 1985). Ide tartoznak a szerves savak, aminosavak és peptidek, növekedést szabályozó és gátló anyagok, antibiotikumok, enzimek és még a toxikus vegyületek is. A cianobaktériumok több mint 800 másodlagos anyagcsereterméke több csoportra osztható, pl. enzimgátlók, fotoszintézist gátlók (Yadav et al., 2011).

Az algák a gyors szaporíthatóság miatt egyre kedveltebb kutatási témái az üzemanyaggyártásnak, így a mobilitásnak is. A gyorsan növekvő energiaigény a globális felmelegedés és a klímaváltozás miatt olyan alternatív, megújuló források iránt kiált, amelyeknek jelentősen kisebb a környezeti terhelése (Liu et al., 2017). A mikroalgapopulációk óriási potenciális élelmiszerforrások lehetnek, de a biomasszából bioüzemanyag is formálható, mint a bioethanol, a biometán (Ghosh és Mandal, 2016). Az algákból nem csak üzemanyag készíthető. Mivel gyorsan pótlódik, így elegendő tápanyaghoz tudják juttatni a bioüzemanyaghoz természetett növényeket, ami által a hajtóanyagkészítés jobbá és nagyobb hatásfokúvá válhat (Khan et al., 2017). Ez valójában annak a tulajdonságnak köszönhető, hogy az algáknak magas a lipid, a szénhidrogén és a fehérjetartalmuk (Sirajunnisa és Surendhiran, 2016). Továbbá az is jellemző az algákra, hogy a szárazföldi tápanyagbázisokhoz képest öt-tízszer gyorsabban nőnek optimális körülmények között. Több kutatás irányul az algaközösségek megismerésére, karakterizálására, főleg a kötőfehérjék kapcsolatára, ami a klorofill-a/b-hez kapcsolódhat (Ramanna et al., 2017).

Vo Hoang Nhat et al. (2018) kutatásai arra irányulnak, hogy helyesen használjuk-e az algapopulációkat, vajon képes-e az emberiség elég algát termeszteni, fenntartani, hogy egyszerre elegendő legyen egyaránt a bioüzemanyag gyártáshoz és a szennyvíz-remediációhoz. Kutatásaik

szerint mind a két aspektus ígéretes, de nem szabad, hogy egyik a másik kárára menjen, hiszen a vízkezelés, a vízkörforgás javítása legalább annyira fontos, mint a szárazföldi transzportáció. Tanulmányukban azt is felvetették, hogy mind a két érdekcsoport természetesen magát helyezi előtérbe, de jelenlegi tudásunk és algaszaporító metódusunk nem elégséges ahhoz, hogy mind a két növekvő igényt kielégíthessük. Arra is kitérnek a szerzők, hogy Európa, Észak-Amerika, a Közel-Kelet, India, Indokína, Kína a legérintettebbek a felhasználást illetően, de nincs egységes és szabályozott megállapodás közöttük.

Az algaközösség egy rendkívül diverz organizmusközösség, és a legtöbbjük képes a fotoszintézisre. A fotoszintézis olyan élőlényekre jellemző, amelyek rendelkeznek “fénybefogadó apparátussal”. Ezek a készülékek fénynyelő pigmentekkel vannak ellátva, amik különböző funkciókat látnak el a fotoszintézis során, illetve ezek a pigmentek jellemzik is, hogy melyik hullámhosszú fényt képesek magukban elnyelni. Például a klorofill mint elsődleges pigment elengedhetetlen része az oxigén környezetében zajló fotoszintézisnek, míg a karotin csupán kiegészítő pigment. Azonban a fotoszintézis is két fő reakciócsoportként jellemezhető: a fényben történő folyamatok, valamint a sötétben történő folyamatok.

A fény hullámhosszának változtatásával az algaközösségek eltérő fejlődési irányokat mutatnak, és különböző biológiai termékeket halmoznak magukban. Legszenvedelmesebb eredményt a vörös fény, mint világítás alkalmazásakor jegyezték le, amikor is a populáció jelentősebben gyorsabban szaporodott, így a biomasszatömegük erősebb ütemben nőtt. Ugyanakkor azt is megfigyelték, hogy a vöröstől távol eső kék fény esetében a lipid és a karotin tartalom nőtt meg ugrásszerűen. Ez a kísérlet mutatós eredményeket hozott a sejten belül zajló események leírásakor is. A klorofill – zöld színe miatt – mind a két szélsőséges fényhullámhosszra igényt tart, a kékes zöldre (450-475 nm) és a vörösre (630-675 nm). A klorofill kiemelkedő szerepet játszik a széndioxid megkötésében, továbbá képes öreg sejteket regenerálni, akár még a hemoglobinszámot is képes növelni emberi szervezetben. Az ilyen külső helyszínen algaanyagoknál a produktivitás közvetlen napfény esetében kiemelkedő, viszont mérési stratégia az volt, hogy az időjárási viszonyokat mesterséges fényszórással lehessen kiegészíteni, amire a PAR vagy LED típusú fényforrásokat alkalmaztak, hiszen könnyen kezelhetők, és bár magas az energiaigényük, és a színsűrűséssel a kívánt hatást könnyen ki lehet váltani az algaközösségből. A kísérletből az is kiderült, hogy az emberi szem számára nem látható tartományok – főleg az ultraibolya – is óriási befolyással bírnak, így a napfény elhagyása nem kivitelezhető (Ramanna et al., 2017).

Távérzékelési vizsgálatokkor kiderült, hogy az alga közösségek meglehetősen sajátos reflektanciával rendelkeznek. Ezeket a spektrális tulajdonságokat már többen vizsgálták;



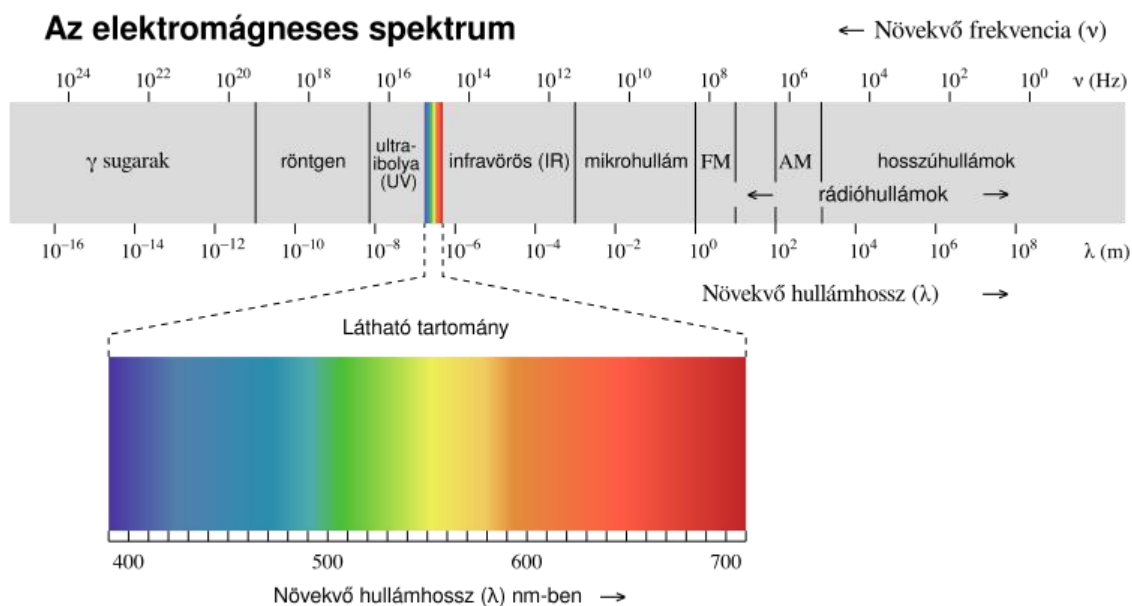
Gitelson et al. (1993), illetve Dekker és Peters (1993) mérései során vizsgálták a felszíni reflektancia alakulását, különböző a-klorofill koncentrációk mellett. A mérések az 500 nm alatti tartományban alacsony reflektancia értékeket mutattak, az 560 és 590 nm-es tartományban a reflektancia értékek viszont növekedésnek indultak; ez a fotoszintetikus pigmentek csökkenő elnyelésének, illetve a lebegőanyagok fényvisszaverésének volt köszönhető. Ezt követően csökkenő reflektancia trend következett, két lokális minimum értékkel 630 nm és 670 nm-nél. Ezt követően ismét növekvő reflektanciát mértek lokálisi maximummal 685 és 715 nm-es tartományban. A kutatások eredményei alapján ez 710 nm körül megjelenő csúcsérték, a fitoplankton sajátos fényemissziós (fluoreszcencia) tulajdonsága. A magasabb hullámhossz tartományhoz kapcsolódó fényemissziós tulajdonságokat többen vizsgálták, megegyező eredménnyel: a vízminőség jellemzésére legalkalmasabb tartomány 500 és 800 nm között van, ugyanis e tartomány felett 850 nm-től a víz okozta fényabszorpció hirtelen megnő, az említett tartomány alatt pedig erőteljes reflektancia csökkenés tapasztalható (Dekker és Peters, 1993; Honti és Istvanovics, 2011; Istvánovics et al., 2005).

## **2.2. A fény**

A fény szemmel vagy erre kialakított szenzorral érzékelhető elektromágneses sugárzás, az emberi szem retinájának érzékelőit, az úgynevezett csapokat és pálcikákat ingerli. Ezek az ingerek elektromos impulzusokként terjednek tovább, a látóidegen haladva az agyban keltenek világosságérzetet. Tágabb értelemben természetesen a fényhez tartozhat az ennél nagyobb (infravörös) és kisebb hullámhosszú (ultraibolya) sugárzás is. A hullám/részecske-kettősség alapján: a fény ugyanis hullámtulajdonságokkal és részecsketulajdonságokkal is jellemezhető. A részecskéket a kvantummechanika a fény kvantumainak, fotonoknak nevezi. A fotonok olyan részecskék, amelyek nyugalmi tömege zérus, üres térben pedig vákuumbeli fénysebességgel mozognak (Browne, 2010; Maxwell, 1865).

A fény olyan elektromágneses sugárzás, amiben az elektromágneses sugárzásoknak azon hullámhosszú tartományát értjük elsősorban, amelyet az emberi szem érzékelni tud. Ezalatt megközelítőleg és átlagosan a 390 és 750 nm hullámhossz közé eső elektromágneses sugárzási tartományt értjük, és ezeket másképpen látható fénynek is nevezik (6. ábra). A fény színe olyan fiziológiai érzet, amelyet a látható optikai sugárzás kelt, méghozzá a hullámhosszától függő minőségben. A környezetünkben az összes elektromágneses sugárzást sorba rendezhetjük hullámhossz szerint, ekkor kapjuk az elektromágneses spektrumot. Fizikai természetét tekintve a

fény – mint elektromágneses sugárzás – voltaképpen energia, amely a térben elektromágneses hullámként terjed (Maxwell, 1865; Purcell és Morin, 2013).



6. ábra: Az elektromágneses spektrum.  
Forrás: Ronan, 2013

### 2.2.1. A fény fizikai tulajdonságai

A fénymérés, másnéven fotometria a látható fénynek, az elektromágneses spektrum 390 nm – 750 nm hullámhossz tartományba eső sugárzás mérés technikájának és alkalmazásának az összessége. A fotometria mértékegységei a fényáram, a fényerősség, a megvilágítás és a fénysűrűség. A fényáram ( $\Phi$ ) a fényerősség és a besugárzott térszög szorzata. A fényáram származtatott SI-mértékegysége a lumen (lm).

$$1 \text{ lumen} = 1 \text{ cd} \times \text{sr}$$

(1)

Ahol:

cd - kandela

sr - szteradián (a térszög SI mértékegysége)

Azaz 1 lumen, az 1 candela fényerősségű, pontszerű fényforrás 1 szteradián térszögbe kisugárzott fényárama.

A fényerősség (I) a fényforrás által egy meghatározott irányban kibocsátott fénykisugárzás mértékét jelöli. Mértékegysége kandela (cd). A fényerősség a kis térszögben kibocsátott fényáram és a térszög hányadosa.

$$1cd = lmsr \quad (2)$$

A megvilágítás (E) a megvilágított  $\Delta$  felületre eső  $\Phi$  fényáram és a megvilágított  $\Delta$  felület nagyságának hányadosa. SI mértékegysége a lux (lx):

$$1lux = 1 lmm^2 \quad (3)$$

A megvilágítási erősség a felületet érő fény mértéke, megadja, hogy egy adott felület mennyire van kivilágítva, vagyis mekkora fényáram jut  $1 \text{ m}^2$  felületegységre lumenben. 1 lux a megvilágítása annak a felületnek, amelynek 1 négyzetméterére merőlegesen és egyenesen 1 lumen fényáram esik.

A fénysűrűség (L) az a mérték, amely az emberi szemben a világító vagy a megvilágított felületek által keltett fényérzetet határozza meg, azaz a felületegységre jutó fényerősség. Vonatkozhat nemcsak fényforrásra, hanem megvilágított felületre is. Leggyakrabban a vizsgált felületre merőleges irányban mérjük, de meghatározható más irányban is, ilyen esetben a felületnek a mérési irányra merőleges vetületét kell számításba venni. Mértékegysége:

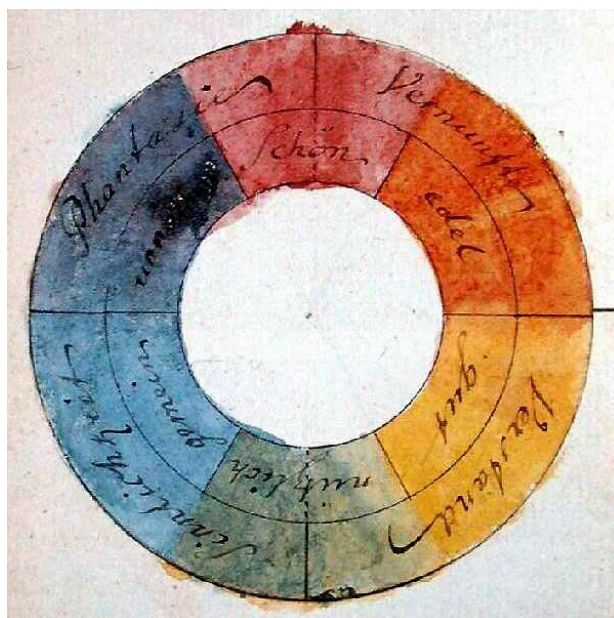
$$1L = 1 cdm^2 = 1 nit \quad (4)$$

A fénysűrűség értékét úgy kapjuk meg, ha a fényforrás fényerősségértékét osztjuk a mérési távolságból mért világítandó felülettel. A fénysűrűség határozza meg az egyéni fényérzetet. A fénysűrűség azon fényhatás mértéke, amelyet az emberi szem egy önvilágító vagy mesterségesen megvilágított felületről hív elő. A relatív fénysűrűség-különbséget kontrasztnak nevezzük (Bergou et al., 2003).

### 2.2.2. A színelmélet

A színelmélettel foglalkozó rövid történeti áttekintést Wenzel (2013) a tanulmányában így foglalta össze: Leonardo da Vinci volt talán az első ember a 15-16. század fordulóján, aki tudományos

szigorral és a jelenségek gondos megfigyelésével kereste a színek, a fény és az árnyék törvényeit. Dömötör és Péter (Dömötör és Péter, 2012) kiemeli, hogy a különböző színek kontrasztjának vizsgálatakor nem feledkezhünk meg a szimultán kontraszt jelenségéről, amely Leonardo da Vinci színelméleti munkásságának egyik fontos megfigyelése volt. Isaac Newton a 17-18. század fordulóján egészen más szempontból érdeklődött a színek iránt: fizikusként üvegprizmákkal kísérletezve felfedezte, hogy a fehér fényt a szivárvány színeire lehet bontani, majd újra fehér fénné egyesíteni. Newton a szivárvány színeihez hozzáadta a bíbor (vagy ibolya) színt, amely nem szerepelt a szivárványban, de festékként már rendelkezésre állt, és a színeket kör alakban rendezte el. Színkörében hét szín található: vörös, narancs, sárga, zöld, indigó, kék és ibolya. Rajkovits (2017) hozzáteszi, hogy bár megfigyelte a vékony szappanhártyákon megjelenő színeket és fekete foltokat, de színek kialakulására nem adott magyarázatot. A 18. század közepén Le Blond felfedezte, hogy három szín (a sárga, a vörös és a kék) egymásra helyezésével a színkör összes színét, sőt azok finom átmeneteit is el tudja érni (Nagy, 2009). Tobias Mayer jelentős eredményeket ért el a színárnyalatok rendszerezésében: három alapszínt, a pirosat, a zöldet és a kéket egy háromszög sarkaiba helyezte. A háromszög oldalain a szomszédos csúcsok által képviselt színkeverékeket helyezte el, míg a háromszög belsejében mindhárom alapszínt felhasználó színkeveréket (Grüsser, 1989; Kántor Sándorné Varga, 2020, 2004; Nagy, 2009). A 18-19. század fordulóján Goethe alapos színelméleti kutatásokat végzett, és különösen a színek fiziológiai és pszichológiai vonatkozásai érdekelték (7. ábra).



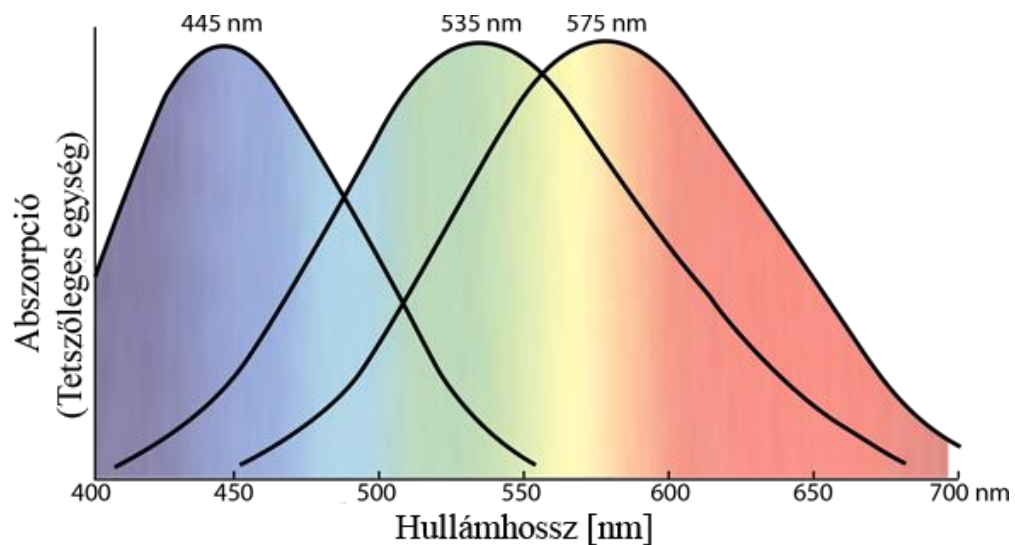
7. ábra: A Goethe által rajzolt színkör.  
Forrás: Goethe, 1810

A komplementer színekkel, a színes utóképekkel és a színek pszichológiai hatásaival kapcsolatos megfigyelései és megállapításai ma is érvényesek (Simigné Fenyő, 2020; Zemplén, 2000). A 19. században Helmholtz a spektrum hullámhosszai és az általuk kiváltott színérzet közötti kapcsolatot vizsgálta. A mai színelmélet Young-Helmholtz háromszín-elméletén alapul. Maxwell, a fény elektromágneses elméletének megalkotója, a színelmélet területén is fontos felfedezéseket tett: ő volt az első, aki kifejlesztette a színek mérésének módszerét egy forgó színtárcsa segítségével. A 20. században felmerült az igény a színek számszerűsítésére és mérésére is: Munsell mintegy 4000 tagból álló közel egyenközű színminta gyűjteményt és egy színrendszerezést dolgozott ki, ami ma is széles körben használatos. A másik fontos színrendszert és színmintagyűjteményt Ostwald német fizikus-kémikus mérnök alkotta meg 1939-ben. Ez a rendszer a színharmóniakon alapul. A Coloroid színrendszert és színmintákat a magyar Nemcsics professzor 1980-ban építészek számára fejlesztette ki, amely a színpreferencián alapul. Ezekon kívül számos más színmintagyűjtemény és színrendszer is létezik, hiszen szinte minden szakma kifejlesztette saját színmérési rendszerét. Ehhez kapcsolódik Eperjesi (2010) kijelentése is: a mai napig nincs egyetlen olyan átfogó, érvényes színelmélet, amellyel szakmától függetlenül mindenki elégedett lenne. Minden tudományág, amelynek szüksége van színelméletre, tökéletesíti a sajátját, de nem mutat megértést a másik iránt.

### **2.2.3. A fény- és színérzékelés**

A látás képessége a környezet vizuális észlelését, a környezet tárgyainak egymástól való megkülönböztetését jelenti. Ugyanakkor maga a fényérzékelés a növényeknél is kimagaslóan fontos, hiszen a fotoszintézishez szükségük van fényre. A fény az elektromágneses hullámok 200-10000 nanométerig terjedő tartománya, az emberi szem azonban ennek csak kis részét, valahol 390-750 nanométerig terjedően tudja érzékelni átlagosan, mint látható fény (ez egyénileg eltérhet). A vizuális ingerek és információk feldolgozása az emberi szervezetben a szem hátsó részén található retinánál kezdődik. Itt a beérkező fény a fotoreceptor sejtjeiben lévő csapok és pálcikákon keresztül idegi jellé alakul. Ezekután az idegi jel bipoláris sejteken keresztül jut a retinában lévő ganglionsejtekhez. A látóideg, ami a ganglionsejtek összefonódása, játszik szerepet abban, hogy az idegi jel eljusson a neuronokhoz, ami a látókéreghez vezeti ezt az agyban. Az emberi szemben háromféle színérzékelő csap található, ezeket a sejteket a beérkező fény különböző hullámhosszai más-más mértékben stimulálják. A rövid csapok (más néven S vagy  $\beta$ ) 400-500 nm tartományban stimulálódnak, 420-440 nm közti csúccsal. A közép (más néven M vagy  $\gamma$ ) a 450-630 nm tartományban stimulálódnak, 543-545 nm körüli csúccsal. A hosszú csapok (más néven L vagy  $\rho$ )

pedig az 500-700 nm tartományban stimulálódnak, 564-580 nm körüli csúccsal (Sadun et al., 1986) (8. ábra).



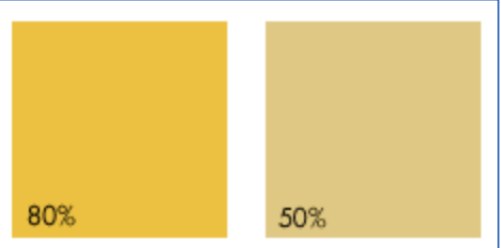
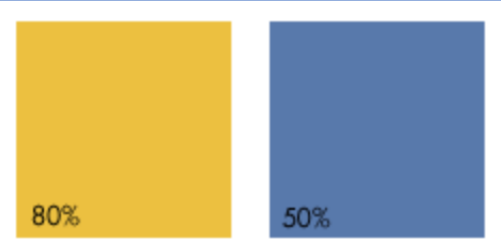
8. ábra: Az emberi szemben lévő csapok stimulálódási görbéi.

Forrás: <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/vision/imgvis/colcon.png>

A színek érzékelése az emberi evolúció során többször változott, és bár földrészenként, illetve kulturális különbségek esetén az érzékelés eltolódhat, a mára kialakult homo sapiens színérzékelése megközelítőleg azonos.

Wenzel (2013) megállapítja, hogy a szintan tudományterületén a szín fogalma teljesen az emberi szem látásához kapcsolódik, ebből kifolyólag pedig színnek csak azt a spektrális élményt nevezzük, amelyet az emberből (még hozzá az átlagos, ép színlátású emberből) vált ki a színes fény. Amennyiben a színeket nem az emberi szem érzékelése irányából közelítjük meg, akkor a HSL modellt alkalmazzuk (Hue, Saturation, Lightness – színárnyalat, színtelítettség, világosság). A fény színárnyalata alatt az általunk ismert és az agyunkban leképezett színeket értjük. (Ihaka et al., 2021).

A színtelítettség két végpont között változó érték: a tiszta szín és a vele azonos világosságú szürke között, a színnek a vele azonos világosságú (fényáramú) szürkétől való távolságát fejezi ki (9. ábra).

Telítettség különbség érzékelése	
	
A két szín között a telítettség különbség 30%, ez jól érzékelhető, mert a színezetük és a világosságuk azonos.	A két szín között a telítettség különbség 30%, de nehéz érzékelni, mert a színezetük és a világosságuk is különböző.

9. ábra: A színek telítettségének példái.

Forrás: Nemcsics, 2003

A fizikai fogalmak közül a sáv szélesség felel meg a színtelítettségnek. Minél keskenyebb az energiát kibocsátó sáv a spektrumban, annál telítettebb, tisztább a színezet.

„A magyarban így fejezzük ki a színérzet telítettség jellemzőjét:

- a telített szín: tiszta, élénk, erős, tüzes, telt, határozott, intenzív, ragyogó, harsány, rikító;
- a kevésbé telített szín: tört, szürkés, fakó, tompa, fáradt;
- a teljesen telítetlen szín (fehér, szürke, fekete): semleges vagy akromatikus;
- a kromatikus szín akkor „tiszta”, ha nem tartalmaz semmilyen semleges árnyalatot;
- az akromatikus akkor „tiszta”, ha nem tartalmaz semmilyen színes árnyalatot;
- tarka színek: amelyeknek van valamennyi színtartalmuk.

A szürkék (akromatikus színek) nem tartoznak ebbe a halmazba” (Nemcsics, 2003).

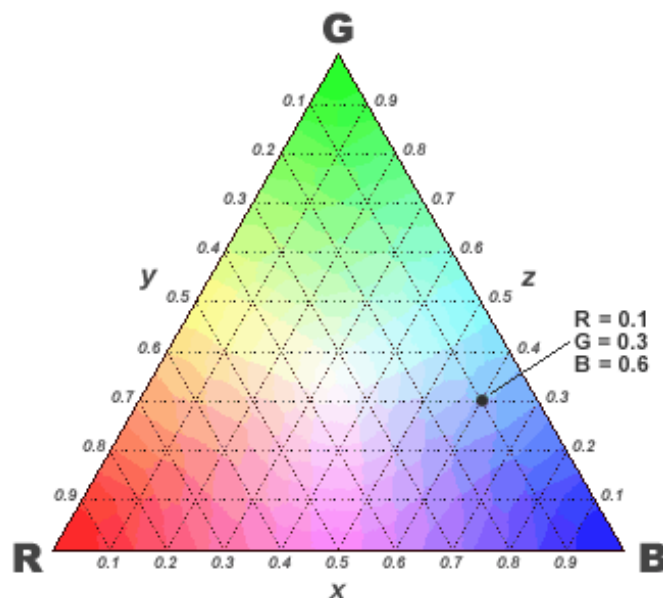
A szín világossága arányos észlelt visszaverődéssel azt mutatja meg, hogy a színárnyalat a fehér vagy a fekete érzetéhez esik-e közelebb. A világos színek a fehér közelében (a fénynek a nagyobbik hányadát reflektálják), a sötétek a fekete közelében (a fénynek kis hányadát reflektálják) vannak. Az „abszolút fehér” minden fényt visszaver, az „abszolút fekete” pedig minden fényt elnyel. A fekete-fehér pólust a szürke (akromatikus, semleges) sor köti össze (Nemcsics, 2004).

A fény intenzitása és az érzékelt világosság azonban nem azonos fogalmak. A fényerősség fizikailag mérhető, a világosság viszont pszichológiai jellemző. Az emberi látás szempontjából mindkettő fontos, mert csak bizonyos fényintenzitás-értékhatárok között látunk élesen és színesen, de az érzékelt világosság alapján igazodunk el (Sekuler és Blake, 2000). A színmérés során a színérzékelés körülményeit is rögzítik, és mindig figyelembe kell venni a pszichofiziológiai szempontokat is. A csak fizikai mennyiségként (fényintenzitás, hullámhossz) való leírás nem

mindig elegendő a színek definiálásához, mert nem fejezi ki a színérzetet. A színingerek és színérzetek különbözősége miatt egyenletes lépésközeik nem esnek egybe, tehát az egymástól változó nanométer távolságra lévő színingerek nem alkotnak a színérzetben egyenletes lépcsőt. Pl. a kék-zöld tartományban kb. 10-14 nm lépésköz idéz elő érzékelhető színváltozást, a sárga tartományban pedig már 2-4 nm. A jelenség magyarázata nem a fizikában, hanem az emberi percepcióban keresendő (Nemcsics, 2004). Tulajdonképpen ezt nevezzük Weber-Fechner törvénynek (Fechner, 1966), ami tulajdonképpen olyan pszichofiziológiai törvény, amely szerint minél nagyobb egy észlelt jel valós intenzitása, annál nagyobb változás szükséges a jel erősségében, hogy annak változását észleljük (Atkinson et al., 1999).

A szín mérése lehetetlen feladatnak tűnhet, mivel a szín pszichofizikai mennyiség, olyasmi, ami jelenlegi tudásunk szerint nem mérhető közvetlenül, csak közvetve. Ezért a műszeres mérési módszerek nem a pszichofizikai színt, hanem az azt kiváltó  $\varphi(\lambda)$  színjeleket mérik, és ebből számoljuk ki a színérzékelő által kiváltható átlagos ("normális") színérzékelést (Wenzel, 2013).

A színérzékeléshez az első lépés a színinger-mérés volt. 1931-ben a Nemzetközi Megvilágítási Bizottság (CIE) elfogadta a trikromatikus rendszert, amelynek alapja a Maxwell-színháromszög volt (10. ábra), ami tulajdonképpen különböző kísérletek eredményeit foglalja össze, és ami egyben a színinger mai mérésének alapja is (Smith és Guild, 1931).



10. ábra: A Maxwell háromszög.

Forrás: <https://www.appstate.edu/~steelekm/classes/psy3215/Color/maxwelltriangle.gif>

Ahhoz, hogy a színinger mérése egyértelmű legyen, szükség van néhány megszorításra és a mérés körülményeinek meghatározására. Hangsúlyozni kell, hogy ez csak a színinger mérésre vonatkozik: rögzíti, hogy azonos külső körülmények között az azonos színösszetevőkkel



rendelkező színjelek azonos színreakciót fognak kiváltani az átlagos megfigyelőben. Az adott színingerpárról kialakuló színészlelet függhet a látószögtől, az adaptációs állapottól, a betekintési szögből illetve az esetleges polarizációs szűrők elhelyezésétől. Ezért a CIE-A színinger-méréshez két előfeltételt rögzítettek: a színinger-vizsgálatot 2°-os, közepén kettéosztott látómezőben kell végezni, centrális rátekintéssel, sötét környezetben, illetve meghatározták a trikromatikus rendszerben használt három alapszíninger monokromatikus sugárzás hullámhosszát és fénysűrűségét (1. táblázat) (Hunt és Pointer, 2011).

1. táblázat: A színinger mérésakor meghatározott monokromatikus sugárzások színinger neve, jele, hullámhossza és fénysűrűsége.

Színinger neve	jele	hullámhossza	fénysűrűsége
Vörös (Red)	R	700 nm	1,000 cd • m <sup>-2</sup>
Zöld (Green)	G	546,1 nm	4,5907 cd • m <sup>-2</sup>
Kék (Blue)	B	435,8 nm	0,0601 cd • m <sup>-2</sup>

Forrás: Hunt és Pointer, 2011

1932-ben a CIE az RGB-rendszer mellett elfogadta az RGB-rendszer egy olyan átalakítását, amelyben a színérzékelők illeszkedési függvényei csak pozitív értékűek, és az egyik színérzékelő komponens értékei megegyeznek a szabványos fotometriai láthatósági függvénnyel, más néven spektrális fényhasznosítással (International Commission on Illumination, 1932)

Az eredeti monokromatikus alap-színingereket az XYZ színtérre való áttérésnél harmadrangú mátrixszal átszámolták, a mátrix egyenlet a következő volt:

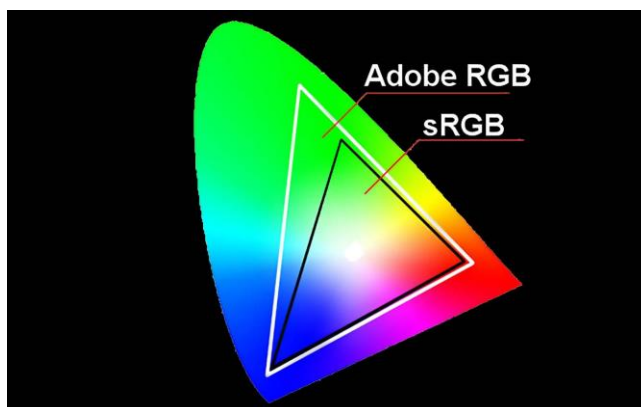
$$\begin{pmatrix} X \\ Y \\ Z \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 2,76888 & 1,75175 & 1,13016 \\ 1,00000 & 4,59070 & 0,06010 \\ 0,00000 & 0,05651 & 5,59427 \end{pmatrix} * \begin{pmatrix} R \\ G \\ B \end{pmatrix} \quad (5)$$

A mátrix szerint az Y színösszetevő egyenlete valóban a színinger fotometriai mennyisége. Az XYZ színingerösszetevőkből az RGB színingerösszetevőket pedig inverz transzformációval kapták, amelynek mátrixa:

$$\begin{pmatrix} 0,41846 & -0,15866 & -0,08283 \\ -0,09117 & 0,25243 & 0,01571 \\ 0,00092 & -0,00255 & 0,17860 \end{pmatrix} \quad (6)$$

A CIE RGB színteren kívül más RGB színtereket is alkalmaznak, amelyekben más alapszíningerek használhatók, ebből adódóan más lesz az átváltások értelmezési tartománya és

maga a transzformációs mátrix is. Jelenleg a két legelterjedtebb színtér az sRGB és az Adobe RGB (1998). Az Adobe RGB (1998) színekódolás képállapotát az ISO 22028-1:2004 szabványban határozták meg. Az sRGB és az Adobe RGB azonos mennyiségű színt tartalmaz, de az sRGB tartománya szűkebb, az Adobe RGB 35%-kal szélesebb színskálával rendelkezik, mint az sRGB (11. ábra). Méréseim során az Adobe RGB színteret használtam.



11. ábra: Az Adobe RGB és az sRGB színtere ábrázolva a CIE patkódiagramon.

Forrás: <https://www.adaminsights.com/wp-content/uploads/2020/09/why-use-or-not-use-adobe-rgb.jpg>

Az Adobe RGB esetén a normalizált XYZ tristimulus értékeket az alábbiak szerint kell R, G, B tristimulus értékké alakítani:

$$\begin{bmatrix} R \\ G \\ B \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 2,04159 & -0,5650 & -0,34473 \\ -0,96924 & 1,87597 & 0,04156 \\ 0,01344 & -0,11836 & 1,01517 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X \\ Y \\ Z \end{bmatrix}$$

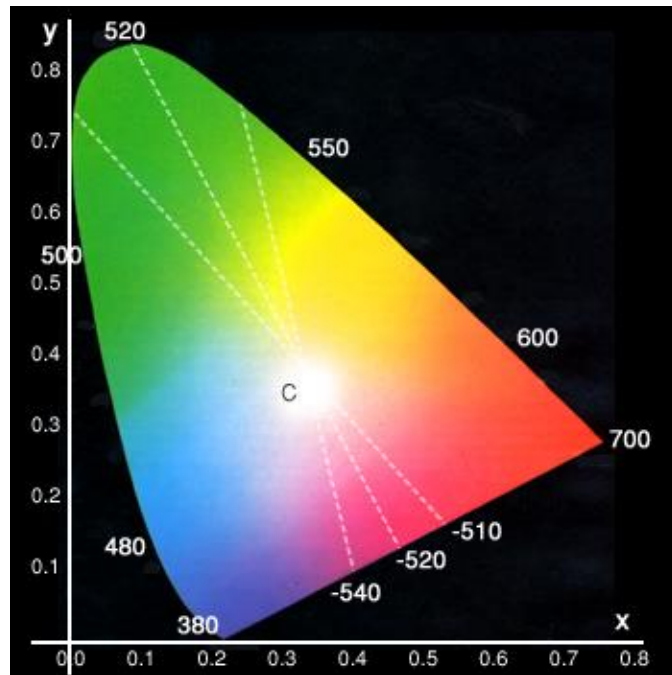
(7)

Az R, G, B tristimulus értékeknek a [0, 1] tartományba eső összes komponensértékkel az Adobe RGB (1998) színekódolás színskáláján belül kell lenniük (Adobe, 2005).

Az RGB színtér vagy színekódolás tehát az emberi színínger-mechanizmust követi. Az RGB színtér egy additív színmodell, amely a különböző színeket a vörös, zöld és kék fény különböző mértékű keverésével határozza meg. Elsősorban a digitális megjelenítésben és a számítástechnikában használatos, például képernyők, kijelzők és érzékelők, így a digitális képrögzítés esetében is.

Az első színmérés az additív színkeverésből (az RGB alapszínekből, illetve korábban a Maxwell féle színháromszögből) indult ki, majd további matematikai transzformációk után a patkódiagram lett az elfogadott szabvány, amely a színmérés első szabványos rendszere a teljes láthatósági színtérben. Továbbfejlesztések természetesen zajlottak, de a színméréssel, kalibrációval, színhőmérséklettel kapcsolatos irodalomban ma is mindenütt használják ezt a jellegzetes ábrát. A

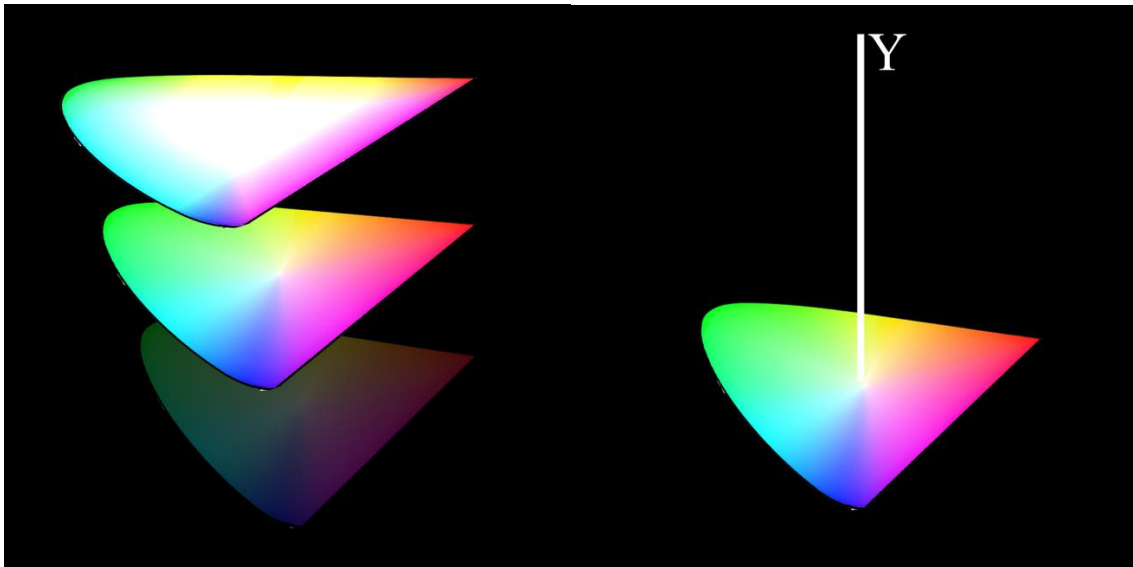
CIE patkó-diagram a színekűpot metsző sík, ahol a színezet két koordinátával megadható, a világosság (a színínger fénysűrűsége) pedig külön számadattal jellemezhető (12. ábra).



12. ábra: A CIE patkódiagram.

Forrás: <https://www.szinkommunikacio.hu/dataimages/patko.jpg>

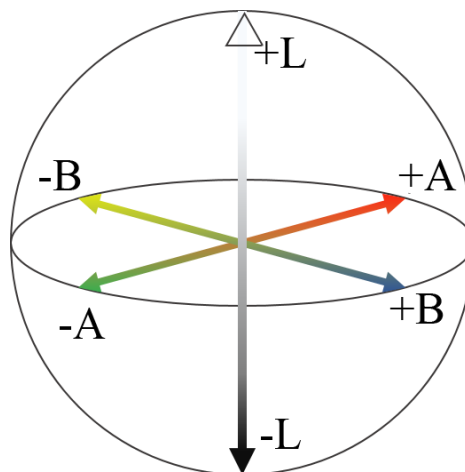
Az ábra középpontja a fehér pont (C), a semlegesek vetületi pontja. A patkó ívelt kontúrja maga az "ívelt" spektrum, balra lent a 380 nm-es ibolyakék a kezdőpont, majd az y tengely mentén felfelé haladva található kék, kékeszöld. A patkó legmagasabb pontja 520 nm-es sárgászöld, ez a legfényesebb spektrális szín. Ezután a patkóvonal jobbra lefelé görbül, itt található a sárga, a narancs, majd a patkó jobb szélső sarka a 700 nm-es vörös. Innen következik a bíbor színeket tartalmazó vonal, és a patkóív bezárul. A napfény spektrumában nincs bíbor, ezért hullámhosszukat negatív számokkal jelöljük, mégpedig annak a zöldnek a negatív értékével, amely a napfény spektrumából kivonva valójában bíbor: pl. 540 nm egy bizonyos zöld, -540 nm pedig lila, így a két szín (additív) keveréke valójában fehér. A bíbor színtartományt -490 és -570 nm között határozták meg. A patkódiagram koordinátái térben helyezkednek el: x, y (a vízszintes síkban, a pozitív síknegyedben így határozhatunk meg pontokat. A patkó belsejében a C fehérpont a  $x=y=0,33$  helyen van, ezen a ponton metszi a patkó x, y síkját a rá merőleges Y koordináta ami a világosságérzettel van összefüggésben, 0-100-ig vesz fel értékeket (13. ábra) (Schanda, 2007). Minden (érzékelt) színárnyalatnak leírható egy x, y ponttal a patkódiagram belsejében vagy határán, és mindhez tartozik hozzá egy (a patkó síkjára merőleges) Y.



13. ábra: A patkódiagram  $x, y$  síkját metsző, és arra merőleges  $Y$  koordináta, ami a világosságérzettel van összefüggésben.

*Forrás: saját szerkesztés a <https://www.szinkommunikacio.hu/dataimages/patko.jpg> alapján*

A CIELAB színteret vagy színkódolást (más néven  $L^*a^*b^*$ ; LAB), az International Commission on Illumination (CIE) határozta meg 1976-ban mint egyenlőközű színteret. A kódolás a színeket három értékkel fejezi ki:  $L^*$  az érzékelhető világosságot, valamint  $a^*$  és  $b^*$  az emberi látás négy egyedi színét: vörös/bíbor-zöld, kék-sárga színpárokat (14. ábra). Az LAB színtérnek előnye az RGB színtérrel szemben, hogy dedikáltan van egy csatornája a világosság mérésére, így nemcsak a kalibrációs eljárásokkor lehet alkalmazni, hanem abban az esetben is, ha a világossági mutató fontos szerepet játszik az adott szín megítélésekor.



14. ábra: A CIELAB színtér ábrázolása.

*Forrás: Ly et al., 2020*

A színelemzés empirikus alkalmazása az emberiség történetében a mezőgazdaság kialakulásával egyidejű, tapasztalati úton állapította meg, hogy a fák-bokrok gyümölcsei alkalmasak-e

fogyasztásra, vagy épp a tárolt ételek szavatosságát ítélték meg általa. Mára ennél jóval modernebb eljárási módokban, az élelmiszeriparban is megjelent a színelemzés. A húsok minőségét gyors színméréssel is meg lehet állapítani (Holman et al., 2021; Holman és Hopkins, 2019), illetve sörök főzési és erjesztési folyamatainak megismerésénél is ígéretes eredményeket mutat a színelemzés tudománya (Barczi et al., 2022).

A talajok karakterizálására alkalmazott Munsell-skála volt az első környezeti állapot meghatározására használt színelemzés, és jelenleg is folyik ennek a digitalizálása (Schmidt és Ahn, 2022), hiszen a Munsell-skála elsősorban nyomdaipari szabvány.

#### **2.2.4. A digitális képalkotás technológiája**

A képalkotás történelme egészen a barlangrajzokig, barlangkarcokig nyúlik vissza, később a festmények, illusztrációk, iniciálék nyújtottak vizuális információt egy adott történelmi eseményről. A legrégebbi ismert fotográfia 1827-ből származik, amit Joseph N. Niépce készített (Osterman és Romer, 2007). A polgárosodásnak a fotográfia iránti növekvő igénye hamarosan fellendítette a fényérzékeny, de még monokróm eszközzel történő fényképezést. A képalkotás a következő száz évben óriási fejlődéseken ment keresztül, mígnem eljutottunk a mozgóképig, illetve a színes felvételekig, aztán 1957-ben megszületett az első bináris digitális fénykép (Kirsch, 1998).

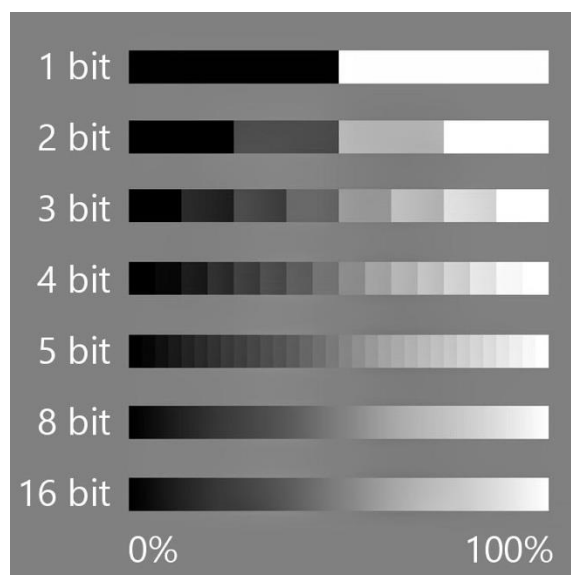
Az első aktívpixeles szenzort (APS) Peter J.W. Noble (1968) alkotta meg: minden egyes pixelhez fotodetektort kapcsolt, valamint egy vagy több tranzisztort. A fém-oxid félvezető (metal-oxide semiconductor, MOS) aktív pixelérzékelőben MOS-mezőhatású tranzisztorokat (MOSFET) használnak erősítőként. Mára a legelterjedtebb érzékelő komplementer MOS (CMOS) APS, más néven CMOS-érzékelő. A CMOS-érzékelőket olyan digitális kameratechnológiákban alkalmazzák, mint a mobiltelefonos fényképezőgépek, webkamerák, a legtöbb modern digitális zsebkamera, a legtöbb digitális tükörreflexes fényképezőgép (DSLR) és a tükör nélküli, cserélhető objektív fényképezőgépek (MILC), továbbá a pilóta nélküli légi járművek (Fossum és Hondongwa, 2014). 2009-ben Boyle és Smith megosztott fizikai Nobel-díjat kapott a CCD (charge-coupled device) szenzor feltalálásáért. (Miután a méréseim során ilyen eszközt nem használtam, a részletes ismertetéstől eltekintek.)

A digitális képrögzítés lehetőségei jelentősen meghaladják az emberi szem képelemző képességét (Zhang és Hartemink, 2019). A kép egyes csatornákra, például RGB vagy LAB-csatornákra történő felbontása, majd a közöttük lévő összefüggések többszörös együtthatókkal történő

elemzése széles körben alkalmazott módszer a távérzékelésben, de a terepi vizsgálatokban egyelőre kevesen használják ezt a megközelítést (Aitkenhead et al., 2020; Zhang és Hartemink, 2019), annak ellenére, hogy tulajdonképpen költségghatékony megfigyelőrendszeri lehetőség (Escobar-Sánchez et al., 2022).

A digitális technológiában különböző prizmákat és szűrőket helyeznek a bejövő fénysugár útjába. Ez biztosítja a megfelelő hullámhosszú komponensek szétválasztását, amelyek aztán külön érzékelőkbe kerülnek. Az ilyen több hullámhosszon történő egyidejű felvételeket multispektrális felvételeknek nevezik (Guo et al., 2003).

A színmélység vagy bitmélység a raszteres kép egyetlen pixelének színét meghatározó bitek számát jelenti. A színmélység a színmegjelenítésnek azon aspektusa, ami kifejezi, hogy mennyire lehet „finom” a lépcsőzetessége a színárnyalatok megjelenítésének (színpontosság). Egy másik fontos aspektus még, hogy milyen „széles” színskála fejezhető ki (gamut). Mind a színpontosság, mind a színskála (gamut) meghatározása egy színkódolási specifikációval történik. Monokromatikus színekkel a 15. ábrán szemléltetem a bitmélységek közti különbségeket (Sullivan et al., 2012).



15. ábra: A bitmélységek monokromatikus prezentálása.

Forrás: [https://pigmenta.hu/vision/pigmenta/uploaded\\_images/blog/bitdepthscharte6biaey6al.jpg](https://pigmenta.hu/vision/pigmenta/uploaded_images/blog/bitdepthscharte6biaey6al.jpg)

Bitszámnöveléskor növekvő problémát jelenthet szintérképen vagy palettán számontartani a felhasznált színeket. Így aztán nagyobb színmélységnél jellemzően a szín értékét közvetlenül a piros, zöld és kék szín relatív fényességével határozzák meg az RGB szintéren belül. Jellemzően az általam használt mérő- és képrögzítő eszközök (érzékelők) 8-bites színfelbontást (256 kimeneti szintet) érnek el R/G/B színcsatornánként, ami összességében 24 bites szintert eredményez (vagy

32 bitet, az alpha átlátszósági bitekkel). Ezt a bitmélységet nevezik true colornak, azaz valódi színek. A True Color lehetőséget kínál digitális rögzítésre és megjelenítésére az RGB színtérben olyan módon, hogy a jó minőségű fotók és komplex grafikák számára szükséges igen nagy számú fokozatot és színárnyalatot kezelni tudja. A True Color a színsávok egyenként legalább 256 árnyalatát jelenti, összesen  $16\,777\,216$  variáció áll rendelkezésre (Sullivan et al., 2012). Ezzel szemben az emberi szem összesen kb. 10 millió színt képes megkülönböztetni (Judd és Wyszecki, 1975).

### **2.3. A távérzékelés**

Távérzékelés alatt azokat az adatgyűjtési és feldolgozási eljárásokat kell érteni összefoglalóan, amelynek során tárgyakról, területekről és jelenségekről távolságból, közvetve, azok érintése nélkül lehet gyűjteni és rögzíteni adatokat (Láng et al., 1993). A távérzékelés fogalma, csakúgy, mint a fotometria fogalma, magába foglalja az adatok feldolgozási folyamatát is. Így az adatokat értelmezni, elemezni, mérni lehet, ilyen módon nyerve az adatokból információkat (Bácsatyai és Márkus, 2001). A távérzékelési adatokat az elektromágneses spektrum különböző hullámhossz-tartományaiban (spektrális tartományaiban) elektromágneses energia közvetítésével nyerjük (Csató, 2000).

A távérzékelés olyan adat- és információgyűjtési módszer, amely elektromágneses hullámok érzékelésével és feldolgozásával szolgáltat adatokat; ezek lehetnek közvetlen vagy visszavert hullámok. Az érzékelők az objektumok által visszavert vagy kibocsátott sugárzást rögzítik (Campbell és Wynne, 2011). Az érzékelők passzív és aktív csoportokba sorolhatók, attól függően, hogy csak a földfelszínről visszavert napsugárzást mérik-e, vagy maguk is bocsátanak ki sugárzást, majd mérik azt a látható és láthatatlan (pl. infravörös) tartományban. Az érzékelők által készített képekből a térképek széles skálája készíthető, olyan nagy felbontással, hogy méter- vagy akár centiméteres pontosságúak is lehetnek. Attól függően, hogy a felvételeket légi vagy földi állomáson, illetve referenciaponton elhelyezett rögzítő rendszerrel készítik, légi vagy földi fotogrammetriáról beszélünk (Campbell és Wynne, 2011).

Az energiaforrások alapján megkülönböztetünk aktív és passzív rendszereket. A passzív rendszereknél a vizsgálandó tárgyról vagy területről visszavert napsugárzást, illetve a felszín által kibocsátott sugárzást értjük, míg az aktív rendszerek esetében az érzékelőt hordozó eszközön elhelyezett adóberendezés által sugárzott jelek visszaverődését rögzítik (Balázsik, 2010).

„Az elsődleges fotogrammetriai adatnyerési eljárás a fényképezés, a távérzékelési adatnyerési lehetőségek egészét tekintve csak egy szűk spektrális tartományon belül lehetséges. Az emberi szem által érzékelhető hullámhossz-tartománynál (390 nm – 750 nm) alig szélesebb tartományról van szó, amely a „látható fény” kiterjesztése az ultraibolya (UV) és a közeli infravörös (NIR) tartományok irányába (380 nm – 900 nm). Megfigyelhető továbbá, hogy az érzékelés lehetősége nem folytonos, vagyis vannak ún. szakadások, amely spektrális tartományokban az érzékelés nem lehetséges” (Balázsik, 2010, p. 3). A tartományokat, amelyekben az légkör teljesen átengedi az elektromágneses hullámokat, légköri ablakoknak nevezzük (Verőné Wojtaszek, 2007). A felszínre érkező elektromágneses energia a természetes felszíni elemekkel és a mesterséges objektumokkal egyaránt kölcsönhatásba kerül. A teljes beérkező energia egy része elnyelődik, más része visszaverődik. Néhány távérzékelési képrögzítési megoldás: fényképezés, *analóg* képrögzítés, optikai képalkotás, *digitális* képrögzítés, multispektrális fényképezés, panorámafényképezés, résfényképezés (Belényesi et al., 2008).

Napjainkban a távérzékelést nemcsak kommunikációs tevékenységekre használjuk, hanem olyan feladatkörök ellátására is alkalmas ez a módszer, mint például a növénycsoportok genológiai és fenológiai összetételének a kézi vizsgálata (Fitter és Fitter, 2002). A növénykultúrák elkülönítésére távérzékelést és a digitális képfeldolgozást az elsők között Guyer et al. (1986) alkalmazta: kísérleteik során a fluoreszcencia jelenségét használták a szürkeárnyalatos képek elemzésére, és azt vizsgálták, hogy a növényzetnek vannak-e fajspecifikus jellemzői, amelyek alapján egyértelműen azonosítható egy adott növény. Az eredmények azt mutatták, hogy ez a megoldás igen magas hibarányal (átlagosan 54%) használható szegregációra.

Védett területek felmérésekor sokkal nagyobb területeket vagyunk képesek letapogatni, ezáltal sokkal nagyobb merítésből tudunk átlagot számolni. Az őserdőkkel, esőerdőkkel vagy a mangrove erdőkkel kapcsolatban olyan hatalmas adatmennyiség birtokába juthatunk ökológiai lábnyom nélkül – hiszen ezek a helyek nehezen megközelíthetők –, amelyek korábban elképzelhetetlennek tűntek (Pastor-Guzman et al., 2018). Óriási előny továbbá az is, hogy rengeteg adatot lehet egyszerre rögzíteni, így az összehasonlítás, valamint az összefüggések keresése még egyszerűbbé vált.

A távérzékelési rendszerek a megfigyelés távolsága és a hordozóeszköz alapján különböztethetők meg, így beszélhetünk földi/terepi, légi és űrbeli távérzékelési rendszerekről. Ugyanakkor az is tény, hogy bár a légi és űrbeli távérzékelés dominanciája vitathatatlan, a földi távérzékelési rendszerek is jelen vannak és fejlődnek a mezőgazdaságban a precíziós gazdálkodással összefüggésben (Amzajerdian et al., 2011).

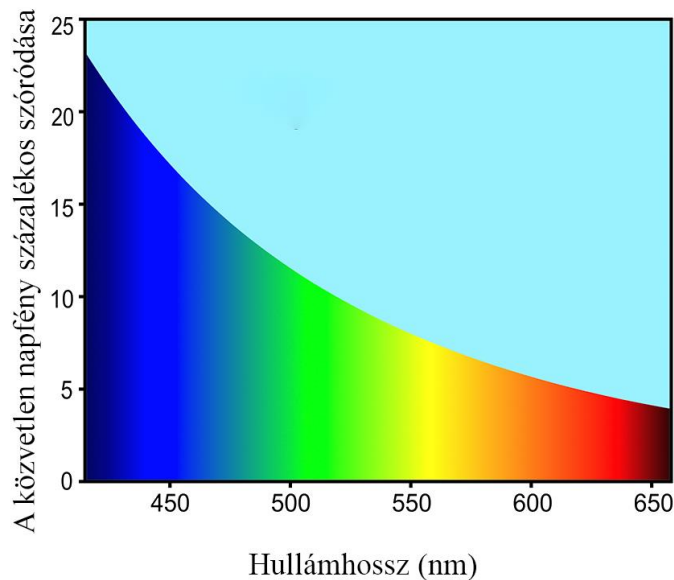


A távérzékelés legnagyobb potenciális felhasználója a mezőgazdaság (Korolev, 2015). Mivel Magyarország területének közel nyolcvan 80 %-a mezőgazdasági terület (KSH, 2021), a távérzékelés használata a földhasználat nyomon követésére a helyszíni felmérések támogatására vagy kiváltására viszonylag olcsó és számos előnnyel jár.

### **2.3.1. A távérzékelés ismert, bizonytalanságot okozó tényezői**

A távérzékelés egyik legnagyobb előnye, hogy a Schrödinger (1935) által leírt megfigyelői hatás, miszerint minden mérés egyben beavatkozás a vizsgált rendszerbe, minimálisan csökkenhet. Azonban számos befolyásoló tényező torzíthatja a rögzített információkat.

A Rayleigh-szórás (Strutt, 1871) olyan fizikai jelenség, amely akkor következik be, amikor a fény a hullámhosszánál kisebb részecskéken szóródik. A fény és a részecskék kölcsönhatása rugalmas szóródás, így azonos frekvenciájú sugárzást írható le, amelynek tulajdonságait a hullámhossz és a részecskék mérete közötti kapcsolat határozza meg (Bohren és Huffman, 2004). Rayleigh-szórás esetén a centrumok mérete akár a hullámhossz tizede is lehet. A véletlenszerűen elhelyezkedő elemi dipólusok által kibocsátott elektromágneses hullámok fázisa véletlenszerűen eltérő, és a keletkező sugárzás inkoherens. A szórt fény intenzitása függ a megfigyelési szögtől és a hullámhossztól. A Föld légkörében is ilyen szórás történik, így a napfény spektrumának kék összetevőit a légkör molekulái szórják a leghatékonyabban, azaz a szórt sugárzásban a rövidebb hullámhosszúságú összetevők intenzívebbek. Például azonos intenzitású beeső fény esetén a 400 nm-es komponens 9,4-szer intenzívebb, mint a 700 nm-es komponens, ez magyarázza például azt a jelenséget, hogy az égboltot kék színűnek érzékeljük (16. ábra). Amikor a Nap a horizont közelében van, a kék komponensek nagyobb szóródása miatt a vörös komponensek jutnak el a megfigyelő szemébe, ezért a lenyugvó Napot vörösnek látjuk. Ugyanezen okból használunk piros lámpákat az autókön és más járműveken, hogy felhívjuk a figyelmet, mivel a piros fény kevésbé szóródik (Beleznyay et al., 1977).



16. ábra: A közvetlen napfény százalékos szóródása a hullámhosszak függvényében.  
 Forrás: (<https://qph.cf2.quoracdn.net/main-qimg-05d451df5e8244e4726b3898fff3f9ed-lq>)

További bizonytalanságot okozó tényező lehet a levegő portartalma, hiszen a porszemcsékről visszaverődő fény a szenzorba jutva kitakarhatja, átfedheti a kívánt célterületet. Ez vízfelületek esetén is növelheti a bizonytalanságot (Schamberger et al., 2022). A globális klímaváltozás miatt például a Szahara-sivatagból érkező por olyan területeken is jellemző lehet, ahol korábban nem, vagy csak ritkán volt jelen (Qor-El-Aine et al., 2022a), vagy a korábban is jelenlévő koncentráció megemelkedhet jelentős mértékben (Qor-El-Aine et al., 2022b). Ez globálisan természetesen adott pillanatban nem leírató, ahogy a légszennyezés mértéke sem, ám adott terület felett befolyással bírhat a távérzékelésre az aeroszol terhelés (Wang et al., 2017), mert a légköri aeroszokok a beérkező napsugárzás szórását és elnyelését okozzák (Bellouin et al., 2005; Intergovernmental Panel on Climate Change and Houghton, 2001).

A levegő páratartalma és hőmérséklete elsősorban nem a távérzékeléssel rögzített kép színezetére van hatással, azonban homályosodás léphet fel. Kedzierski et al. (2019) mérései szerint az 50%-ot meghaladó levegő páratartalom mellett a fényvisszaverődés abszolút értékei a sötét vizsgálatnál meghaladták a 40%-ot, a világos vizsgálatnál pedig még a 60%-ot is. Az ilyen légköri körülmények és páratartalom mellett készített képek fókuszálatlanok, elmosódottak és zajosak voltak. Hejazi et al (2014) tanulmánya szerint megállapítható, hogy kimutatható korreláció van a légköri homályossági paraméter és a légköri átláthatóság között ( $R=0,77$ ). A légköri elmosódás és az AOD (Aerosol Optical Depth - Aeroszol optikai mélység) korrekció eljárásában azonban olyan korlátok, mint a földi időjárási állomások elégtelen száma és a levegő keveredési magasságának közelítő meghatározása, bizonytalanságokat okozhatnak ebben a módszerben. Az

aeroszol optikai mélység (AOD) az aeroszolak (pl. városi köd, füstreszecskek, sivatagi por, tengeri só) eloszlásának mérése a műszertől, vagy célterülettől (a Föld felszínétől) a légkör tetejéig terjedő légoszlopban. Ez elsősorban a műholdas távérzékelést érinti, azonban hatással lehet az alacsony magasságú távérzékelésre is (Holben et al., 1998).

Vízfelület vizsgálat esetén a víz spektrális tulajdonsága a felszínétől, a vízben oldott, illetve lebegő részecskéktől függ, azonban a tiszta és sekély vizek esetében a mederfenék visszaverő képességétől torzíthatja a mért eredményeket (Veróné Wojtaszek, 2010).

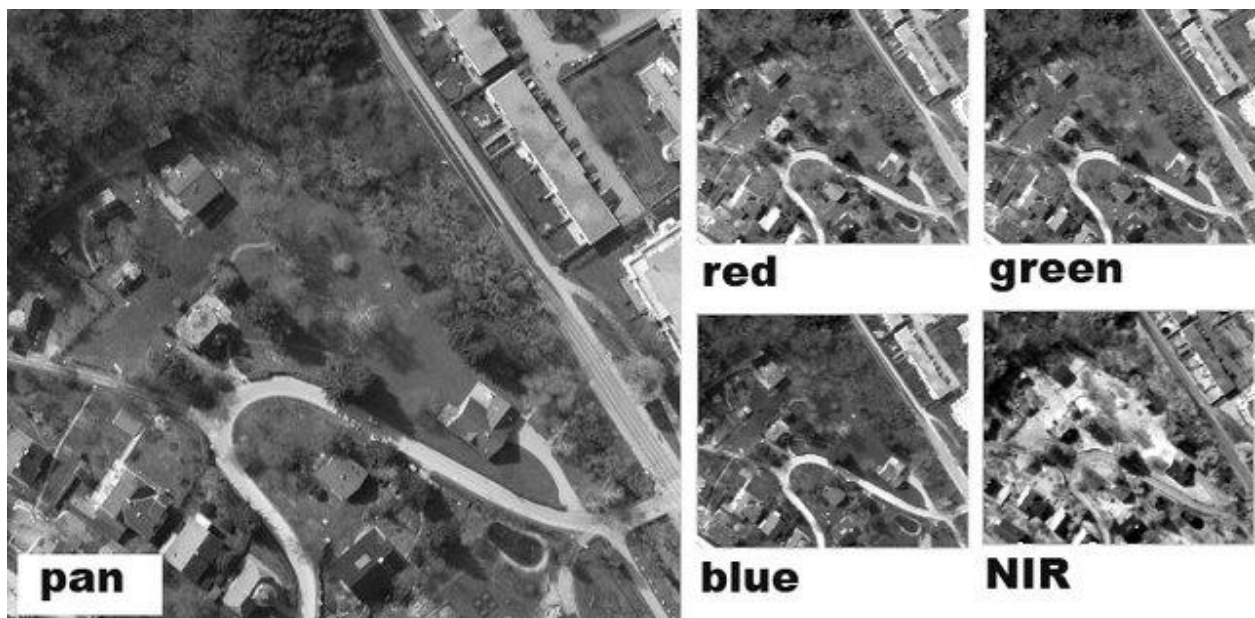
### **2.3.2. A távérzékelés környezetvédelemben betöltött szerepe**

A távérzékelés alapú kombinált módszerek nagy területen homogén mintavételezést tesznek lehetővé, valamint időben és térben tervezhetők (Cox et al., 1984). Mertikas et al. (2021) az alábbiakban foglalja össze a távérzékelés környezetvédelmi feladatának fogalmát: a távérzékelés az a tudomány és technológia, amelynek segítségével a Földön található célpontok és célterületek jellemzői és tulajdonságai távolról azonosíthatók és meghatározhatók. A Föld felszínének (légkör, víz, szárazföld, élő fajok, növényzet, szennyezés, éghajlat) szisztematikus, célzott és ismétlődő megfigyelései biztosítják a léptéket a globális és a helyi lépték között. A műholdas megfigyelések hozzájárultak az időjárás-előrejelzések pontosságának látványos javulásához az elmúlt évtizedekben. A távérzékelés lehetővé tette szennyezések mértékének észlelését és számszerűsítését, valamint a szennyezési források feltérképezését és nyomon követését, illetve a szennyezés kezeléséhez szükséges helyreállítás mértékét. Eszközeivel elősegíti és megkönnyíti a környezetgazdálkodási kihívásaira való reagálást, valamint segíti a Föld erőforrásaival kapcsolatos megalapozott és tényeken alapuló döntések meghozatalát.

A környezetvédelemben használt távérzékeléses megfigyelések segítenek a Föld mint rendszer potenciális kockázatainak és sebezhetőségének vizsgálatában, valamint az esetleges hirtelen változásokkal szembeni ellenálló képesség mérésében és feltérképezésében. Elősegíti a környezeti változások, valamint a Föld rendszer működésének és ellenálló képességének megértését és indoklását. Alátámasztja a környezeti célokat, beleértve a biológiai sokféleséget, a biokémiát (pl., szárazföldi és tengeri biológiai szén-dioxid-nyelők), a légkörvédelmet, a földrendszer megértését, a víz és az éghajlat változásait, továbbá ezáltal olyan módszerek kerülnek kidolgozásra, amelyekkel kezelhető az ide kapcsolódó, egymással kölcsönhatásban álló nemzetközi, társadalmi és gazdasági átalakulások degradációja, térben, időben és szervezeti szinteken átívelően (Steffen et al., 2015).

Az optikai képalkotásra jellemzően három különböző rendszer került alkalmazásra: a pankromatikus, a multispektrális és a hiperspektrális (Joseph, 2021; Khorram et al., 2018; Mertikas et al., 2021; National Academies of Sciences and Medicine, 2018).

A pankromatikus (17. ábra) képalkotáskor használt spektrális sávok a látható spektrumban találhatóak, továbbá a közeli infravörös spektrum (NIR) egy része is idetartozik. A multispektrális képalkotásban több csatornát használnak: az egyes sávok elhelyezkedése az alkalmazástól, és a kutatási területtől függ. A hiperspektrális képalkotásban, amelyet képalkotó spektrométereknek is neveznek, több száz összefüggő spektrális sávot működtetnek, amelyek mindegyike néhány nanométeres spektrális sáv keskeny szélességét fedi le. Ezek a képalkotó spektrométerek a beeső elektromágneses energia spektrális tartalmát érzékelik, mérik és térképezik fel. Ez a fajta információ alapvető szerepet játszik az érzékelt felszíni objektum kémiai összetételének azonosításában (Mondello et al., 2008). Jung et al. (2015) tanulmányában hiperspektrális felvétellel határozták meg a talaj szerves szén tartalmát, melegvízzel extrahálható szén tartalmát, továbbá össznitrogént és agyagtartalmat vizsgáltak in situ módon; 450-950nm tartományban, 125 sávon, 4nm felbontással, 14 bit mélységgel. Víz felületek esetében azonban figyelembe kell venni, hogy a látható spektrumtartományban a tiszta víz visszaverő képessége nagyon alacsony és ez a hullámhossz növekedésével tovább csökken, a mikrohullámú tartományban gyakorlatilag zérussá válik (Verőné Wojtaszek, 2010). Ebből következően a távérzékelés, a vízminőségi komponensek meghatározására leginkább a látható hullámhossz tartományban használható.



17. ábra: A pankromatikus képalkotás összetevői, a látható tartományok, illetve a közeli infravörös.  
Forrás: Gruber et al., 2008, p. 232

A távérzékelési rendszerek adatait további széles körben fel lehet használni;

- Meteorológia előrejelzések számítására alkalmas;
- A természetvédelmi területek földrajzi alapú lehatárolásában segíthet;
- A mezőgazdaságban és az erdőgazdálkodásban a növények egyéni zöld színvisszaverése alapján lehatárolhatóak a termőterületek, és ezáltal könnyen számítható a zöld tömeg, továbbá az automatizált betakarító gépek pontos irányítása;
- A vízgazdálkodásban lehatárolhatóak a vízzel borított felületek;
- A környezetvédelemben a környezeti katasztrófák (erdőtűz, olajkiömlés) lehatárolásában detektálásában segíthet (Richards, 2014).

A környezetvédelem azonban további lehetőségeket lát ebben a technológiában, igyekszik átemelni minél többet belőlük: az UTS (University of Technology Sydney) egyik friss kutatásában például Hong Kong város felszíni közlekedés emisszióját elemezték sikerrel. A tanulmány kitér arra is, hogy jelenleg még problémát okoz a komponensek szétválasztása a képfeldolgozás során, illetve a dízel üzemanyagajtású gépjárművek esetében erős pontatlanságot tapasztaltak (Huang et al., 2018).

Musse et al. (2018) a népszámlálási adatokkal vetette össze a mért emissziós adatokat Kolumbiában. A célkitűzése a hiányos vagy sokszor csak tippelt adathalmaz feltöltése volt, de közben a városon belül hőmérséklet emelkedést is mért, ezek után pedig az emisszió növekedésének az arányát állította szembe az urbanizáció adataival, így részletesebb képet kapott az országában lévő egy főre leosztott környezeti terhelésről.

Szintén figyelemreméltó Lloyd és Dennison (2018) tanulmánya, amelyben Fekete-Afrika (SSA – Sub Sahara Africa) klasszikus és vízgyűjtő farmjait vizsgálta. A kitűzött célja a növényállomány felmérése, a zöldsötveg megállapítása volt. A növények által visszavert zöld szín (a levelekben található klorofill-a mennyiség miatt ez minden növényfajnál egyedi színeképet ad) alapján az is kimutatható volt, hogy a vízgyűjtő farmok sokkal kevésbé érzékenyek a környezeti hatásokra, nem csak a hozamuk magasabb.

A megújult képfeldolgozó algoritmusok által gyors(abb) reagálásra is képes lehet az emberiség. Az évelő- és haszonnövények, mint a kávé (*Coffea Arabica L.*) erős hatással vannak a vízgyűjtő területekre a vízfelvételük és párologtatásuk miatt (Chemura et al., 2014). Vízhány idején a levelek színe, illetve a mikroklíma is megváltozik, amit leginkább az infravörös közeli értékekben (NIR-Near Infrared) lehet észlelni, így szükségszerűen be lehet avatkozni a termésveszteség ellen (Chemura et al., 2017). Nem csak a fás- vagy lágyszárú növények rendelkeznek mérhető klorofill-a reflexióval. A megnőtt agrár és ipari termelés miatt az élővizeinkbe jutó tápanyagok (például

nitrogénformák, foszfor) vízvirágzáshoz, eutrofizációhoz, alga túlszaporulathoz vezetnek, és ezáltal globális problémává válnak. Különösen veszélyeztetettek az állóvizek és a tengerek, óceánok partszakaszai, ahol óriási változások mennek végbe a bioszféra összetételét illetően, felborítva ezzel a kialakult táplálékláncot és a természeti egyensúlyt. Az állóvizek mérésére már a hetvenes évek végén is volt törekvés; Leonard et al. (1979) vízhőmérsékletet meghatározási megoldásokat teszteltek, távérzékelés segítségével. Később Matthews et al. (2010) tavakban műholdas távérzékelés segítségével vizsgálta a cianobaktériumok elszaporodásával lezajló vízvirágzások kialakulását és fejlődését, valamint a folyamatok dinamikáját.

A vízvirágzás kialakulásának feltételei mára már ismertek, helyes agrárkultúrával, modern szennyvízkezeléssel lassítható és megállítható a folyamat. A Jangzte folyó deltájánál lévő Taihu tóban észlelt eutrofizáció azonban extrém méreteket öltött, ami veszélyezteti többek közt Sanghai ivóvíz bázisait (Dai et al., 2018).

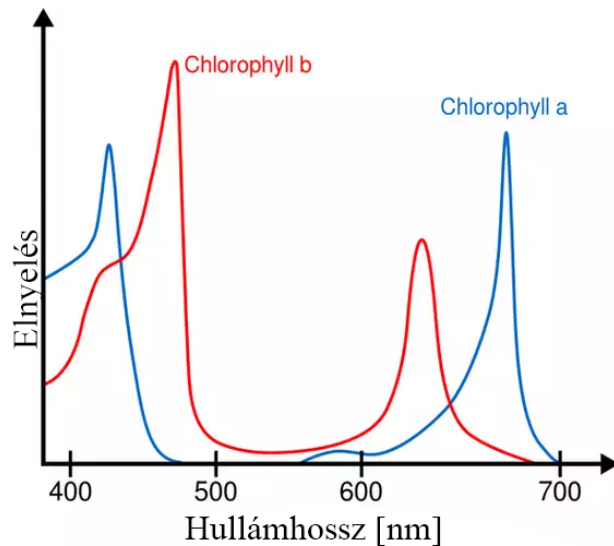
Az eutrofizáció ismerete és a klorofill-a kiértékelés az előfeltétele annak, hogy matematikai modell felállítása után gyorsan reagáló, műholdról megfigyelhető adatbázis segítségével azonnali beavatkozást lehessen kezdeményezni, megőrizve ezzel az értékes ivóvízforrásokat.

Több tanulmány vizsgálta a távérzékeléssel mérhető vízminőségi paraméterek jellegzetes spektrális tulajdonságait. Gitelson et al. (1990), Quibell (1991), Hudson et al. (1994) vizsgálatai alapján megállapították, hogy a felszínen mért reflektanciát befolyásolja az a-klorofill-, a lebegőanyag- és az oldott szervesanyag-tartalom. Brivio et al. (2001) kutatásai alapján a távérzékeléssel végzett mérési módszerek nagy pontossággal használhatók az a-klorofill tartalom meghatározására alacsony lebegőanyag tartalom esetén. Azonban magas lebegőanyag-tartalommal rendelkező tavak esetében a nagyobb sáv szélességgel működő távérzékeléses mérések pontossága csökkenhet, ugyanis a heterogén eloszlású lebegőanyag tartalom elfedi az a-klorofill tartalmat (Lindell et al., 1999).

2020-ban pedig egy teljesen új óceáni dinamikus topográfiai modell jött létre távérzékelési eljárásokkal, amely a gravitációs, altimetriai és drifter sebességadatok kombinációjából származik. A koreai gyártású és üzemeltetésű Geostacionárius Óceán Szín Elemző (Geostationary Ocean Color Imager, továbbiakban GOCI) gyors időközi felvételekre képes, így lehetőség volt a tó óránkénti feltérképezésére is, ami a dinamikus algafejlődés tekintetében volt fontos. Ebben a tanulmányban infravörös közeli (NIR-red), kétsávós megfigyelés történt a klorofil monitorozás tekintetében. Szükség volt geometriai korrekcióra, illetve az atmoszféra zavaró hatásainak kiszűrésére, ami a 6S módszerrel (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum)

lett elvégezve, majd az atmoszférikus, illetve a vízfelszín-visszaverődést kellett elhelyezni a matematikai modellbe. Rendelkezésre állt kilenc évnnyi (2004-2013) mérési adat a tó felszínének visszaverődéséről és a klorofill-a koncentrációról, továbbá 1228 vízminta, ami információval szolgált a tóban lévő algafajok jelenlétéről. A helyszíni mérések a FieldSpec elnevezésű spektrométer segítségével történtek, 350-1050 nm tartományban, körülbelül 1 nm mintázási eltolással. A műholdas mérések közben 35 hajóról gyűjtötték a vízmintákat, ezek feldolgozása segítette tovább a pontos modell felállítását; GF/C féle szűrőkkel eltávolították a klorofill-a-t etanol (90%) segítségével 80 °C fokon 6 órán keresztül sötétszobában. Az elnyelőképesség különbség 750 és 665 nm-nél jelentkezett, miután a phaeopigmentek eltávolításra kerültek, hogy a klorofill-a tartalmat ki lehessen számolni. A laborban mért adatok és a műholdról kapott megfigyelési adatok során megállapítást nyert, hogy két sávban szükséges a megfigyeléseket végezni. Korábban a GOCI három sávon végzett megfigyelést (745 nm, 680 nm, 660 nm), de a vizsgálatok bizonyították, hogy erős kapcsolat van a klorofill koncentráció és a 745 nm, illetve a 680 nm tartományok között. Ezek után a műholdas mérések eredményeire már lehetett támaszkodni, így a három napon keresztül ívelő óránkénti mérések a lehatárolt két sávban megbízható korrelációval tudtak adatot szolgáltatni. Azonban két új zavaró tényező jelent meg a vizsgálatok során: a hidrodinamikai különbségek, valamint az ezáltal okozott fitoplankton mozgás. Ezek a tényezők azonnal kimutathatóak voltak a GOCI felvételeken, azonban a felszíni laborméréseken a klorofill-a koncentrációnál nem volt kimutatható (Huang et al., 2015).

Mindenképp említést érdemel még az NDVI (Normalized Difference Vegetation Index – Normalizált Vegetációs Index) elnevezésű multispektrális eljárás, ami a növények „zöldességét” veszi alapul, és ez alapján próbál következtetni a vegetáció stressz-állapotára. Az zöld növények a fotoszintézis során energiaforrásként használják fel a napsugárzás fotoszintetikusán aktív sugárzás (PAR - Photosynthetically Active Radiation) spektrális tartományát (18. ábra).



18. ábra: A klorofill-a és klorofill-b fényelnyelési csúcsai.  
 Forrás: Milne et al., 2015

A levélsejtek a közeli infravörös (NIR) tartományban (amely a teljes beérkező napenergia mintegy felét hordozza) visszaverik a napsugárzást, mivel a körülbelül 700 nanométernél hosszabb hullámhosszúságú (például a közeli infravörös, amelynek a tartománya 700-1100 nm között van) fotonok energiája túl nagy ahhoz, hogy szerves molekulákat szintetizáljanak, ezek túlmelegíthetnék és károsíthatnák a sejteket. Ezért az zöld növények viszonylag sötétnek tűnnek a PAR tartományban, és viszonylag világosnak a közeli infravörös tartományban (Gates, 2011) (19. ábra). Az NDVI értéket az alábbi képlettel lehet kiszámolni:

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

(8)

ahol Red a látható vörös, a NIR pedig a közeli infravörös tartományban végzett spektrális visszaverődési méréseket jelöli (Crippen, 1990).

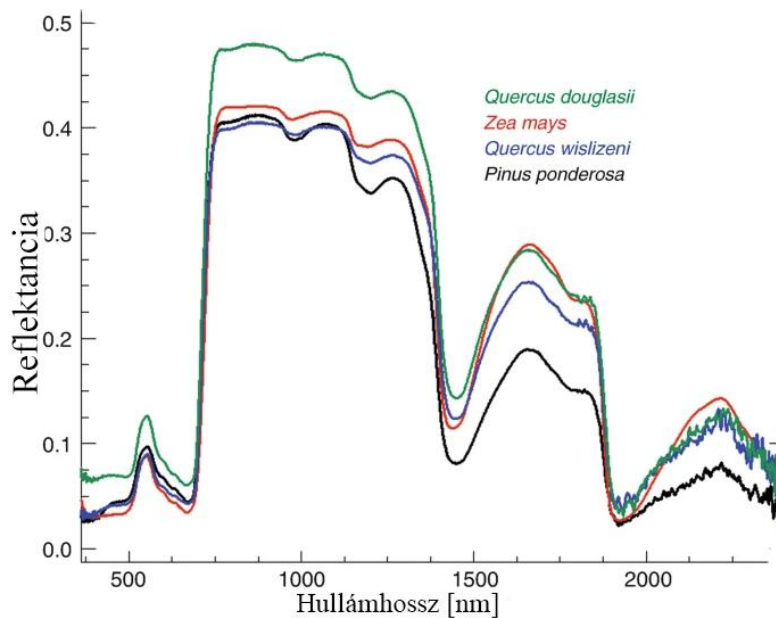




19. ábra: A MATE szemináriumi épülete „infrafotózással”. Látható, hogy a napsütéstől visszaverődő fénytartomány „kiég” a szenzoron.

Forrás: saját fotó

Ustin et al (2020) négy növényfajon (*Quercus douglasii*, *Zea mays*, *Quercus wislizeni*, *Pinus ponderosa*; kék tölgy, kukorica, örökzöld tölgy, amerikai sárgafenyő) végzett reflektancia vizsgálatot, és bár különböztek, jellegükben hasonló visszaverődést mutattak az emberi szemmel látható zöld tartományban, majd a közeli infravörös tartományban. (20. ábra)



20. ábra: A *Quercus douglasii*, *Zea mays*, *Quercus wislizeni*, *Pinus ponderosa* reflektancia görbéi.

Forrás: Ustin et al, 2020

Ustin et al. (2020) tanulmánya rámutat, hogy a növényfajok egyedi reflektancia görbével jellemezhetőek, így egy hiperspektrális felvétel segíthet különböző növényfajokat távérzékeléssel egymástól területileg megkülönböztetni.

Továbbá az NDVI alkalmazása igen gyakori a precíziós gazdálkodásban, a növények „zöldessége” árulkodhat a növény pillanatnyi állapotáról. Amennyiben a növény stresszben van, akkor megváltozik az elnyelő képessége (Rahman et al., 2004; Shafi et al., 2020; Tucker, 1979). Az NDVI eljárás a műholdas távérzékelés mellett nagy népszerűsége tett szert az alacsony magasságú távérzékelésben is, a precíziós gazdálkodás is előszeretettel használja mint mutatót.

### **2.3.3. Alacsony magasságú távérzékelés és a pilóta nélküli légi járművek**

Az alacsony magasságú távérzékelés olyan elméleti technológiai gyűjtőcsoport, amelybe beletartozik többféle közvetlenül vagy közvetetten ember által valós időben irányított légi jármű. Ennek – egy manapság nagyon népszerű eszköz – a drón a legelterjedtebb formája, ugyanakkor a 21. század első évtizedében ezek a légi járművek még nem kerültek említésre sem a szakirodalomban.

A pilóta nélküli légi járművek (UAV-Unmanned Aerial Vehicles), vagy hétköznapi nevükön drónok, az elmúlt 10 évben óriási népszerűsége tettek szert: a hadászati célokon túl (Orfanus et al., 2016; Tice, 1991), a művészeti ágaktól, a sporton keresztül az állapotmonitoringig (Zhang et al., 2021), a katasztrófa helyszínek felderítéséig (Erdelj et al., 2017), térképészeti célok megvalósításáig (Padró et al., 2019; Wang et al., 2022), erdészeti felmérésekig (Adão et al., 2017; Pajares, 2015) és mezőgazdasági felhasználásig – ami magában foglalhatja a növényzet fejlődésének monitorozását, de növényvédelmi célokat is szolgálhat (Ishengoma et al., 2022; Xu et al., 2023; Zhang et al., 2021) – rengeteg tudományterület igyekszik kihasználni (Alvarado, 2021) ezt a technológiát. A mezőgazdasági felhasználás széles spektruma abban is mutatkozik, hogy nemcsak a hatalmas területre kiterjedt intenzív gazdálkodás látja a hasznát, hanem kisebb ökológiai és biogazdálkodások számára is nyújthatnak megfigyelési megoldást a légi járművek (Jung és Vohland, 2022).

A pilóta nélküli légi járművek alatt összefoglalóan olyan levegőbe emelkedni képes irányítható járművekről beszélünk, ami nem rendelkezik fedélzeti irányítással vagy legénységgel. Óriási előnye a pilóta nélküli légi járműveknek a többi alacsony magasságú távérzékelési eljárással szemben, hogy ezen eszközök piaci értéke alacsonyabb, mint a korábbi társaiké, a manőverezhetősége kevésbé kockázatos emberélet szempontjából, kisebb a hatása a megfigyelt

környezetre, az üzemeltetése költséghatékonyabb, és a felvételek minősége megegyezik a többi technológiával (Feng et al., 2015; Hardin és Jensen, 2011). Megegyezik, hiszen ezeket a légi járműveket is bármilyen típusú szenzorral el lehet látni (emelési kapacitástól függően), és távvezérléssel lehet eljuttatni a szenzort a kívánt célterülethez. További előnyük lehet a pontos programozott repülés. Továbbá ezek a légi járművek több esetben kiválthatják a műholdas megfigyelést az azonnali bevetethetőségük miatt (Iglhaut et al., 2019; Singh et al., 2022). A pilóta nélküli légi járművek általi távérzékelés angol rövidítése a UAV-LARS (Unmanned Aerial Vehicle, Low Altitude Remote Sensing – Pilóta nélküli légi jármű, alacsony magasságú távérzékelés).

A pilótánélküli légi járművek besorolása és szabályozása dinamikusan változik, és gyakran nem egyértelmű, hogy a kategóriák milyen géptípusokra vonatkoznak, továbbá hogy a légtér igénybevételekor Magyarországon a hazai vagy az EU besorolás a mérvadó, hiszen itt eltérések fordulnak elő.

A hazai, a dolgozat leadásakor hatályban lévő rendelet (38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet) a drónokat tömegük alapján osztályozza, azonban ez a törvény nem terjed ki a civil felhasználásra. A „38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet a pilóta nélküli **állami légi járművek** repüléséről” a tömegszerinti osztályozás a 2. táblázatban feltüntetett csoportokat ismeri el:

2. táblázat: A 38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet szerinti pilóta nélküli légi jármű kategóriák.

<b>Kategória</b>	<b>Felszálló tömeg</b>
<b>A1</b>	4 kg alatt
<b>A2</b>	4 kg alatt
<b>B1</b>	4 kg és 25 kg között
<b>B2</b>	4 kg és 25 kg között
<b>C</b>	25 kg és 150 kg között
<b>D</b>	150 kg és 600 kg között
<b>E</b>	600 kg felett

Forrás: 38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet

A táblázatban látható A1 és A2, továbbá a B1 és B2 kategóriájú pilóta nélküli légi járművek között a 38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet 1. számú melléklete szerint nem a felszálló tömeg teszi ki a különbség részét, hanem a légi járművekre vonatkozó minimális követelmény.

Az EASA (European Union Aviation Safety Agency - Európai Repülésbiztonsági Ügynökség) a civil felhasználású identifikálható (rendszámmal rendelkező) drónokat a 3. táblázat szerinti kategóriába sorolja (EU Regulations 2019/947, 2019/945 illetve Commission Implementing

Regulation (EU) 2022/425), továbbá a szabályzás kitér a „nyílt” kategória alkategóriákra is (4. táblázat).

3. táblázat: Az EASA kockázati meghatározása.

<b>A1</b>	Lehet emberek fölött repülni, de nem lehet embercsoport fölött
<b>A2</b>	Lehet emberek közelében repülni
<b>A3</b>	Nem lehet emberek közelében repülni

Forrás: EU Regulations 2019/947, 2019/945, Commission Implementing Regulation (EU) 2022/425)

4. táblázat: Az EASA civil drón kategóriái.

<b>Kategória</b>	<b>Felszálló tömeg</b>	<b>Alkategória</b>
-	250 g alatti épített, vagy 2024.01.01. előtt vásárolt 250 g alatti	A1, A3
<b>C0</b>	250 g alatti	A1, A3
<b>C1</b>	900 g alatti	A1, A3
<b>C2</b>	4 kg alatti	A1, A3
<b>C3</b>	25 kg alatti	A3
<b>C4</b>	25 kg alatti	A1, A3
-	25 kg alatti épített	A3

Forrás: EU Regulations 2019/947, 2019/945, Commission Implementing Regulation (EU) 2022/425)

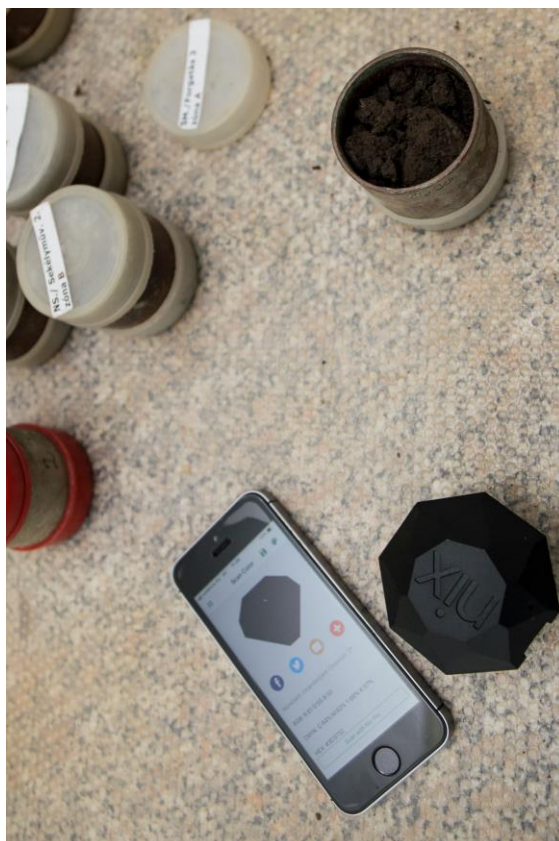
### **3. Anyag és módszer**

Ebben a fejezetben ismertetem a mintázásra és mérésre használt eszközöket, képrögzítő eszközöket, továbbá az adatelemzésre használt metódusokat, illetve a leíró statisztikai módszereket. Ismertetem a kalibrációs eljárásokat, majd bemutatom a kísérleti helyszíneket, ahol a méréseket végeztem. Végül egy folyamatábrán keresztül mutatom be, hogy a vizsgálataimat miként végeztem el, mit minek a függvényében, és milyen területen vizsgáltam.

#### **3.1. NIX Color Pro, NIX Color Sensor Pro**

A kutatási sorozat elindulásakor CMOS érzékelővel ellátott kamerákat terveztem kizárólag használni, azonban az első pár mérés után beigazolódott, hogy a természetes fényváltozások, az időjárás, a mérési időpont mind-mind torzítja az eredményeimet, így szükség volt egy olyan eszközre, ami ezen zavaró tényezőket kizárja, és egzakt, behatásmentes számszerű adatot tud adni a mért színről. Természetesen nem adtam fel az alapvető tervemet, hogy egy mindenki számára elérhető metódust találjak, ugyanakkor a színméressel nem helyettesíteni szerettem volna a CMOS érzékelőket, hanem az összehasonlítás által matematikai egyenletet leírni a különbségre, hogy a metódus alkalmazható lehessen további kameratípusokra.

A kanadai Nix Sensor Ltd. fejlesztő cég NIX COLOR PRO és NIX COLOR SENSOR PRO nevű alig 8 x 8 x 8 centiméteres briliáns alakú eszközt használtam a pontos színmérésre. A termék a leírás alapján olyan eszköz, ami az élelmiszer minőségellenőrzésére, festékvizsgálatra, festékkalibrálásra lett fejlesztve (21. ábra).



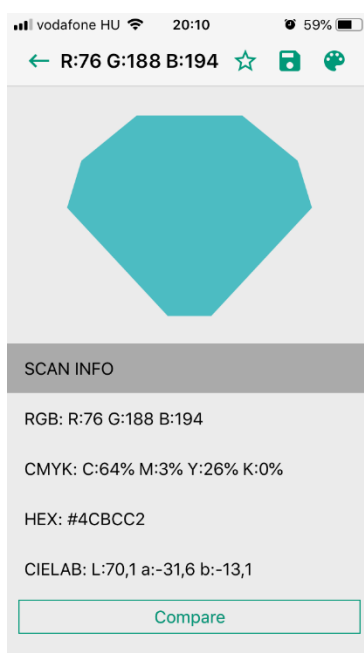
21. ábra: A NIX Color Pro talajszín vizsgálat közben.  
Forrás: saját kép

Az eszköz kisméretű, mobil, könnyen tárolható. Többszörös mérés után is pontos értékeket mutat, így az általa generált adathalmaz megbízhatónak minősül. Működését tekintve elmondható: az eszköz létrehoz egy kisebb zárt teret a mérendő terület felett, nem aggályosak az oldalról jövő egyéb fényforrások, amit mérésekkel igazoltam is; a színmérőt színkártyára helyeztem, majd különböző Kelvin értékekkel bíró fényforrásokat helyeztem először messzebb, majd egyre közelebb a színmérőhöz, miközben az nem mozdult el a helyéről. Az 5. táblázatban láthatók az ellenőrző mérések eredményei, illetve a 22. ábrán látható az alkalmazásból egy pillanatkép.

5. táblázat: Zavarófény teszt, különböző színhőmérsékletű zavarókkal.

Zavarófény típusa	Zavarófény pozíciója	Mért érték RGB szín kódolásban	Mért érték HEX szín kódolásban
<b>2700 K</b>	20 cm	76;188;194	#4CBCC2
	1 m	76;188;194	#4CBCC2
	3 m	76;188;194	#4CBCC2
<b>6000 K</b>	20 cm	76;188;194	#4CBCC2
	1 m	76;188;194	#4CBCC2
	3 m	76;188;194	#4CBCC2
<b>Mind a két fényforrás</b>	20 cm	76;188;194	#4CBCC2
	1 m	76;188;194	#4CBCC2
	3 m	76;188;194	#4CBCC2

Forrás: saját szerkesztés



22. ábra: A zavarófény teszten mért eredmény mobil-applikációs megjelenítése.

Forrás: saját kép

Milliméter-papíron 15 alkalommal mértem meg, hogy mekkora területet fed le a mérés; méréseim alapján megközelítőleg 2,5-2,7 mm<sup>2</sup> a lefedés, így megállapításom szerint elég pontosan pozícionálható az eszköz. A színmérő – egyébként – Bluetooth kapcsolaton keresztül kommunikál bármilyen okoseszközzel, amire korábban már telepítve lett a saját alkalmazása, és ezáltal

internetes kapcsolaton keresztül menti a mért adatokat a saját felhőalapú szerverére, ahonnan \*.csv formátumban lekérhetőek és Excel táblázatba illeszthetők.

Tesztmérést hajtottam végre, hogy az eszköz pontosságában biztos legyek, az első alga-populáció, amit a mérésekre használtam, akváriumból származik. Az algamintákat ugyanarról az élőhelyről hoztam, így fejlődésük során nem érhetette őket jelentősen különböző hatás, így az összetételük és ezáltal a színösszettségük hasonlóknak mondható. A gyűjtött közösséget 10 különböző PET-palackba tettem, ahol desztillált vízben kerültek tárolásra. A mérések során mindegyik üvegből vettem mintát, és egy A4 méretű fehér csempelapra tettem azt. A csempét előtte többszörösen mértem a színmérővel, és a fehér színtől maximálisan 0,6%-os szórást mutatott, így maga a csempelap homogénnek mondható. Ezután elvégeztem az algaközösségeken a színmérést. Az első mérést négyes ismétléssel hajtottam végre, az eredményeket a mellékletben elhelyezett 15. táblázat foglalja össze hexadecimális RGB értékkel, RGB értékkel és vizuális megjelenítéssel.

2020-tól a színmérésekhez NIX COLOR SENSOR PRO eszközt rendszeresítettem, ami bár külalakjában hasonlít a korábbi verziójára, tudásában sokkal magasabb szintet képvisel. Maga a színmérés is – a cég állítása szerint – pontosabb lett, illetve a szoftver fel tud venni referencia értékeket, így az adatokat nemcsak táblázatban, hanem azonnal például LAB koordináta-rendszerben lehet ábrázolni. Ebből kifolyólag egy több ismétléses mérésnél is poligon értékeket lehet elemezni, és később a vizuálisan megállapított sokszögek számadatai individuálisan analizálhatók. A két eszközt párhuzamosan használtam, így biztos lehettem a színmérés pontosságában.

A NIX COLOR PRO-val, vagy a NIX COLOR SENSOR PRO-val történő mérések során a színhelyesség biztos volt, azonban a folyadékok mérésének esetén azt javasolta a cég, hogy a színtelítettségben 35 vagy 50%-ban kompenzáljam a kapott értékeket (fehér háttér esetében), illetve amennyiben nem fehér a háttér, akkor vegyem fel a háttér színét, és azzal kompenzáljak lefelé 35 vagy 50%-ot.

### **3.2. DJI AIR S2**

A víztestek mérésére felszíni kamerarendszer telepítése sokszor alkalmatlan; konkáv alakú tó, vagy éppen egy szennyvíztelep anaerob biológiai reaktorának részei gyakran nem látszanak a felvételeken. A Környezettechnika laboratórium megközelítőleg 1 m<sup>2</sup> vízfelületű reaktorainál ez nem jelentett gondot, de az ennél nagyobb felület már problémát okozhat.



2018-ban sikeres drónpilótavizsgát tettem, és 2021 júniusában vásároltam egy saját DJI AIR S2 (23. ábra) típusú drónt, ami 2021-ben a legjobb felvételező drónnak számított a piacon.



23. ábra: DJI Air S2 drón.

Forrás: <https://dji-official-fe.djicdn.com/cms/uploads/eead2358fecb94ceb86d412f4ca4b67d.png>

Akár 18,5 km hatótávolság jellemzi, repülési magassága elérheti a tengerszint feletti öt km-t, azonban a magyar és EU-s törvények szerint ezekkel az eszközökkel maximum 120 m magasba lehet emelkedni, hogy a légitraffikálás ne legyen veszélyeztetve. Minimális repülési/lebegési magassága 0,5 m (alsó távolságmérő szenzorokkal mérve), ez alatt a gép automatikus landolási manőverbe kezd. Egy akkumulátorral – széljárástól függően – 25-30 percet lehet a levegőben tartózkodni, a végsebessége 70 km/h, és a stabilizáló rendszer 10,7 m/s sebességű széllel képes tartani a magasságot és az irányt. A LiPo 3S akkumulátor 3500 mAh teljesítményű, 42,42 Wh fogyasztású. A jármű 595 g súlyú (akkumulátorral), repülésre felkészített állapotban 180 mm x 253 mm x 77 mm méretű.

A kamera a három tengelyű gimbal-stabilizálón helyezkedik el, 90 és -24 fok között buktatható, a vibrációs kilengés 0,01° alatt van. Az 1" CMOS érzékelő 20 MP (5472×3648; 3:2 képarány esetében) méretű állókép rögzítésére alkalmas 2,4 µm pixelméret mellett, jpeg vagy RAW (\*.DNG) formátumban. A lencse 88°-ot zár be (széleslátószög, a full-frame megfelelője 22 mm), a rekesze fix f/2,8. 10-bites színmélység jellemzi (a vizsgálatokhoz 8-bites módot választottam), így a színek pontosak, ezáltal a dinamikus elválasztásuk könnyen lehetséges. Sorozatmódban másodpercenként két-három \*.DNG kép elkészítése lehetséges.

### 3.3. További képalkotó eszközök

#### 3.3.1. SJCAM 4000

A kamerák kiválasztásakor a szenzor érzékenysége, a rögzített kép színmélysége volt mérvadó, de fontos szempont volt, hogy automatikusan ismétlődő fotósorozatot tudjon készíteni a kamera akár víz alatt is, hogy a képkezelés befejeztével egymás után vetítve ún. time-lapse videón keresztül gyors-idődimenzióban lehessen látni a színváltozást. A SJCAM 4000 kamera (24. ábra) 12 MP (4032\*3024 - 4:3 képarány) nagyságú képek készítésére alkalmas 2.2  $\mu\text{m}$  pixel mérettel az 1/3" méretű az AR0330 típusú szenzor, amelyeket \*.jpeg formátumba tömörít 10-bites színmélységgel (a vizsgálatokhoz átállítottam 8-bites színmélységre).



24. ábra: SJCAM4000.

Forrás: <https://www.sjcammagyarorszag.hu/img/41446/ep-sjcam-sj4000-wifi/ep-sjcam-sj4000-wifi.jpg>

A kamerák 900 mAh akkumulátorának maximális felhasználási ideje sorozatfelvétel esetében három-négy óra körül van, mozgókép rögzítésnél ez csupán 70-90 percre tehető, ami a méréshez viszont nem elegendő. A vízhatlan tok módosításával Micro-USB porton keresztül külső forrásra csatlakoztattam a kamerát, így a felvétel a MicroSD kártya megtelítéséig folytatható. A kamera maximum 64GB tárhelyű MicroSD kártya fogadására alkalmas, megközelítőleg öt napig tudott rögzíteni megállás nélkül, ami képmérettől függően 6800-7200 képet jelent. A kamera vízhatlan tokjának az oldalsó részéből fokozatosan növekvő furattal eltávolítottam kb. egy cm átmérőjű műanyagfedést. A kamerát egy réteg fóliával a tokba helyeztem, és kb. hét méter hosszúságú USB-MicroUSB kábelt helyeztem a töltőportra. Ezután puha szilikonnal elkezdtem a fűrt nyílást tömíteni, hiszen szükség volt kb. 4-5 mm-nyi rugalmasságra, hogy a kamera továbbra is kiszedhető legyen a tokból szükség esetén (sérülés, meghibásodás stb.). A rögzített kábel szerencsére nemcsak

töltésre használható, hanem adatátvitelt is szolgál, ezért nem kellett a kamerát elmozdítani, az adatátvitel így nem a MicroSD kártya elmozdításával, hanem kábelen keresztül zajlott.

Ez a módszer hamar továbbfejlesztésre került; egy már korábban alkalmazott vízalatti felvételezést elősegítő ötletemet is megvalósítottam, hogy a vezeték nélküli hálózaton okostelefonra vagy táblagépre továbbított élőkép a vízi felvételezés alatt se szakadjon meg. A kamerák által használt 2.4GHz körüli wifi sugárzás a vízben körülbelül öt-hat centiméter mélységig észlelhető mobileszközön, azután bomlik a kapcsolat. Azonban az antennákhoz is használt 50 Ohmos koax kábel ezt a jelet 20-30 méter mélységig 10% alatti veszteséggel tudja továbbítani. Ez nem csak a kép komponáláshoz jelent nagy segítséget (hogy a kamera arra a felületre nézzen pontosan, amit vizsgálok), de a kamera vízalatti beállítására is van így lehetőség a szárazföldről, a kamera elmozdítása nélkül. Így az USB kábel mellé egy koax kábelt is behúztam, aminek az utolsó tíz centiméterét blankoltam, a rézrészt pedig kör alakban a kamera wifi antennájához irányítottam. A két kábelt vízhatlan kábelharisnyába húztam, bár ennek már inkább csak kezelhetőségi és esztétikai oka volt. A koax kábel másik végét három-négy centiméteren blankoltam, ezt az okoseszközök wifi antennájához fogva/rögzítve a jel így továbbításra került, én pedig a képkészítést komponálni tudtam, a beállítások kezelését szárazföldről végeztem, illetve a felvételeket is el tudtam indítani, le tudtam állítani.

### **3.3.2. Canon 6D**

Ez a digitális tükörreflexes fényképezőgép (DSLR - Digital Single-Lens Reflex) full-frame méretű (24 mm x 36 mm) CMOS érzékelővel rendelkezik, ami 20.2 MP képpont rögzítésére képes 5472 x 3648 képpontban, 6.54 µm képpont mérettel. Képrögzítési módjai között szerepel a manuális, a távvezérelt, de az időpontra időzített rögzítés is. A fényképező rendelkezik beépített GPS-el is, így az újrapozicionálás nem okozott gondot. A mérések alkalmával Canon EF 16-35 mm f/2.8L II USM típusú zoom lencsét helyeztem fel a vázra. A lencse vízszintes látószöge 98°–54° között változtatható. Színmélysége 8-bit.

### **3.3.3. iPhone SE**

Ezt a készüléket azért választottam, mert hasonló típusú szenzorral rendelkezik (bár az elnevezése más), mint a 3.3.1. pontban részletezett SJCam4000, így az itteni különbséget csak a lencsetagok, illetve a képfeldolgozó szoftver okozhatja. A szenzor típusa: Backlit Sony Exmor RS IMX315, ami 12.2 MP (4032 x 3024) nagyságú képek rögzítésére alkalmas, 1.22 µm pixelmérettel, 8-bites

színmélységgel. A lencsetagokat beépített IR filterrel ellátták, és ezen lencsatagok rögzített rekeszértéke f/2.8.

### **3.3.4. Xiaomi Mi 8**

A Xiaomi Mi 8 okostelefon szenzor típusát a gyártó nem teszi közzé. Maga a szenzor 12 MP (4000 x 3000) nagyságú képek rögzítésére alkalmas, 1.4  $\mu\text{m}$  pixelmérettel, színmélysége 8-bit. A lencsetagok rögzített rekeszértéke f/2.2.

## **3.4. További mérőeszközök**

### **3.4.1. Exact iDip**

A kémiai és fizikai paraméterek mérését az egykori Szent István Egyetem Épületgépészet, Létesítmény- és Környezettechnika Tanszék tulajdonában lévő eXact iDip fotométerével végeztem. Az eszköz elsősorban medencék, akváriumok, tavak, ivóvizek mérésére alkalmazható, de szennyvíztelepen végrehajtott képrögzítéskor is méréseket végeztem (azzal együtt, hogy pontos mérési adatokat kaptam a gödöllői szennyvízteleptől), megbizonyosodva az eszköz pontosságáról. A fotométerrel a következő kémiai paraméterek vizsgálatát végeztem:

- pH,
- kalcium (Ca),
- réz (Cu),
- nitrit ( $\text{NO}_2$ ),
- nitrát ( $\text{NO}_4$ )
- össznitrogén (TN),
- összes foszfátion ( $\text{PO}_4$ ).

A bioreaktorban megvalósult mérések során a pH, nitrit, nitrát és foszfát értékek minden alkalommal mérésre és rögzítésre kerültek, a réz és kalcium mérések pedig hetente egy-egy alkalommal.

A fotométer okoskészülékre írt applikáción keresztül vezérelhető. Az eszköz négy ml-es tartállyal rendelkezik, a minta betöltése itt történik. A mérés ideje alatt a fotométer tartályára fedés kerül, így a mérést nem befolyásolja semmilyen külső fényforrás. A tartályon belül – modelltől függően – található egy 525 nm hullámhosszú fényforrás, amelynek 11 mm a terjedési távolsága. Az eszköz rendelkezik LCD kijelzővel is, ahonnan leolvasható a tesztek neve és az eredmény, de ezek az

adatok applikáción keresztül is hozzáférhetőek. Az eXact iDip 4 db AAA elemmel működik és Bluetooth-on keresztül kommunikál az okoseszközökkel. Valamint mindegyik mérhető paraméterhez tartoznak teszt csíkok, amelyek közül néhány a 25. ábrán látható.



25. ábra: Az eXact iDip műszerhez tartozó tesztcsíkok.

*Forrás: saját kép*

A minta betöltése után az applikáción keresztül kiválasztottam, hogy melyik paramétert szeretném vizsgálni, illetve elővettem az adott paraméterhez tartozó tesztcsíkot. A READ gomb megnyomása után 20 másodperces visszaszámlálás indul, ami alatt a tesztcsíkot a mintába kell áztatni. Ha ez lejárt, az eszközre fel kell helyezni a fényzáró kupakot, ekkor történik a mérés.

A méréseket hármas ismétléssel hajtottam végre, a mért eredmények átlagát rögzítettem Excel táblázatban. Amennyiben a szórás 10%-on felüli értéket mutatott, még egy mérést végeztem, és a legmagasabb szórással rendelkező adatot helyettesítettem az újonnan kapott mérési eredménnyel.

### **3.4.2. Meteorológiai paraméterek mérése**

A 4.1. és 4.2. mérések folyamán hőmérséklet, a 4.4. mérés folyamán szélesség mérés történt adatrögzítéssel. A hőmérsékletet mérést EBI 300 (EBRO, Németország) hőmérsékleti adatgyűjtővel végeztem. Az EBI 300 mérési tartománya  $-30^{\circ}$  és  $+60^{\circ}$  fok között van (pontosság:  $\pm 0,5^{\circ}$  C), összesen 40000 értéket tud tárolni, a mérési idő intervallumot (illetve a kiolvasást) USB porton keresztül lehet végezni Ebro® online konfigurátor segítségével.

A szélesség mérést FVAD 15 (Ahlborn, Németország) szárnykerekű szélességmérővel végeztem. A szélességmérő mérési tartománya 0,2 m/s és 40m/s között van, 0,01 m/s

felbontással. Ezt a mérőeszközt csatlakoztattam ALMEMO ZA9909-AK1U csatlakozón keresztül egy ALMEMO-2490-4 (Ahlborn, Németország) adatrögzítőhöz.

### **3.5. Akkreditált laboratóriumok**

A 4.1. és a 4.2. pontban ismertetett mérési sorozatok identifikációja után a validálást több alkalommal nem saját magam által mért paraméterrel, hanem akkreditált laboratóriumban készült vizsgálattal végeztem el. A KVI-Plusz Kft. (Eurofins KVI-Plusz Kft., Budapest, Szállító u. 6, 1211) által végrehajtott vízanalitikai mérések a következő paramétereket fedték le:

- Összes oldott anyag
- Összes oldott só
- Kémiai oxigén igény (KOI, COD)
- Foszfát (PO<sub>4</sub>)
- Össznitrogén (TN)
- pH
- Szabad Klór (DPD-1)
- E. Coli szám
- Coccus szám

Továbbá a 4.3. pontban ismertetett mérési sorozat identifikáló és validáló eredményei is laboratóriumi vizsgálat eredményei, amiket a gödöllői szennyvíztisztító bocsátott a rendelkezésemre.

### **3.6. A mintázás és a mérési folyamatok bemutatása**

Mintázáskor fontos szempont volt számomra, hogy a környezetbe a legkisebb módon avatkozzak be, és mindig az elégséges mennyiségű mintával dolgozzak. Szem előtt tartottam a biztonsági és egészségügyi előírásokat. A mintázás során semmilyen védett növény és semmilyen állat nem sérült meg.

#### **3.6.1. A vízminták gyűjtése, feldolgozása**

A vízmintákat 0,2 l űrtartalmú PET palackba gyűjtöttem, háromszoros helyszíni vízzel való öblítés után, igyekeztem a víz kézzel elérhető mélyebb rétegeit is mintázni. A mintákat visszaszállítottam

a Környezettechnológia Laboratóriumba, ahol 30 másodperc rázás után cseppentővel mintát vettem, majd fehér csempére kiteve a színmérővel felvettem a cseppek színadatát. Ezután rögvést letöröltem a csempét, és megismételtem ezt háromszor.

A lehető legkevesebb PET palackot igyekeztem használni a mérésekhez, szem előtt tartva a PET környezetre rovo terhet.

### **3.6.2. A minták tárolása, megsemmisítése**

A minták tárolására nem volt szükség, mert a minták feldolgozása és az adatkinyerés azonnali volt. A vízminták esetén a csatornahálózatot használtam, mivel alkalmanként kevesebb, mint 0,5 l mintáról volt szó, ami nem tartalmazott magas koncentrációban a környezetre veszélyes komponens.

## **3.7. A mérések során használt szoftverek, metódusok**

### **3.7.1. Adobe Photoshop, Adobe Lightroom**

Képezelésre Adobe Photoshop, és több ismétlődő kép esetén Adobe Lightroom szoftvereket használtam.

A képek importálása után ezekben a programokban kezdtem meg a feldolgozást. A programok egyikében történt fehéregyensúly beállítás (WB), a felvételi hisztogram alapján a képek expozíciós értékek korrekciója.

A felvételek ezután exportálásra kerültek, tartva a képek eredeti tömörítésmentes formátumát: a drón esetében \*.DNG, az kézikamera esetében \*.CR2, illetve \*.tiff formátumban.

Vizsgálattól függően a korábban exportált képek újra importálásra kerültek PS-ban, nem külön fájlként, hanem rétegenként, így az átlagolást sokkal könnyebben el lehetett végezni, megírt PS-Script segítségével a fájlban lévő összes képrétegre alkalmazható volt az átlagolás.

Átlagoláskor poligonnal vettem fel a target-területet, belenagyítva a képekbe a lehető legpontosabb kijelölésért. A poligonnal kijelölt területre pixel alapú átlagolást alkalmaztam; ez a script a kijelölt terület összes pixelét elemzi, majd színsávonkénti (R, G, B) átlagolást hajt végre, és az így kapott szint megjeleníti (26. ábra).



26. ábra: A bal oldali képen a tó fényképe látható, a jobb oldali képen pedig a tó poligonnal történő körbe jelölése utáni átlagszínnel történt kitöltés.

Forrás:

### 3.7.2. Microsoft Excel

Az mérési eredmények rögzítésére és kiértékelésére Microsoft Excel programot használtam. Az általam használt jelentős függvények az átlagolás “=ÁTLAG()”, a mozgóátlagolás, a bővülő átlagolás, a szórás “=SZÓRÁS()”, a minimum „=MIN()” és a maximum keresés ”=MAX”, a korreláció keresés “=KORREL()”, illetve a lineáris regresszió illesztés „=LIN.ILL()”.

RGB vizuális megjelenítésére és elemzésre leggyakrabban oszlopdiagramot vagy pontdiagramot használtam, míg a Cielab vizuális ábrázolását pontdiagram-koordináta-rendszerben hajtottam végre.

Szintén Excelben hajtottam végre a trendvonal illesztést, ahol a lineáris trendvonalat választottam, itt is írtam ki az egyenes egyenletét, és az R-négyzet értékét.

Továbbá itt végeztem a kerekítéseket is, mert az RGB kódolásban természetes számok jelenhetnek meg (0-255), a CIELAB kódolásban az L érték (0-100) és az A-B értékek (-128-+128) között vehetnek fel kéttizedesjegyig tartó tört értéket a 8-bites színmélységű szenzorok miatt. Ezek az értékek dimenzió nélküli értékek, nincs mértékegységük.

A matematikai modellek identifikációjának ellenőrzéséhez és a validálás kiértékeléséhez a mérésstartományra vetített relatív hibát ( $h_c$ ) alkalmaztam (Géczi et al., 2019; Kicsiny, 2018, 2017; Kline, 1953; Székely et al., 2021).



$$hc = \frac{\overline{H}_c}{C_{m\acute{e}rt\_max} - C_{m\acute{e}rt\_min}} [\%] \quad (9)$$

ahol:

- $\overline{H}_c$  – modellezett koncentráció abszolút hibájának átlaga,
- $C_{m\acute{e}rt}$  – mért koncentráció,
- $C_{mod}$  – modellezett koncentráció,

A modellezési abszolút hiba átlag ( $\overline{H}_c$ ) a mért koncentráció ( $C_{m\acute{e}rt}$ ) értékek és a modellezett koncentráció ( $C_{mod}$ ) értékek közötti különbségek átlagaként számítom ki:

$$\overline{H}_c = \frac{|C_{m\acute{e}rt\_1} - C_{mod\_1}| + |C_{m\acute{e}rt\_2} - C_{mod\_2}| + \dots + |C_{m\acute{e}rt\_n} - C_{mod\_n}|}{n} \quad (10)$$

ahol:

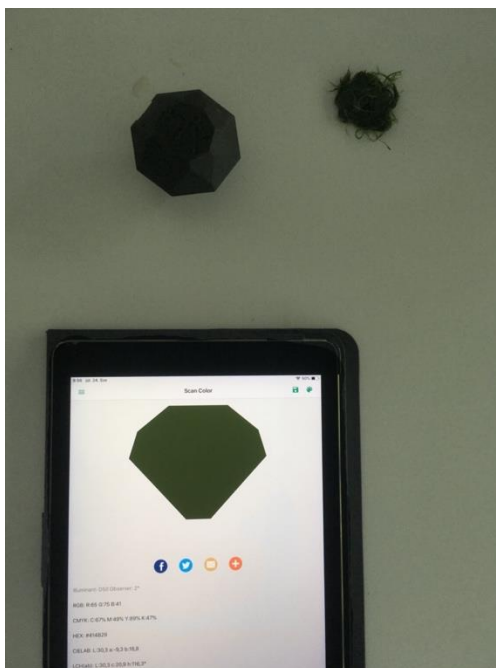
- $n$  – mérések száma.

Megjegyzés: pilóta nélküli légitáncok zavaró hatásainak vizsgálatakor ugyan ezt az eljárást alkalmazom, azonosítva a ( $\overline{H}$ ) átlagos abszolút hibát,  $C_{m\acute{e}rt}$  helyett –  $SZ_{m\acute{e}rt}$ , mint mért színezet, és  $C_{mod}$  helyett –  $SZ_{mod}$ , mint modellezett színezet jelölésekkel.

### 3.7.3. NIX Color Pro APP

A NIX Color Pro kézi színmérőt és az okoseszközt összekötő applikációt nem kizárólag a méréshez használtam, bár a mért eredményeket az applikációból lehetett kiolvasni minden általam használt színtérben (27. ábra). Az applikáción keresztül a mérési sorozatokat menteni tudtam \*.csv fájlba, ahol az összes színtér megjelent idő-bélyegezve, így könnyű volt az azonosítás. A fájlokhoz felhőn keresztül hozzáfértem.

Emellett az esetlegesen korábban felvett színadatok konvertálását is ezen az applikáción keresztül végeztem.



27. ábra: A NIX Color Pro APP használat közben.  
Forrás: saját kép

### 3.8. További pilóta nélküli légi járművek

A drónmérések feltételeztem, a drón önmaga által keltett légmozgás zavaró hatásainál nem kizárólag egy típusú drónt vettem igénybe, hanem méréseket végeztem további két géptípussal.

Az első géptípus a DJI Mini 2 pilóta nélküli légi jármű. A géptípus 249 g össztömegű, 58 km/h sebességre képes gyorsulni, lemagasabb elérhető magassága 4000 méter. Legnagyobb emelkedési sebessége 5 m/s, legnagyobb süllyedési sebessége 3,5 m/s. Levegőben tartózkodási ideje 27-31 perc. A géptípussal nem készítettem képfelvételeket.

A második géptípus a DJI Mavic Pro volt. Ez a géptípus 734 g tömegű, 65 km/h képes gyorsulni, maximum 5000 méter magasságig képes emelkedni. Levegőben tartózkodási ideje 21-24 perc. Maximális emelkedési sebessége 5 m/s, maximális ereszkedési sebessége 3 m/s. Ezzel a géptípussal sem készítettem képfelvételt.

### 3.9. Mérési helyszínek

#### 3.9.1. Párhuzamos bioreaktorok

Az egyetemünk Környezettechnika laboratóriuma területén létrehozott két darab kísérleti medencében (továbbiakban bioreaktorok) kétszer hathónapnyi mérést hajtottam végre. A két

reaktor egyforma anyagokból és borítással épült, egyforma csövezéssel, így azonosnak mondhatók. Méretük 140 cm x 75 cm, így a vízfelület 1,05 m<sup>2</sup>, a reaktor alja a felszíntől 50 centiméterre található, a víz technológiai magassága 35 centiméter, így a technológiai úrtartalom 0,3675 m<sup>3</sup> reaktoronként. Nem használtam technológiai fedést, így teljesen szabadtéri kísérletekről van szó. A bioreaktorok egymás mellett helyezkednek el, így a környezeti kitettségük is azonos (28. ábra).



28. ábra: A bioreaktorok és kitettségük.  
Forrás: saját kép

A bioreaktorok párhuzamosan működtek egymás mellett, minden mérés párhuzamosan lett elvégezve. Az elnevezésük:

1-es: aktív vagy kísérleti reaktor: itt zajlottak a vegyszeradagolások (29. ábra)

2-es: referencia vagy kontroll reaktor: ez a reaktor ugyanazt a vizet kapta, ugyanazon környezeti hatásoknak volt kitéve, azonban vegyszeradagolás itt nem történt.

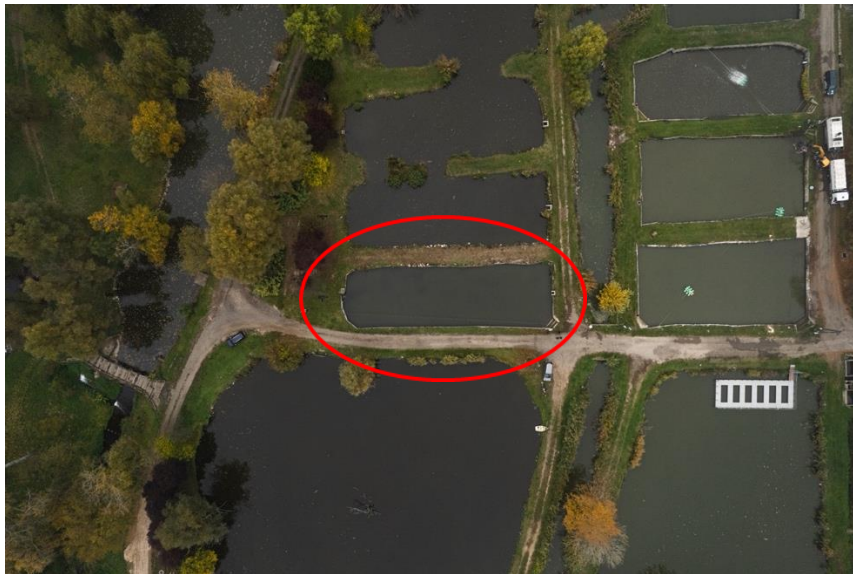
A kísérleti reaktorokban az algaképződés különbségek kizárása miatt feltöltés után a vizek keverésre kerültek, így mindegyik mérési sorozat homogén víztesttel, hasonló fizikai és kémiai paraméterekkel indult. A reaktorokba egy-egy fadeszka került elhelyezésre állatvédelmi szempontból, tavasztól nyárig madarak, hüllők, kétélűek gyakran jártak ide inni vagy hűsölni.



29. ábra: Az 1. számú kísérleti reaktor.  
Forrás: saját kép

### 3.9.2. Az isaszegi tórendszer 4. számú nevelőtava

Élővíz méréshez az Aranypony Zrt. által üzemeltetett isaszegi horgásztavak 4. számú nevelőtavát jelöltem ki. A tó körülbelül 50 méter hosszú, 15 méter széles, kelet-nyugati irányú, 120 centiméteres átlag üzemi mélységgel, megközelítőleg 900 m<sup>3</sup> vízzel operál. SolidWorks nevű szoftverrel feldolgoztam a mintázott mélységeket, így a tó alakját a 31. ábra mutatja, a tó elhelyezkedése a környezetben a 30. ábrán látható.



30. ábra: A 4. számú nevelőtó a környezetben.  
Forrás: saját kép



31. ábra: A tófenék alakja 3D műszaki ábrázolással.

Forrás: saját szerkesztés

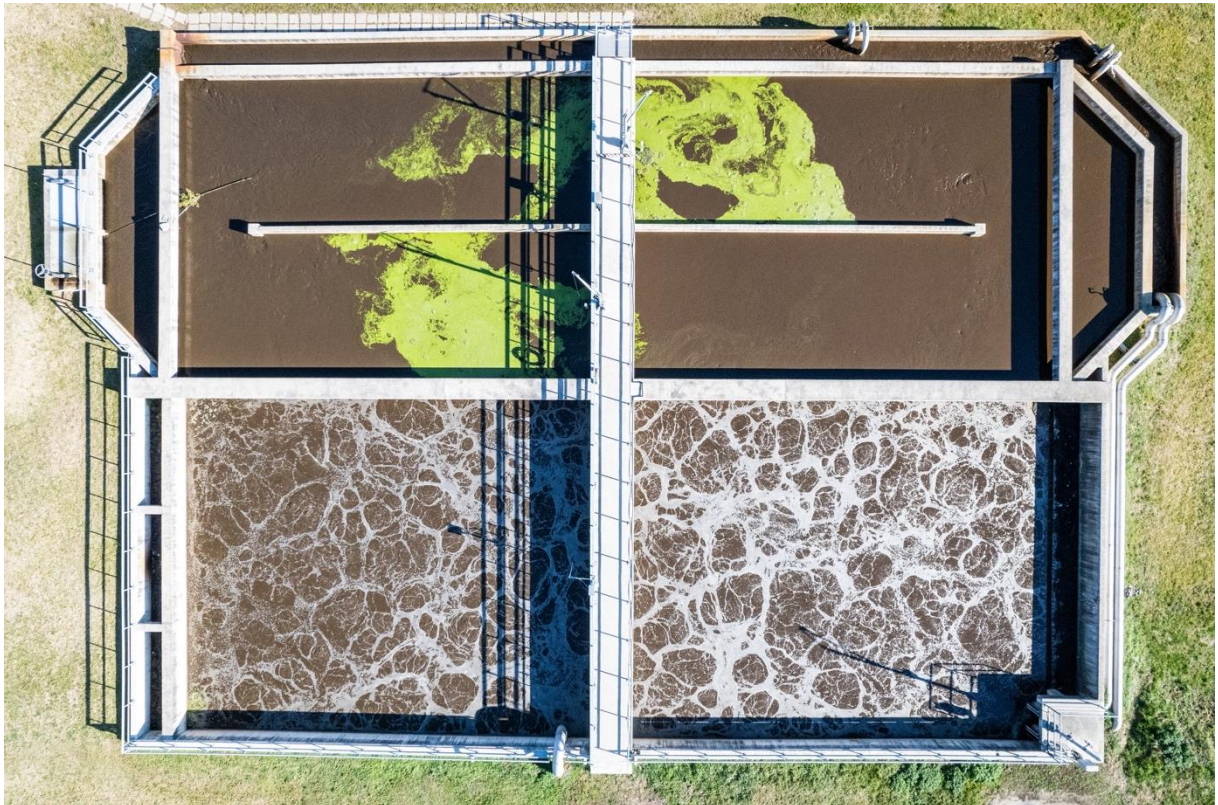
A tó kapcsolódik az isaszegi horgásztavak rendszeréhez, amit a visszaduzzasztott Rákospatak táplál, megközelítőleg  $15 \text{ m}^3$  víz cserélődik óránként, így a teljes vízcseré megközelítőleg három napot vesz igénybe. A tóban telepített növények nem találhatóak, bentikus fajok sem jellemzőek. A halállományt elsősorban a ponty (*Cyprinus carpio*), a tükrősponty (*C. c. carpio*), dévérkeszeg (*Abramis brama*), a széles kárász (*Carassius carassius*) és az afrikai harcsa (*Clarias gariepinus*) teszi ki, bár a csatornarendszeren való átúszás következtében esetenként fogassüllő (*Sander lucioperca*) vagy csuka (*Esox Lucius*) is előfordul. Ez a tó a gödöllői szennyvíztelep kifolyójának befogadója elől nyeri a vizet.

### 3.9.3. A gödöllői szennyvíztelep és annak anoxikus reaktora

Egyeztetve a szennyvízteleppel (32. ábra) 15 alkalommal készítettem légifelvételeket a szennyvíztelep anoxikus reaktoráról (33. ábra). A reaktorban történő kémiai folyamatok adatait a gödöllői szennyvíztelep biztosította részemre. A felvételezést rögzített-programozott útvonalon hajtottam végre, hogy kizárhassam a magasságból adódó eltéréseket, illetve minden egyes repülési alkalmat délelőtt 11.00 és 12.00 óra közé ütemeztem.



32. ábra: A gödöllői szennyvíztelep, háttérben az isaszegi tórendszer  
Forrás: saját kép



33. ábra: A gödöllői szennyvíztelep anoxikus (fenn) és aerob (lenn) reaktorai  
Forrás: saját kép

### 3.9.4. Validálásra használt további helyszínek

A méréseim által számított modelljeim validálására egyrésztől párhuzamos méréseket hajtottam végre a 3.9.1. pontban ismertetett bioreaktorokban, másrésztől élővízteseteken hajtottam végre méréseket, hogy megismerhessem, hogy a mesterséges környezetben mértek mennyire felelnek meg a természetes, vagy táj-jellegű környezetnek.

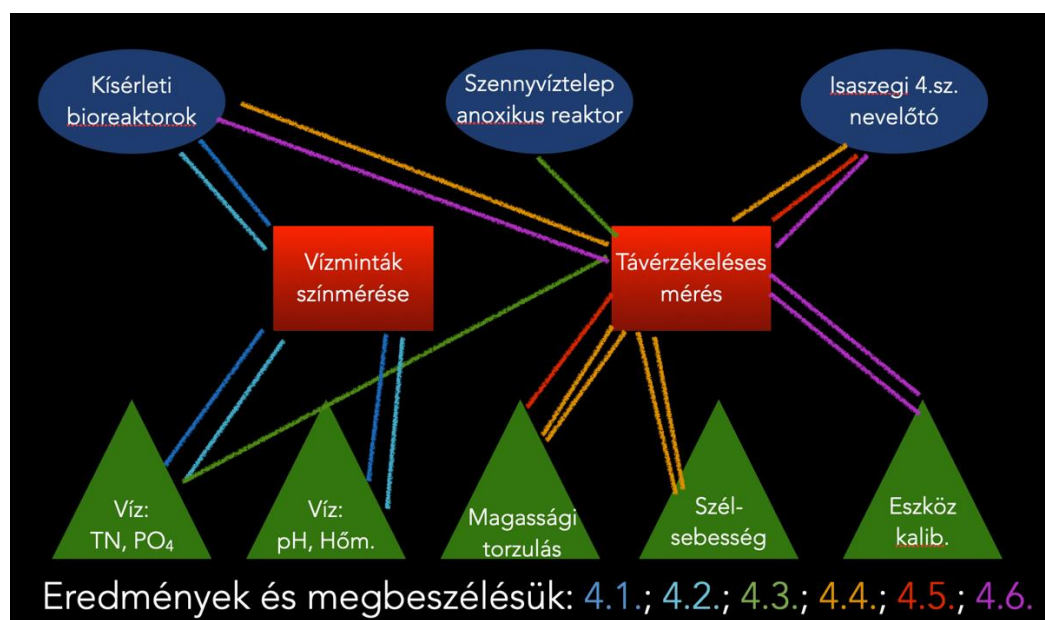
Az élővízteseteken történő validáló méréseket 2019 és 2022 közt hajtottam végre három helyszínen:

- Isaszegi 4-es számú nevelőtó (3.9.2.) (2019, 2020, 2021, 2022)
- Úrréti tó, Gödöllő (2019)
- Magán fürdő, Gödöllő (2020)

A méréseket hasonló módon hajtottam végre, mint a bioreaktorokban; hasonló módszerrel, és eszközparkkal, továbbá több esetben a mérések eredményeit a KVI-Plusz Kft. (Eurofins KVI-Plusz Kft., Budapest, Szállító u. 6, 1211) akkreditált laboratóriuma szolgáltatta.

### 3.10. Vizsgálati folyamatára

Összegezve, a vizsgálataimat összesen három helyszínen végeztem, ahol helyi színmérést és távérzékelést is alkalmaztam a kémiai vagy fizikai paraméterek mellett. A 34. ábrán szemléltetem a mérések folyamatát, amelyek a 4. fejezetben bemutatásra kerülő eredményekhez vezettek.



34. ábra: A vizsgálati folyamatára  
Forrás: saját szerkesztés





## 4. Eredmények és azok megbeszélése

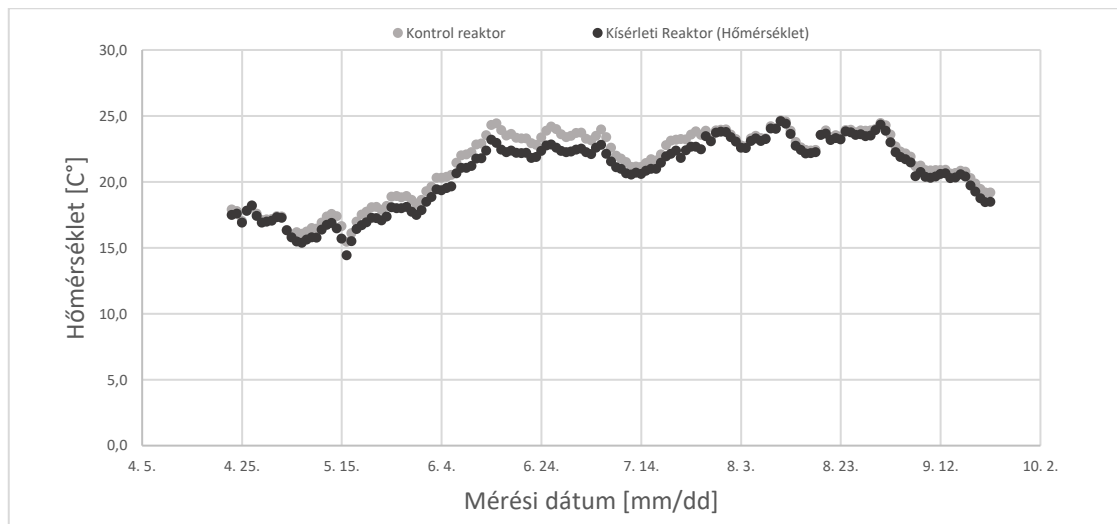
Az Eredmények és azok megbeszélése fejezetben hat alpontban taglalom az általam végrehajtott mérések kiértékelését. Először a 2019-ben végrehajtott össznitrogén koncentráció és a víz színezetének összehasonlításával foglalkozom RGB szintérben, majd a 2020-ban végrehajtott foszfátion koncentráció és a víz színezetének kielemezését végzem RGB szintérben. Ennél a két vizsgálatnál figyelembe vettem a 10/2010 (VIII.18) VM rendeletet, ami határértékeket szab, ezzel definiálva a jó ökológiai állapotot. A harmadik alpontban a szennyvíztelep anoxikus reaktorait vizsgálom a víz színezete és a reaktorban található foszfátion aspektusából. A negyedik és ötödik alfejezetben vizsgálom a pilótánélküli légi járművek által keltett bizonytalanságot okozó tényezőket, illetve vizsgálom, hogy a nagyobb magasság befolyásolja-e az érzékelés színezetét. Végül további CMOS érzékelővel ellátott eszközöket vizsgálok, hogy a 8-bites érzékelők alkalmasak-e helyettesíteni egy kalibrált színmérőt, amennyiben a színmérést állapotmeghatározásra kívánjuk felhasználni.

### 4.1. A víz színezete és a TN tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei

A hazai vizeinkben az esetenként előforduló túlzott műtrágya használat, és az esetenként előforduló nem megfelelő szintű szennyvízkezelések gyakran okoznak nitrát terhelést, azonban a vizsgálatot nem szerettem volna lekorlátozni erre a vegyületre, így TN (Total Nitrogen; össznitrogén) szintet mértem. A méréseket 2019-ben hajtottam végre, 4 hónapon keresztül, heti háromszori mintavétellel, az akkori Szent István Egyetem Gépészmérnöki Karának Környezettudományi laboratóriumában kiépített összehasonlító bioreaktorokban. Korábbi méréseim során összefüggést találtam a víz össznitrogén tartalma és az RGB szintér B sávja között, amit a későbbi korrelációkeresés is igazolt.

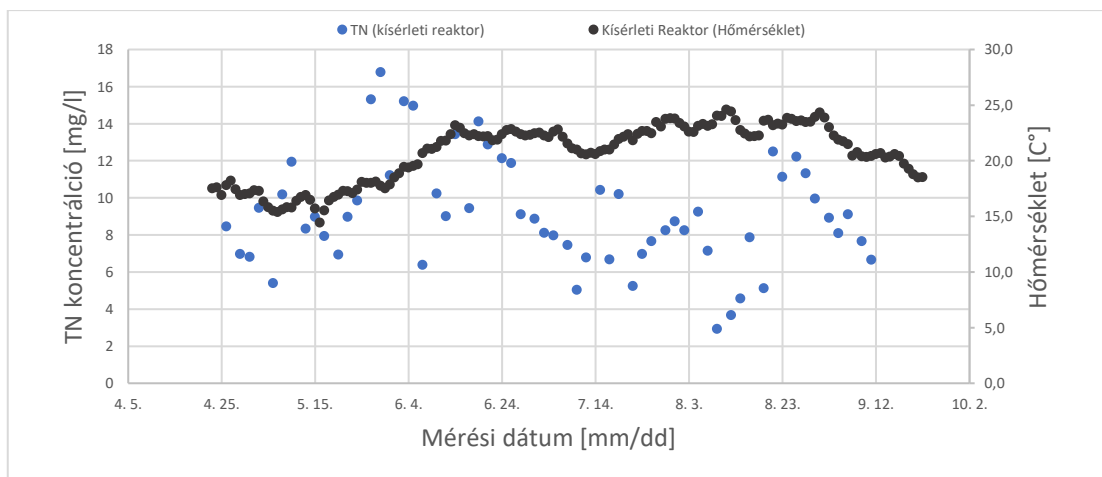
A mérési sorozat 2019. 04. 23-án indult, és 2019.09.09-én fejeződött be. Ez alatt az időszak alatt heti háromszor történt mintavétel (hétfő, szerda, péntek), ahol minden alkalommal TN koncentráció mellett színmérést is végrehajtottam.

A mérési sorozatban a TN tartalom és a színelemzésen kívül mértem még víz hőmérsékletet (35. ábra), pH szintet, továbbá alkalmanként kötött- és szabad klórt, kalciumot és réz terhelést a hálózati víz alkalmazása miatt.

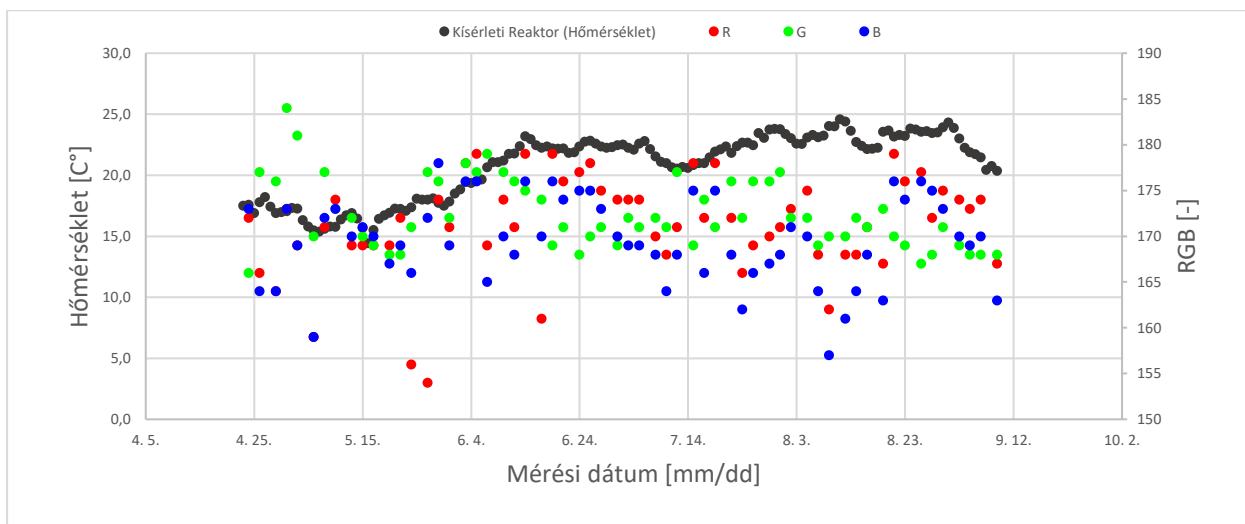


35. ábra: A hőmérsékleti értékek alakulása a két bioreaktorban.

A hőmérsékleti értékek és a TN tartalom között, továbbá a hőmérsékleti értékek és a mért színértékek között a korrelációkeresés nem mutatott egyezést (36. és 37. ábra), így a továbbiakban a hőmérsékleti értékeket csak intervallumként használtam, ahol a mérések történtek, illetve az új tudományos eredmények között erre a tartományra tudom igazolni megállapításaimat.



36. ábra: A kísérleti reaktor hőmérséklete és TN tartalmának megjelenítése.  
 Forrás: saját szerkesztés



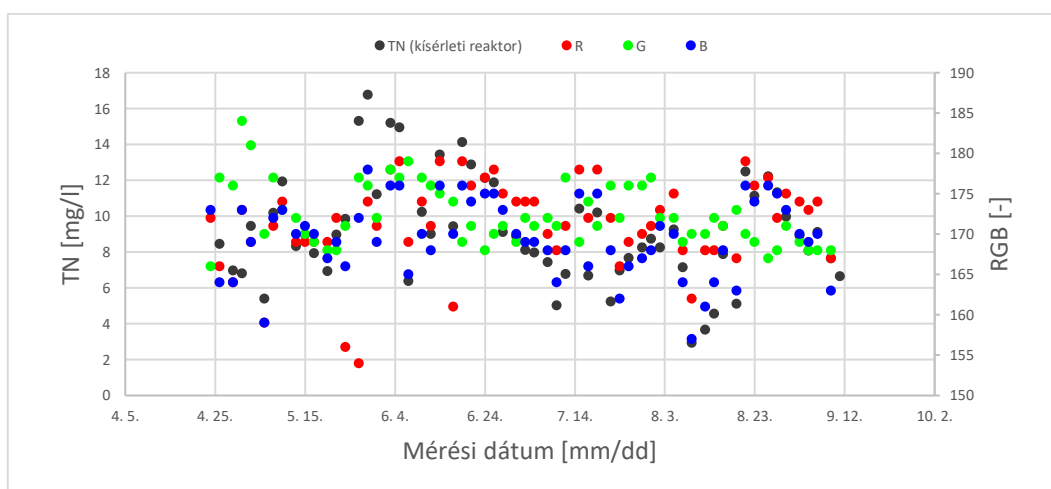
37. ábra: A hőmérsékleti értékek és a TN koncentráció bemutatása, illetve a hőmérsékleti értékek és a színsávok bemutatása

A színtér és a TN értékek korrelációkeresés eredményeit a 6. táblázat foglalja össze mind a két bioreaktor esetén, továbbá a kísérleti reaktor vizuális megjelenítését a 38. ábra, illetve a korrelációkeresés utáni B-sávra fókuszálást a 39. ábra (kísérleti reaktor) és a 40. ábra (kontrol reaktor) szemlélteti.

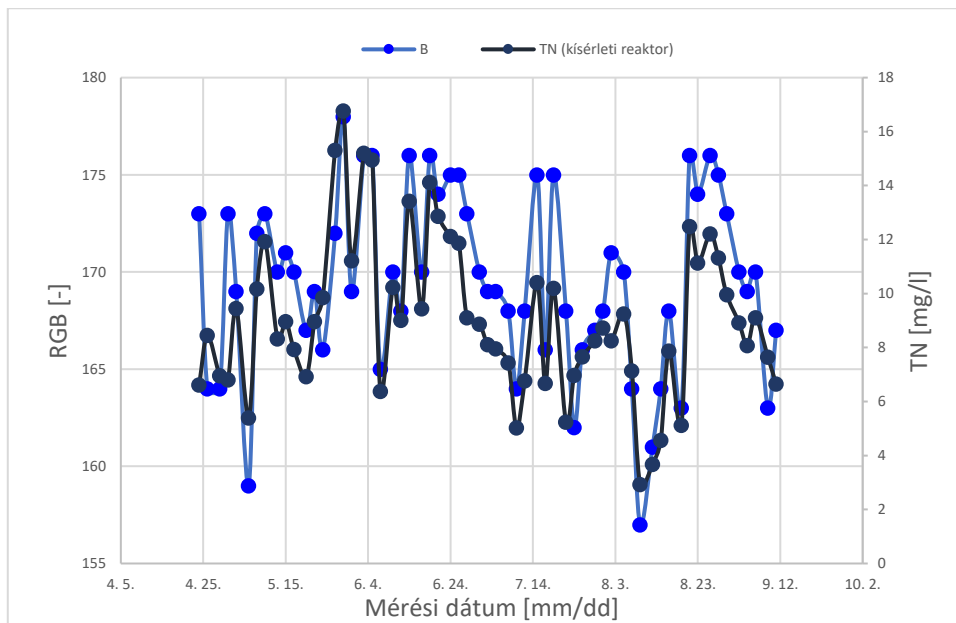
6. táblázat: A korrelációkeresés eredményei TN és színtér között mind a két kísérleti reaktorban.

	R/TN korreláció	G/TN korreláció	B/TN korreláció	R <sub>kontrol</sub> /TN <sub>kontrol</sub> korreláció	G <sub>kontrol</sub> /TN <sub>kontrol</sub> korreláció	B <sub>kontrol</sub> /TN <sub>kontrol</sub> korreláció
Korrelációs érték	0,43	0,05	<b>0,85</b>	0,18	0,24	<b>0,87</b>

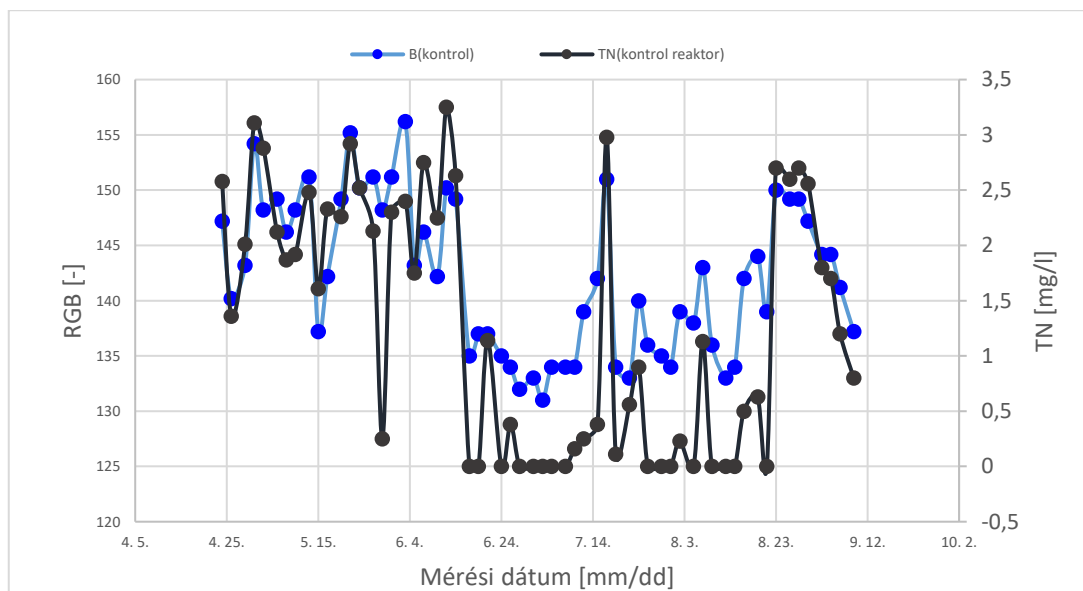
Forrás: saját szerkesztés



38. ábra: A TN koncentráció és az RGB színtér megjelenítése a kísérleti reaktorban.  
Forrás: saját szerkesztés



39. ábra: TN koncentráció és az RGB szintér B-sáv megjelenítése a kísérleti reaktorban  
 Forrás: Saját szerkesztés



40. ábra: A TN koncentráció és RGB szintér B-sáv megjelenítése a kontrol reaktorban.  
 Forrás: saját szerkesztés

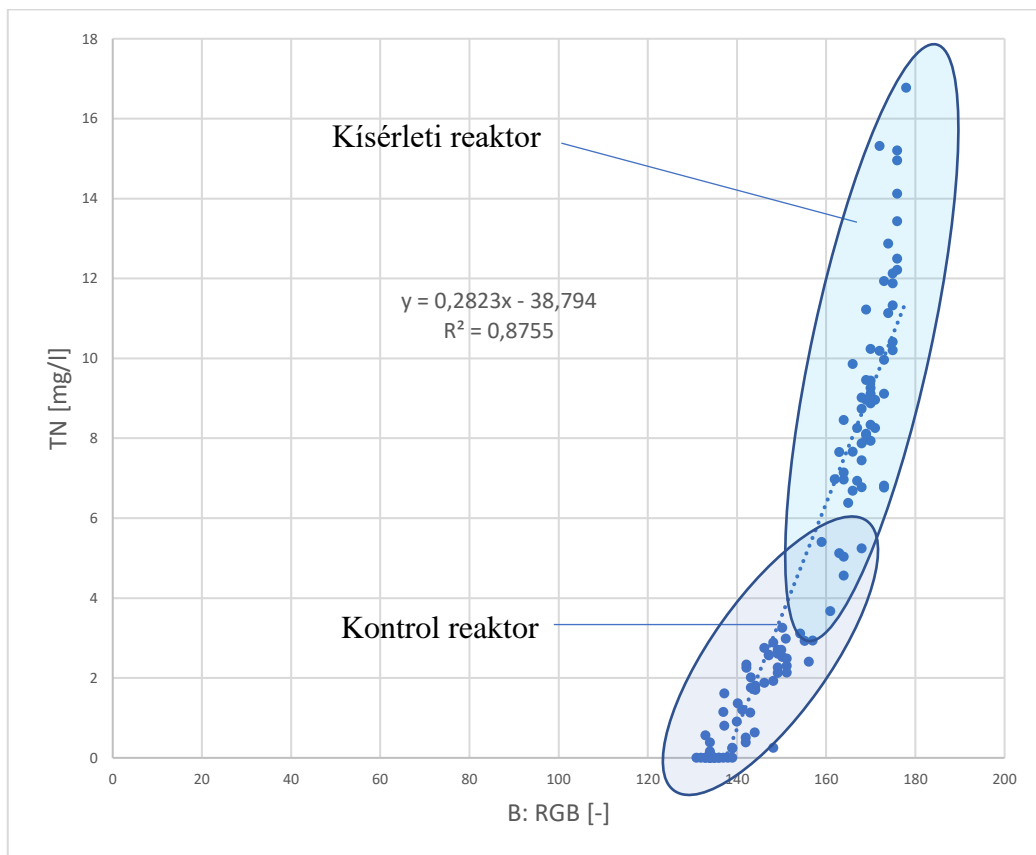
A B-sáv függvényében ábrázolva a mért TN értékeket, lineáris egyenes illesztés után a kísérleti reaktor  $R^2$  értéke 0,71 (Melléklet: 69. ábra), a kontrol reaktor  $R^2$  értéke 0,76 (Melléklet: 70. ábra). A két reaktor mért TN értékei között fellelhető átfedés miatt végül a két reaktor mért értékeit ugyanabban a koordináta rendszerben ábrázoltam, így az identifikáció nem 60, hanem 120 pontból jött létre.

Az így kapott lineáris egyenes  $R^2$  értéke erősödött, 0,87 értéket vett fel (41. ábra). Az identifikáció egyenlete pedig a következő

$$TN = 0,2823B - 38,794$$

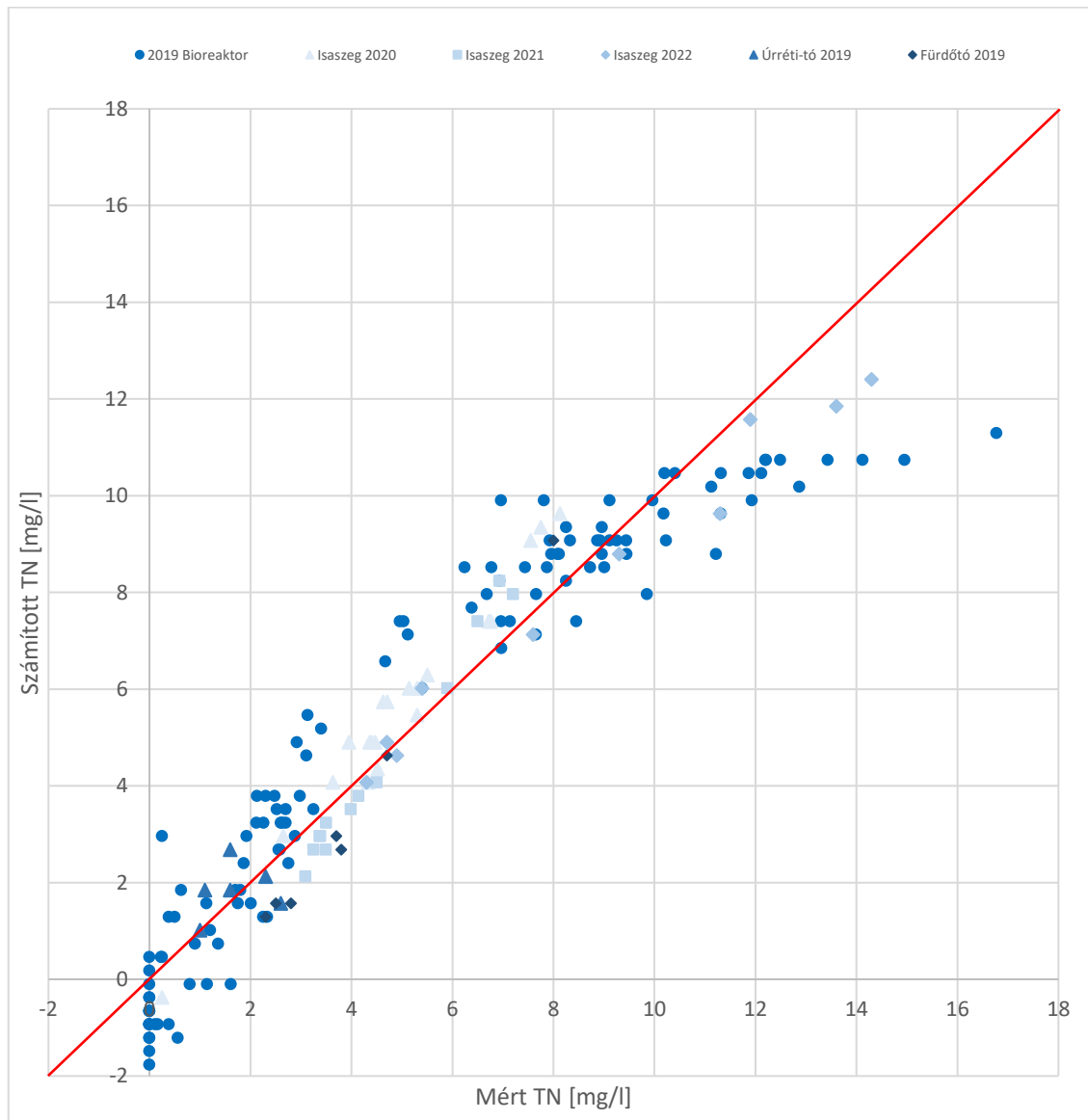
$$R^2 = 0,8755$$

(11)



41. ábra: Mindkét reaktor mért TN értékei az RGB szintér B sávjának függvényében az identifikációhoz.  
Forrás: Saját szerkesztés

A számított egyenletet felhasználva a számított TN értékek függvényében ábrázoltam a mért TN értékeket, majd további mérési sorozatokkal (összesen 53 tag, 5 mérési sorozat, amiből 4 élővíztest és egy mesterséges medence) validálást hajtottam végre, és ezt grafikusán ábrázoltam, így vizuálisan is meggyőződhettem a validálás sikerességéről (42. ábra). Az identifikációnál és a validálásnál is abszolút hiba ( $H_C$ ) keresést, majd méréstartományra vetített relatív hibaelemzést ( $h_c$ ) hajtottam végre. A számított lineáris összefüggés méréstartományra vetített relatív hiba eredménye:  $h_c = 6\%$ .



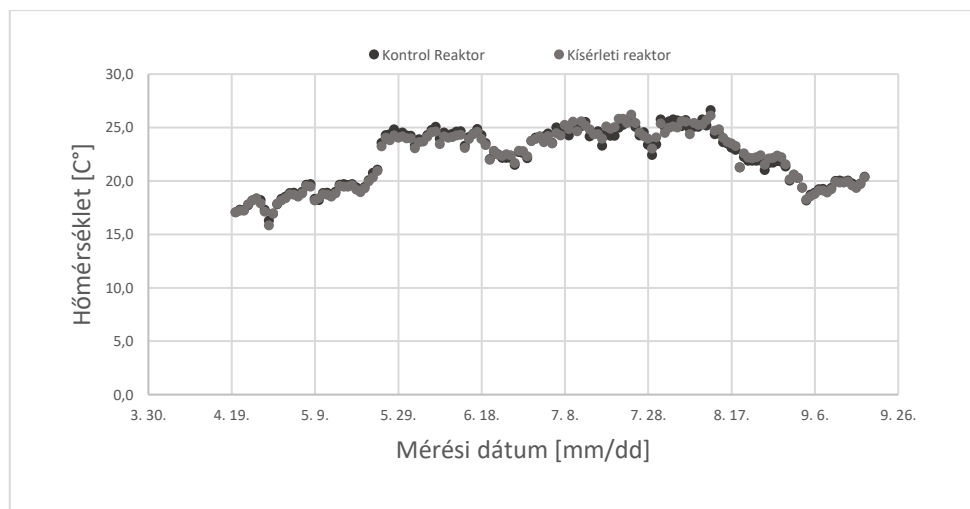
42. ábra: A TN számított értékei ábrázolása a mért TN értékek függvényében, illetve a validációs adatok.  
 Forrás: Saját szerkesztés

A hibakeresés után megállapítottam, hogy a modell RGB B sáv 135 és 170 ( $\bar{x} \pm 3\%$ ) értékhatárok között képes pillanatnyi szín alapján TN koncentráció meghatározásra, efelett (TN koncentráció  $> 10\text{mg/l}$ ) a színelapú becslés bizonytalansága növekszik. AZ RGB B sávja a mérések során minimum (TN=0mg/l esetén) 135 ( $\bar{x} \pm 3$ ) értéket mutatott. A 10/2010 (VIII.18) VM rendeletben területtől és vízfolyástól függően a TN határérték 1,4 és 4 mg/l között van maximálva, így az eljárás költséghatékony, pillanatnyi határérték alapú minősítést valósít meg a víztest állapotát illetően, hogy szükséges-e laborméréseket végezni, illetve időszerű-e az esetleges beavatkozás a víztest ökológiai állapotának javítása érdekében.

## 4.2. A víz színezete és a PO<sub>4</sub> tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei

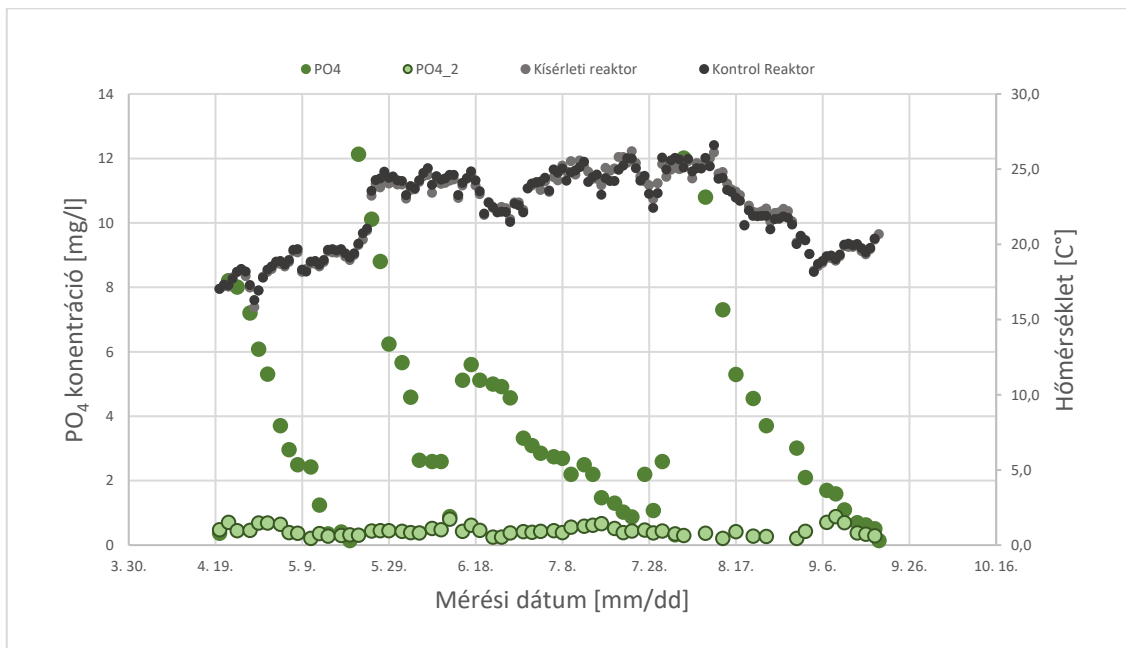
A hazai és EU vízfelületünk másik jelentős szennyezőjére, a PO<sub>4</sub>-re koncentráltam a következő vizsgálatokkal. 2020-ban újra felállítottam a mérési sorozatot, a helyszín ismét a Szent István Egyetem Gépészmérnöki Karának Környezettudományi laboratóriumánál található kiépített összehasonlító bioreaktor-tér volt.

A mérési sorozat 2020. 04. 20-án indult, öt hónapon keresztül tartott (utolsó mintavétel 2020. 09. 18), heti háromszoros mintavétellel és méréssel. A mérést 4 alkalommal leállítottam, és a kísérleti reaktort kiürítettem, majd újra feltöltöttem hálózati vízzel. A két reaktor vizét ezután 2 órán keresztül egymásba cirkuláltattam, hogy a lehető leghomogénebb kiindulási állapot legyen. A mérési sorozatban a PO<sub>4</sub> tartalom és a színelemzésen kívül mértem még víz hőmérsékletet (43. ábra), pH értéket, továbbá alkalmanként kalciumot, és mivel hálózati vízzel töltöttem fel a medencét, réz terhelést.



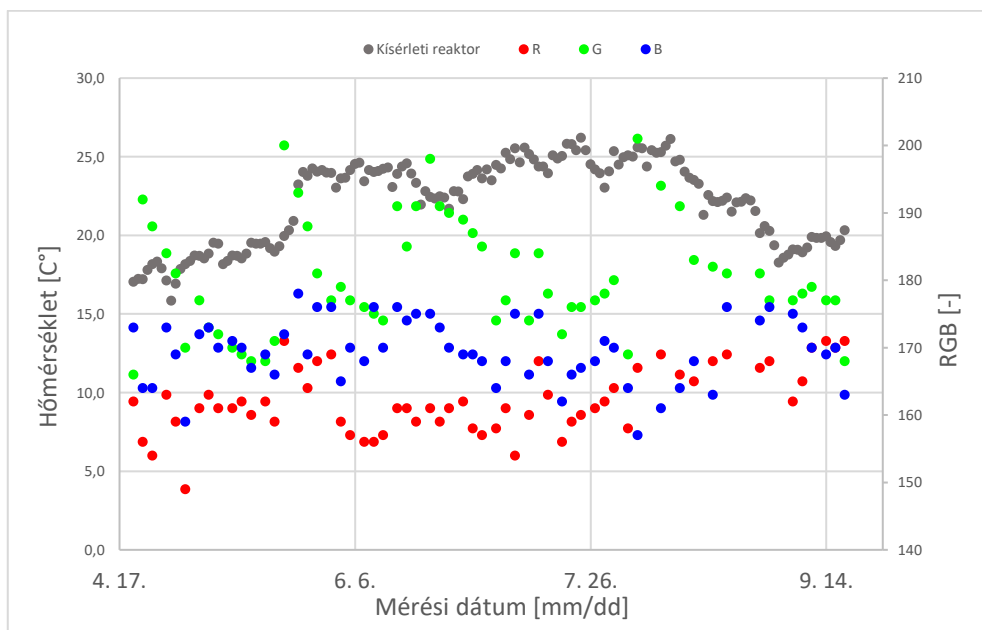
43. ábra: A két bioreaktor napi átlaghőmérsékletének megjelenítése.  
Forrás: saját szerkesztés

A hőmérsékleti értékek és a PO<sub>4</sub> (44. ábra), illetve a hőmérsékleti értékek és a szintér nem mutatott korrelációt (45. ábra), így a továbbiakban ez csak a mérési sorozat intervallumát határoolja le, és az új tudományos eredmények között is csak intervallumként használom.



44. ábra: A hőmérsékleti értékek és a  $PO_4$  koncentráció összehasonlítása a kísérleti ( $PO_4$ ) és a kontrol ( $PO_4_2$ ) reaktor ábrázolásával.

Forrás: saját szerkesztés



45. ábra: A hőmérsékleti értékek és az RGB szintér összehasonlítása a kísérleti reaktorban.

Forrás: saját szerkesztés

A szintér és a  $PO_4$  értékek korreláció keresés eredményeit a 7. táblázat foglalja össze mind a két bioreaktor esetén, továbbá a kísérleti reaktor vizuális megjelenítését a 46. ábra szemlélteti.

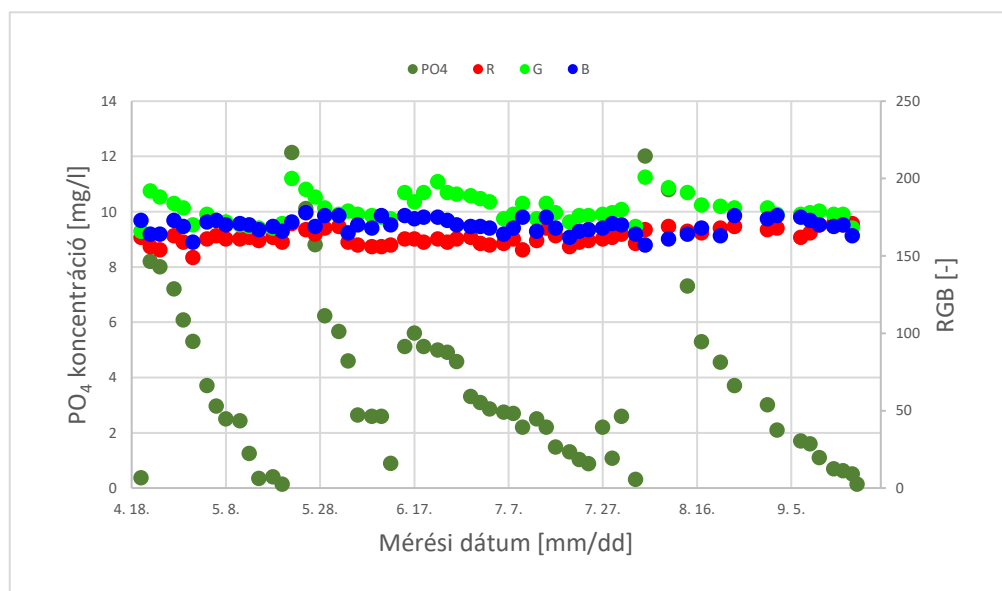
A korreláció keresés utáni G-sávra fókuszálást a 47. ábra (kísérleti reaktor) és a 48. ábra (kontrol reaktor) szemlélteti.



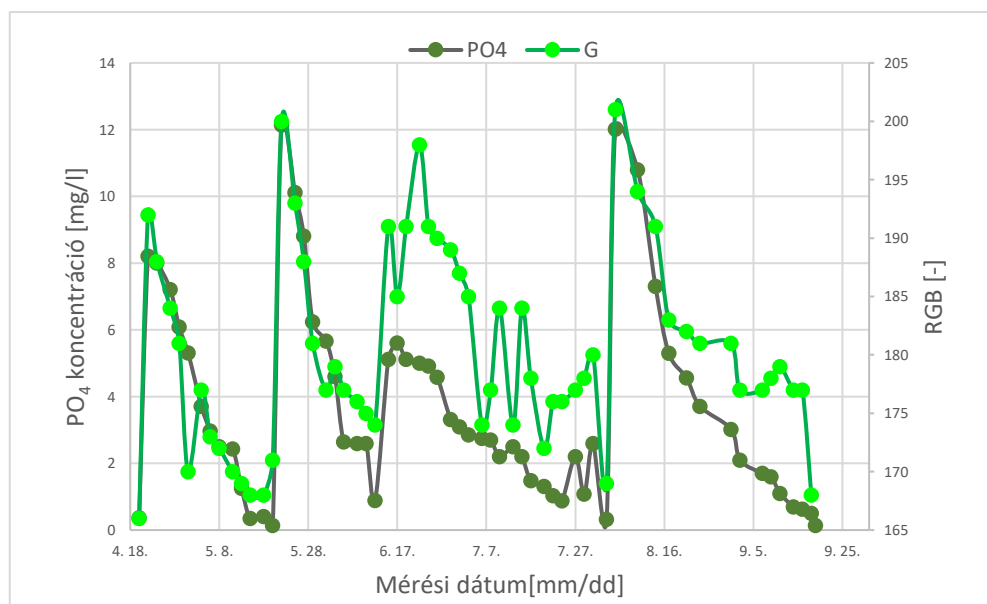
7. táblázat: A korrelációkeresés eredményei  $PO_4$  és szintér között mind a két kísérleti reaktorban.

	R/ $PO_4$ korreláció	G/ $PO_4$ korreláció	B/ $PO_4$ korreláció	$R_{\text{kontrol}}/PO_{4\text{kontrol}}$ korreláció	$G_{\text{kontrol}}/PO_{4\text{kontrol}}$ korreláció	$B_{\text{kontrol}}/PO_{4\text{kontrol}}$ korreláció
Korrelációs érték	0,17	<b>0,96</b>	-0,09	0,22	<b>0,87</b>	0,16

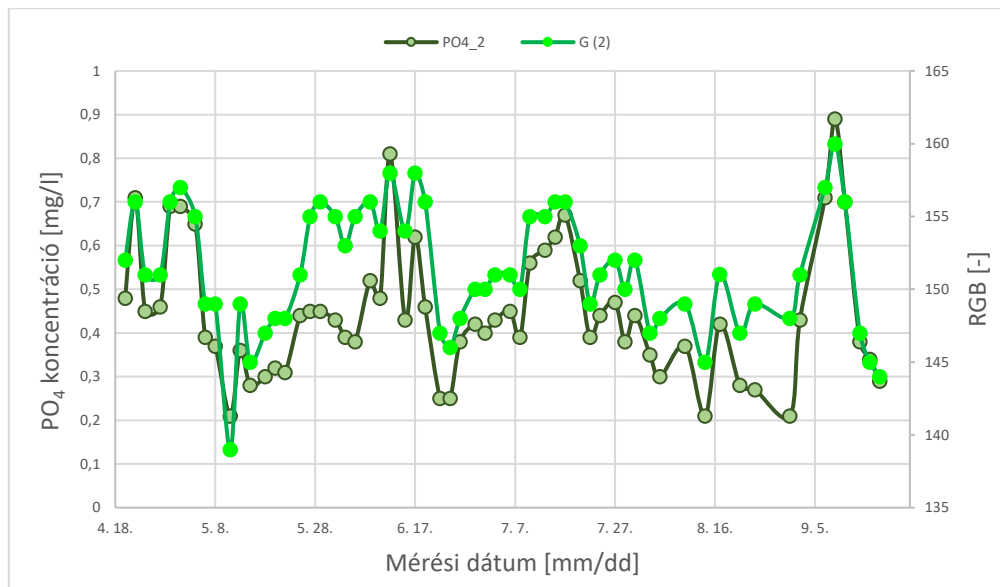
Forrás: saját szerkesztés



46. ábra: A kísérleti reaktor  $PO_4$  mért koncentrációja és az RGB szintér mért értékei.  
Forrás: saját szerkesztés

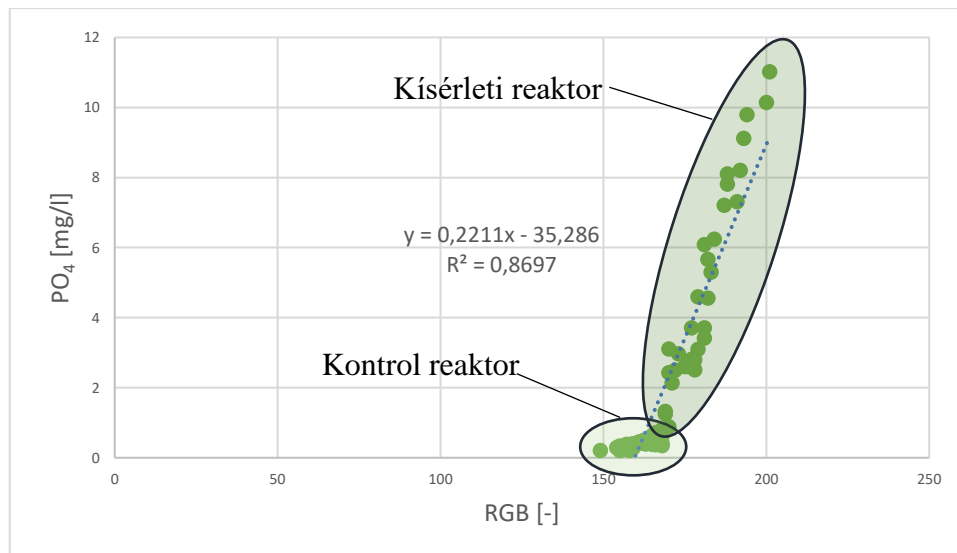


47. ábra: A kísérleti reaktor mért  $PO_4$  értékei és az RGB szintér G sávja.  
Forrás: saját szerkesztés



48. ábra: A kontrol reaktor mért  $PO_4$  értékei és az RGB szintér G sávja.  
 Forrás: saját szerkesztés

A G-sáv függvényében ábrázolva a mért  $PO_4$  értékeket lineáris egyenes illesztés után a kísérleti reaktor  $R^2$  értéke 0,92 (Melléklet: 71. ábra), a kontrol reaktor  $R^2$  értéke 0,75 (50. ábra). A két reaktor mért  $PO_4$  értékei között lévő átfedés miatt a két reaktor mért értékeit azonos koordináta rendszerben ábrázoltam, így nem 60, hanem 120 pontból identifikáltam a rendszert. Az így kapott lineáris egyenes  $R^2$  értéke 0,87 értéket vett fel (49. ábra).



49. ábra: A  $PO_4$  értékek ábrázolása az RGB szintér G sávjának függvényében, mindkét reaktor mért adataival

A kísérleti medence agresszív kezelése azonban nem volt összhangban a 10/2010 (VIII.18) VM rendelettel, a rendelet ugyanis sokkal kevésbé megengedő a  $PO_4$  (illetve a TP) értékekkel, így a rendeletnek megfelelően, de a 4.1. ponttól eltérően hajtottam végre a modell alkotást. Továbbá a rendelet hatálya kiterjedt minden általam mért víztestre, a validáló adatok minden esetben

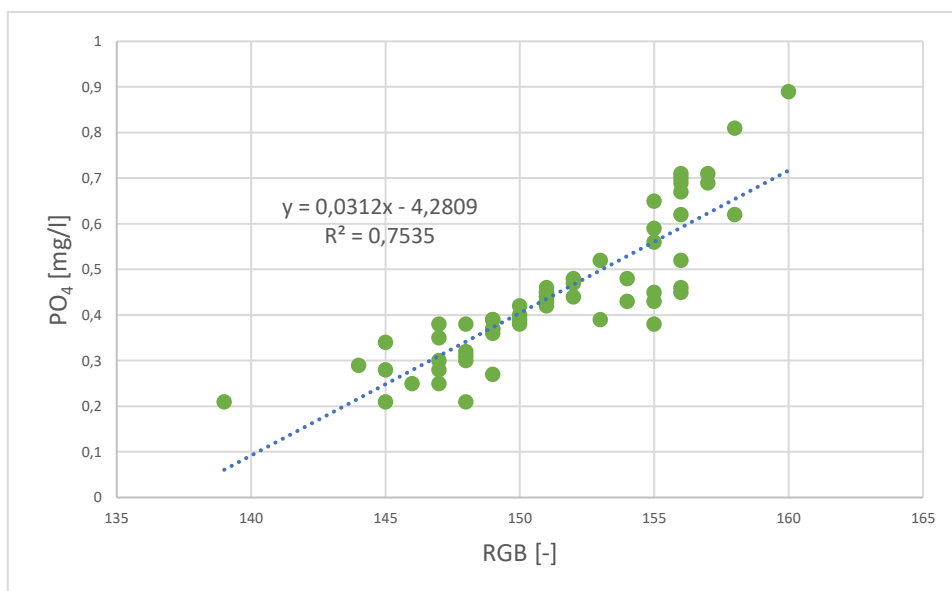
határérték alattiak voltak. Kettéválasztottam az identifikációs értékeket, határérték alatti és határérték feletti halmazokat létrehozva, és ezeket külön identifikáltam, majd külön validáltam.

A határérték alatti halmaz identifikálását, hasonlóan az eddigiekhez, az alábbi lépésekkel hajtottam végre: a kontrol reaktorban mért  $PO_4$  értékeket ábrázoltam az RGB színtér G sáv függvényében (50. ábra), lineáris regressziót alkalmaztam, majd a kapott egyenlettel számított  $PO_4$  értékeket ábrázoltam a mért értékek függvényében (51. ábra). A számított egyenletet az alábbiakban mutatom:

$$PO_4 = 0,0312G - 4,2809$$

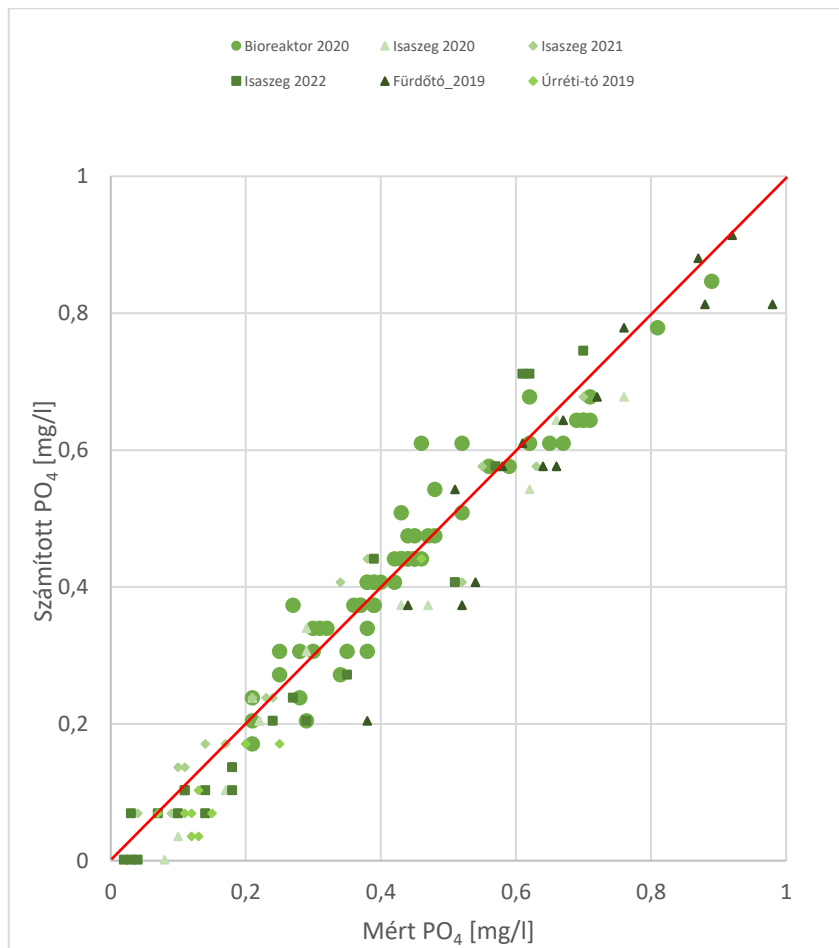
$$R^2 = 0,7535$$

(12)



50. ábra: A kontrol reaktor mért  $PO_4$  értékek ábrázolása a G-sáv függvényében.  
Forrás: saját szerkesztés

Ezután ráillesztettem a mért validáló értékeket, ahol a mért színtér értékekre illeszttem a korábban kapott egyenletet, megkapva ezzel a számított értékeket. A validáló adatokat öt helyszínről gyűjtöttem, így összesen 80 adattal validáltam a 60 tagú identifikált modelletem. A határérték alatti halmazt és validálását az 51. ábrán szemléltetem. Ezután az abszolút hiba abszolútérték keresést, majd méréstartományra vetített relatív hibakeresést hajtottam végre. A  $PO_4 < 1\text{mg/l}$  tartományban:  $hc = 4\%$ .



51. ábra: A  $PO_4$  számított értékei ábrázolása a mért  $PO_4$  értékek függvényében, illetve a validációs adatok, 1 mg/l alatti tartományban.

Forrás: saját szerkesztés

Validálás és hibakeresés után megállapítottam, hogy a modell alkalmas RGB G sáv 138 és 163 ( $\bar{\tau} \pm 2$ ) értékhatárok között pillanatnyi szín alapján történő  $PO_4$  koncentráció meghatározásra.  $G > 163$  ( $\bar{\tau} \pm 2$ ) értékek esetén a víztest ökológiai állapota nem felel meg a 10/2010 (VIII.18) VM rendeletben meghatározottaknak, így laboratóriumi mérések szükségesek, és az ott mért értékek szerint érdemes az esetleges beavatkozást megkezdeni.

A vizsgálat vége 2020 szeptemberében volt, ekkor pilóta nélküli légitárművel is felvételeztem a területet, a felvételen szabad szemmel is jól látható a különbség; a kísérleti bioreaktor színezete jóval zöldebb, mint a kontrol bioreaktoré (52. ábra).



52. ábra: A bal oldali kísérleti reaktor vízszínezete jóval zöldesebb (szabad szemmel is láthatóan), mint a jobb oldali referencia reaktor vízszínezete.  
Forrás: saját kép

### 4.3. A szennyvíztelep anoxikus reaktorában lévő szennyvíz színérzékelése távérzékelés segítségével

Ennél a vizsgálatnál nem közvetlen színméréssel, hanem távérzékeléssel határoztam meg vízfelületek színét, és a mért  $\text{PO}_4$  eredmények akkreditált laboratóriumból származnak. A vizsgálat 2021. szeptember 22-én indult, és 12 héten keresztül heti 1 alkalommal történt felvétel. Ezen felül 3 extra alkalommal látogattam meg a szennyvíztelepet, így összesen 15 mérés történt a közel háromhónapos mérési intervallumban.

Mivel távérzékelési eljárásról van szó, így a színpontosság kifejezetten fontos szerepet kapott a vizsgálatban, hiszen nem kalibrált színmérővel, hanem digitális CMOS érzékelővel és előtte lévő lencsetagokkal történt a képrögzítés. Az időjárási körülmények okozta természetes területmegvilágítási különbségeket hivatott enyhíteni a fehéregyensúly állítás, ami egyrésztől színmérés szempontjából bizonytalan, másrésztől kevésbé foglalkozik a levegőben esetleg lebegő,

vagy a levegőből esetleg érkező zavaró tényezőkkel (por, pollen stb.). Azért, hogy ezeket a zavaró tényezőket kiküszöböljem – fehéregyensúly állítás helyett – felszíni referencia színméréseket hajtottam végre a kalibrált színmérővel az anoxikus reaktorok szélén, és az ott kapott színátlagot adtam meg minden esetben referencia pontnak, így a színhelyesség a lehető legpontosabb volt.

Ezután levegőbe emelkedtem a pilóta nélküli légitáncos, és az első repülés alkalmával programozott GPS koordinátákra irányítottam a táncos (első alkalommal kézzel komponáltam a lehető legnagyobb fedést, később a légitáncos programozottan pontosan ide repült). A magasság 20 méter volt, a kamera nadír pontban az anoxikus és aerob reaktorok elválasztópontjára lett irányítva. Minden felvételkor 3 kép készült, 30 másodperc különbséggel. A színhelyesség beállítás után a képeken target területként kijelöltem az 53. ábrán látható jobb oldali reaktort, és szoftver segítségével átlagoltam a pixelértékeket, így a reaktorra jellemző színt kaptam. Mivel a reaktor technológiai keverés alatt áll, a tartalma homogénnek tekinthető, így a homogenizált-átlagolt szín jól jellemzi.



53. ábra: A gödöllői szennyvíztelep anoxikus reaktorának fényképe és átlagolt színelemzése.  
Forrás: saját kép

Az adatok kiértékelése korrelációkereséssel indult, aminek az eredményét a 8. táblázat foglalja össze. A táblázat jól szemlélteti, hogy az itt szereplő RGB színtér minden sávjánál az eddigi vizsgálatoktól eltérően mindenhol magas korreláció van jelen amikor a mért  $\text{PO}_4$  értékek függvényében kerestem az összefüggést. Ahhoz, hogy ezt más aspektusból is megvilágíthassam, színteret váltottam, és CieLAB színkódolásban is korrelációkeresést hajtottam végre. Azért CieLAB színtérben, mert itt az egyik érték (L) az adott szín „világossági” értéke, és a másik két érték pedig egy koordináta rendszerben ábrázolja a kapott színt. Így teljesen más aspektusból közelíti meg ugyanazt a színezetet. A 9. táblázat megmutatja, hogy erős korreláció van a vizsgált terület  $\text{PO}_4$  tartalma és a terület színezetének világossága közt.

8. táblázat: A mért PO<sub>4</sub> és az RGB szintér korrelációs összefüggései.

	R/PO <sub>4</sub> korreláció	G/PO <sub>4</sub> korreláció	B/ PO <sub>4</sub> korreláció
<b>Korrelációs érték</b>	<b>0,66</b>	<b>0,98</b>	<b>0,77</b>

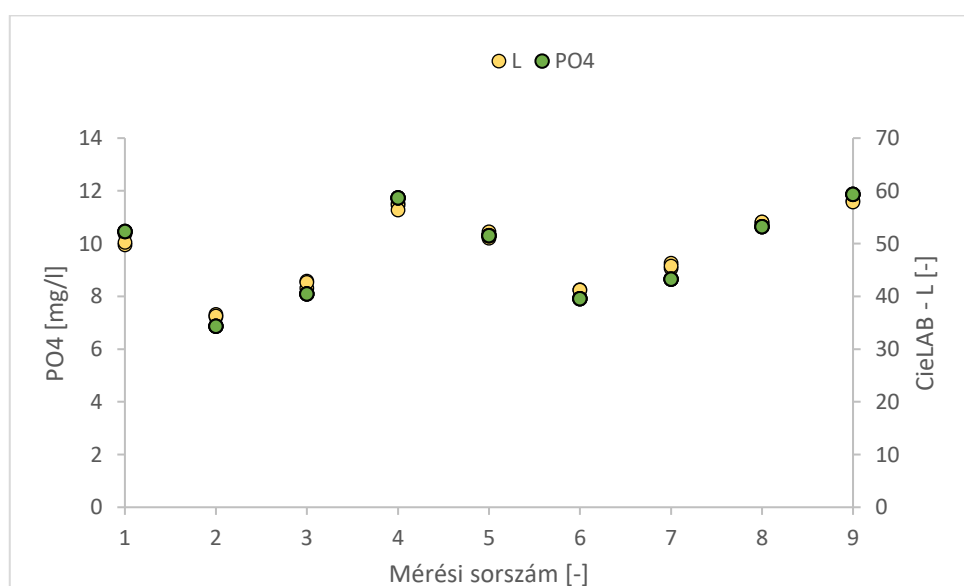
Forrás: saját szerkesztés

9. táblázat: A mért PO<sub>4</sub> és az CieLAB szintér korrelációs összefüggései.

	L/PO <sub>4</sub> korreláció	A/PO <sub>4</sub> korreláció	B/ PO <sub>4</sub> korreláció
<b>Korrelációs érték</b>	<b>0,96</b>	-0,71	0,42

Forrás: saját szerkesztés

A 9. táblázatra hivatkozva ennél a mérési sorozat további kielemezése a továbbiakban nem RGB szintérben, hanem CieLAB szintérben történt. A világosodásnak valószínűleg a nagyobb tápanyagtartalom miatti nagyobb biológiai aktivitás állhat a háttérben, ami mikrobuborékok vagy akár habzás formájában is létrejöhet. A buborékok felületén megcsillanó fény a távérzékelést végző szenzorra érkezve világosabb területet hozhat létre (a szenzorra érkező többlet energia miatt), így az érzékelés átlagban világosabb szint mutathat. Az 54. ábra mutatja az PO<sub>4</sub> koncentráció és a CieLAB szintér L sávjának értékeit.



54. ábra: A mérések PO<sub>4</sub> és L értékei.

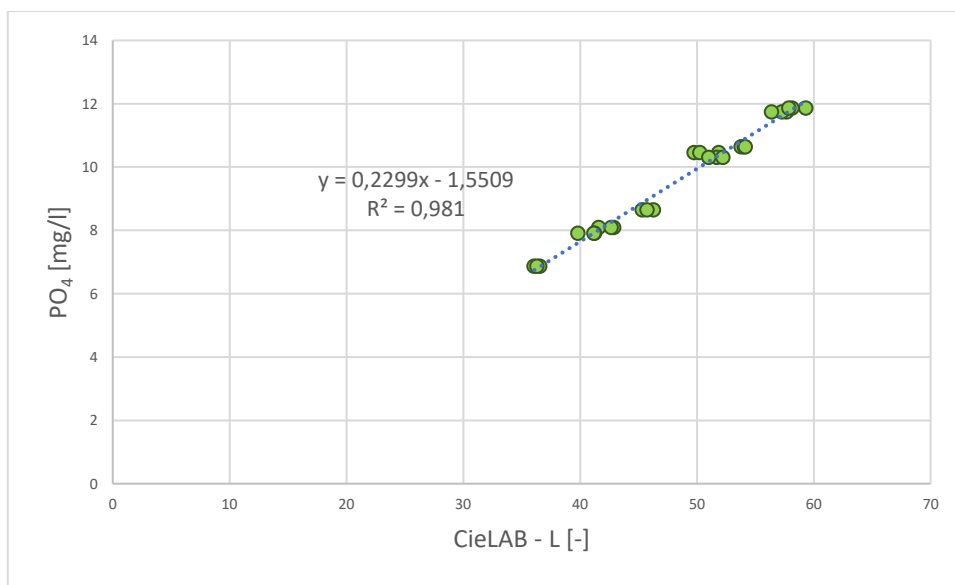
Forrás: saját szerkesztés

Az első két hónap méréseivel identifikáltam a modellt. Identifikációhoz először a mért  $PO_4$  értékeket vizsgáltam a CieLAB szintér L sávjának függvényében (55. ábra). Lineáris regressziót alkalmaztam, és az alábbi egyenletet kaptam:

$$PO_4 = 0,2299L - 1,5509$$

$$R^2 = 0,981$$

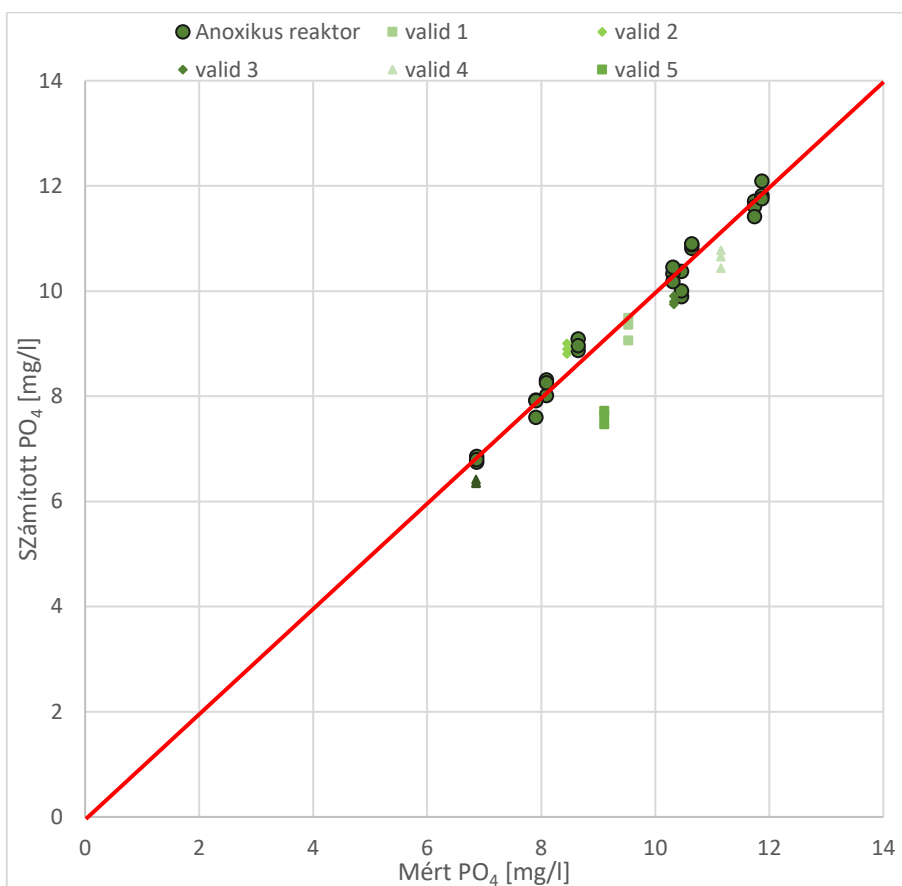
(13)



55. ábra: A mért  $PO_4$  értékek ábrázolása a CieLAB szintér L sávjának függvényében.  
Forrás: saját szerkesztés

A kapott egyenletet alkalmaztam a mért L értékekre, így számított  $PO_4$  eredményeket kaptam, amit ábrázoltam a mért  $PO_4$  értékek függvényében, majd ábrázoltam a további mért értékeket validációként, a validálást a további hat méréssel hajtottam végre (ebben a hatban benne van a három nem tervezett mérés is). Ezt az 56. ábrán demonstrálom.





56. ábra: A számított PO<sub>4</sub> értékek ábrázolása a mért PO<sub>4</sub> értékek függvényében, illetve a validáló értékek.  
 Forrás: saját szerkesztés

A további távérzékelési mérések a 2022 februárjában háborúba torkolló, és hazánkat is érintő orosz-ukrán konfliktus okán ellehetetlenültek, a drón felszállások szigorítva voltak stratégiai pontok felett, így a szennyvíztisztítótelepek felett is.

#### 4.4. Pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett hullámok okozta bizonytalanság

Nyilvánvaló jelenség, hogy a pilóta nélküli légi járművekkel történő repülés során a légi járművek forgószárnyai által generált légmozgás hatással van jármű alatti területre. Az ilyen eszközökkel történő távérzékelés még mindig terjedőben van, és elsősorban szilárd területek felett történik a felvételezés, például a mezőgazdaságban. Azonban vízfelületek esetén a célterület eltérő módon reagálhat a felette lebegő vagy elhaladó drónokra. Vizsgálatom céljából tűztem ki, hogy definiálható és leírható legyen a C1-es drónkategória által keltett légmozgás vízfelületre gyakorolt hatása.

A vizsgálatot a MATE Környezettudományi Laboratórium egyik, már korábban használt bioreaktorában kezdtem; Ahlborn FVAD 15 típusú szárnykerekű szélesség mérőt telepítettem a bioreaktorba a technológiai vízszint fölé (57. ábra).



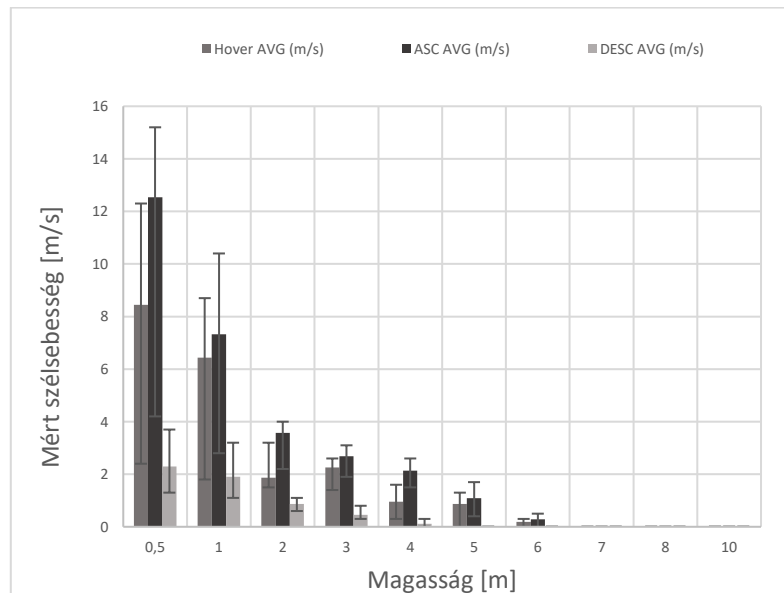
57. ábra: A medencébe helyezett szélességmérő, DJI AIR S2 drón által készített nadír fényképe 2 méter magasságról.  
Forrás: saját kép

Magasság függvényében mértem a drón által keltett szélességet a víztest közvetlen közelében. A manuális irányítás azonban sokszor bizonytalanságot eredményezett, így a programozott röptetést választottam: a drónt beprogramoztam, hogy lebegjen 0,5; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; és 10 méter magasságokban, a magasságváltásokat pedig a lehető legnagyobb sebességgel tegye; így külön mértem a három fő manővert: a lebegést (Hover), az emelkedést (ASC-Ascending) és az ereszkedést (DESC – Descending). A mérési sorozatot ötször ismételt meg DJI Air S2 típusú drónnal, illetve azért, hogy a kategóriáról átfogóbb képet kaphassak további két géptípussal (DJI Mavic Pro, DJI Mini 2) hasonlóan programozott módon megismételtem a mérési sorozatot öt-öt alkalommal, géptípusonként.

A mért eredményeket rögzítettem, és átlagoltam, majd a szórási értékekkel együtt ábrázoltam. Az 58. ábrán jól látható, kivehető, hogy alacsony magasságon a legintenzívebb a légmozgás, illetve a legnagyobb szórás is ebben a tartományban található. Továbbá az 58. ábra azt is demonstrálja, hogy 6 méter magasságban az ereszkedésnek (DESC) már nincs mérhető hatása, és a lebegés vagy az emelkedés is alacsony értékeket mutat, efelett pedig nem volt mérhető hatása semelyik általam

röptetett pilóta nélküli C1 kategóriájú légitáncoknak. Így a további, forgószárnyak által keltett zavaró hatást kimutató vizsgálataimat 6 méter magasságra maximáltam.

Az esetleges természetes szelet mint bizonytalanságot okozó tényezőt is figyelembe vettem, a kísérleti területtől mindössze három méterre lévő telepített szélességmérő adatait vizsgálva kimondható, hogy a mérési sorozatok alatt természetes légmozgás nem volt, vagy elenyésző mértékű (minden esetben 0,2 m/s alatt), így nem befolyásolhatta a mért eredményeket.

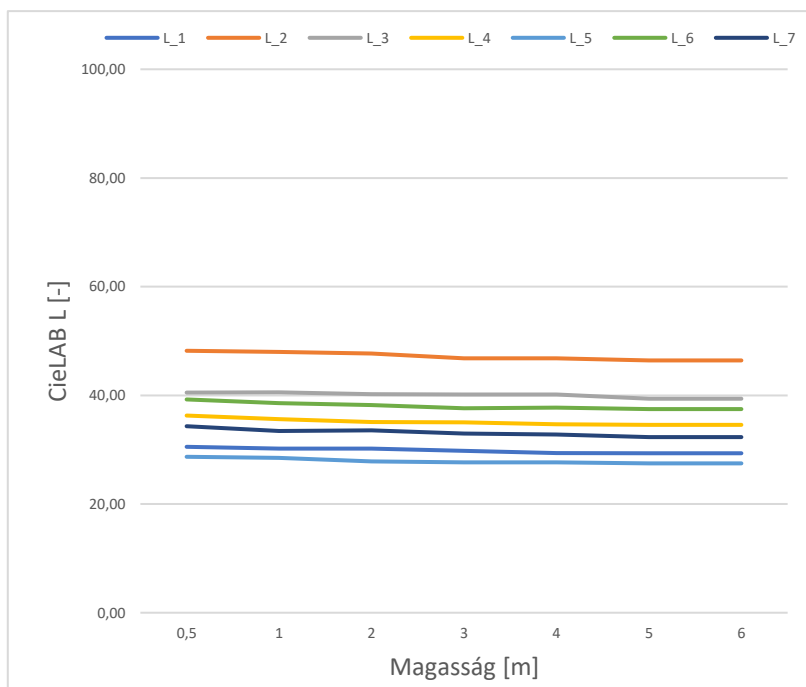


58. ábra: A C1 típusú pilóta nélküli légitáncok forgószárnyai által generált légmozgás sebességének bemutatása magasságonként.

Forrás: saját szerkesztés

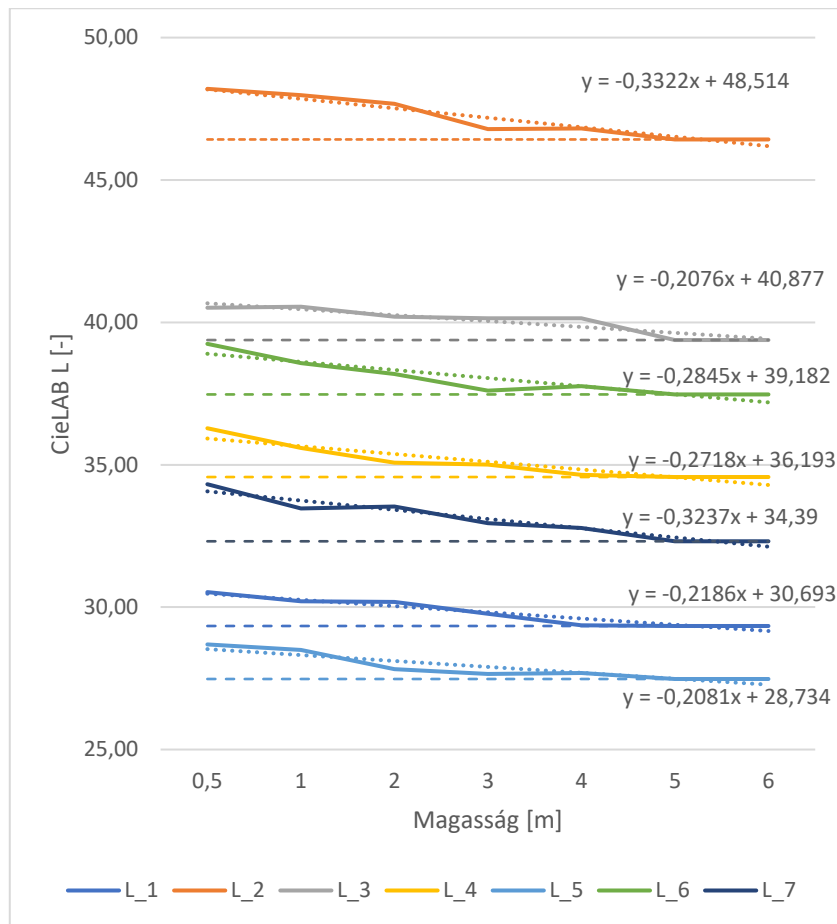
A következő vizsgálati sorozatom arra irányult, hogy megismerjem, hogy a pilóta nélküli légitánc által rögzített képre milyen hatással van a forgószárnyak által keltett légmozgás, amikor vízfelület a célterület. A DJI Air S2 típusú drómmal három helyszínen, összesen hét alkalommal ismételt meg a mérést. A helyszíneken nem szélességet mértem, hanem a már korábban megismert magasságokon (0,5; 1; 2; 3; 4; 5; 6 méter) összesen négy felvételt készítettem a drón alatt lévő vízfelületről, ezeket a képeket színhelyesség igazítás után átlagoltam, és a kapott értékeket egymáshoz hasonlítottam. A forgószárnyak által generált légmozgás a vízfelület hullámzását, fodrozódását okozza, így a szenzorra beérkező csillanások az átlagban is jelentkeznek. Mivel a csillanások a szenzoron „kiégett” pixelként jelentkeznek, és összességében „világosít” az átlagon, ezért ezen vizsgálat során CieLAB színteret tartottam megfelelőnek. Azért, hogy legyen összehasonlíthatóság a nyugalmi állapothoz, 2 méter, illetve 4 méter magasságba emeltem a drónt egy létra és egy rúd segítségével forgószárnyindítás nélkül, és felvételeket készítettem a vízfelületről a forgószárnyak behatását elkerülve.

Az 59. ábrán a 6 mérés látható (L\_1-L\_6) hat méteres magasságig, és észlelhető némi csökkenés az L értékekben a magasság növekedésével. A 60. ábrán fókuszáltabban jelenik meg az L-érték ábrázolása a magasságok függvényében, illetve itt szaggatott vonallal jelöltem a nyugalmi L-értékeket is, illetve a L-érték csökkenést bemutató egyenletek is ábrázolva vannak.



59. ábra: Az L értékek változása a magasság függvényében.  
 Forrás: saját szerkesztés

A 60. ábrán megállapítható, hogy a magasság növekedésével az L sáv értéke csökken, ugyanakkor az egyenesek meredeksége között nincs számottevő eltérés. Továbbá az is látható, hogy már öt méter magasságban a pilóta nélküli jármű által generált légmozgás nincs kimutatható hatással az alatta lévő vízfelületre.



60. ábra: A CieLAB értékek ábrázolása a magasság függvényében: az L érték csökkenése, a trendvonalak meredekségével ábrázolva, továbbá szaggatott vonallal a nyugalmi helyzetek bemutatása.  
 Forrás: saját szerkesztés

Öt méter alatti vízfelület felvételezéskor azonban a forgószárnyak által keltett légmozgás növeli a bizonytalanságot a rögzített képek elemzésekor, ami már 8-bites érzékelő esetén is kimutatható. Ezt kompenzálандó dolgoztam ki egy eljárási sort.

Az első része az eljárásnak, hogy a különböző magasságokban rögzített képek átlagai és a forgószárny behatás nélküli vízfelület rögzített átlagának különbsége magasságonként leírható. Ehhez a röptetés közben mért L értékeket ábrázoltam a nyugalmi L értékek függvényében, magasságonként elválasztva. Lineáris regressziót alkalmaztam, a kapott képletekkel számított L értékeket számoltam, majd végrehajtottam a mérésstartományra vetített relatív hibakeresést. Így végeredményben magassági függvényt kaptam, aminek a mérésekkori  $R^2$  értéke minden méréskor 0,98 fölött volt, hibakereséskor sem kaptam 2%-nál nagyobb eltérést ( $h_{sz} < 2\%$ ). Az így létrehozott magassági formulákat a 10. táblázat foglalja össze, ahol a nyugalmi értékek  $L_{ny}$  a mért értékek pedig  $L_m$  jelöléssel vannak feltüntetve.

10. táblázat: Mért értékek korrekciós egyenletei a nyugalmi értékek meghatározására a magasság függvényében.

Magasság [m]	Eltérés egyenlete
0,5	$L_{ny} = 0,9794L_m - 0,7861$
1	$L_{ny} = 0,9564L_m + 0,6189$
2	$L_{ny} = 0,9703L_m + 0,2585$
3	$L_{ny} = 0,9937L_m - 0,1976$
4	$L_{ny} = 0,9801L_m + 0,3901$
5	$L_{ny} = L_m$
6	$L_{ny} = L_m$

Forrás: saját szerkesztés

A 10. táblázatban látható értékekkel kompenzálva a mért értékeket az CieLAB-L sávon megkapjuk a vízfelület nyugalmi értékét. A 10. táblázatban látható továbbá, hogy öt, illetve hat méter magasságon nincs érzékelhető eltérés, így ezeken a magasságokon nincs szükség kompenzációra.

Az eljárás második része a forgószárnyak által keltett légmozgás okozta hullámvás véletlenszerűsége miatti szórás okozta bizonytalanság kiküszöbölése. A vizsgálathoz a felvételezést sorozatmódra állítottam, így három másodpercen belül tíz képet készítettem az adott területről. A kapott képeket HDR módban egymásra illesztettem, illetve kipróbáltam többféle blendelést (rétegösszeolvasztást), azonban az összeolvasztási módok csak felerősítették a képek közötti különbségeket, tehát a rétegolvasztás nem a kívánt, hanem annak az ellentétes hatását érte el: a célterület átlagszínezet-értékei egyre messzebb kerültek a nyugalmi helyzet színezetétől.

Növekvő tagú átlagolást használtam a bizonytalanság csökkentésére. A feldolgozott sorozatfelvételek már feldolgozott és átlagolt CieLAB-L értékeit alapul véve, mindig egy taggal bővítettem az átlagolást, és kerestem azt az értéket, amikor egy következő tag bevonása az átlagolásba már nem változtat az átlag kerekített értékén. Összesen 16 sorozatfelvétel készült a MATE Környezettechnológiai laboratóriumában kialakított bioreaktorok fölött. A mérések kielemezésekor a rögzített képek pixelátlagának szórása minden esetben 10% alatti volt (ellenőriztem CieLAB, illetve korábban RGB színtérben is). A 16 sorozat 10 tagból álló fényképein végrehajtott növekvő tagú átlagolás során megállapítottam, hogy RGB színtér esetén a maximum hat tag után a következő hetedik tag már nem változtat a kapott átlagon, néhány esetben öt tagú átlagolás is elégségesnek bizonyult. Mivel az RGB színtér egész számokkal jellemezhető, ellenőriztem CieLAB színtérben is, ahol a két tizedesjegyig történő felbontás miatt

az átlagolás erősebben szórt, itt a nyolcadik tag után nem történt további változás. A hármas számú mérési és átlagolási eredményeket (1 méteres magasságban rögzítve) a mellékletben elhelyezett 16. táblázatban, a hetes számú mérési és átlagolási eredményeket a 17. táblázatban mutatom be.

Természetesen ezek az átlagolt értékek még nem a vízfelület valós színértékét fedik le, csak a keltett hullámok változatossága által okozott bizonytalanságot csökkentik. A vízszínezet valós értékét akkor kaptam meg, ha az átlagolással kapott színértéken végrehajtottam azt a magassági formula kompenzálást, amilyen magasságon a sorozatképek készültek. Így a komplex mérési sorozat után megállapítottam, hogy ezzel az eljárással már 8-bites színmélységű rögzítőeszköz esetén is csökkenthető a bizonytalanság, amit a pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett légáramlás okoz.

#### **4.5. A pilóta nélküli légi járművek magasság általi feltételezett színérzékelés torzulásának vizsgálata**

A 4.4-es számú alfejezetben ismertettem a pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által gerjesztett légmozgás okozta bizonytalanságot 10 méter alatti magasságban. Ebben az alfejezetben ismertetem a 10-120 méter között lévő feltételezett torzulás - és az ezáltal okozott mérési bizonytalanság - felismerésére tett méréseimet, és a mérések kiértékelését. A céloom továbbra is vízfelületek vizsgálata volt.

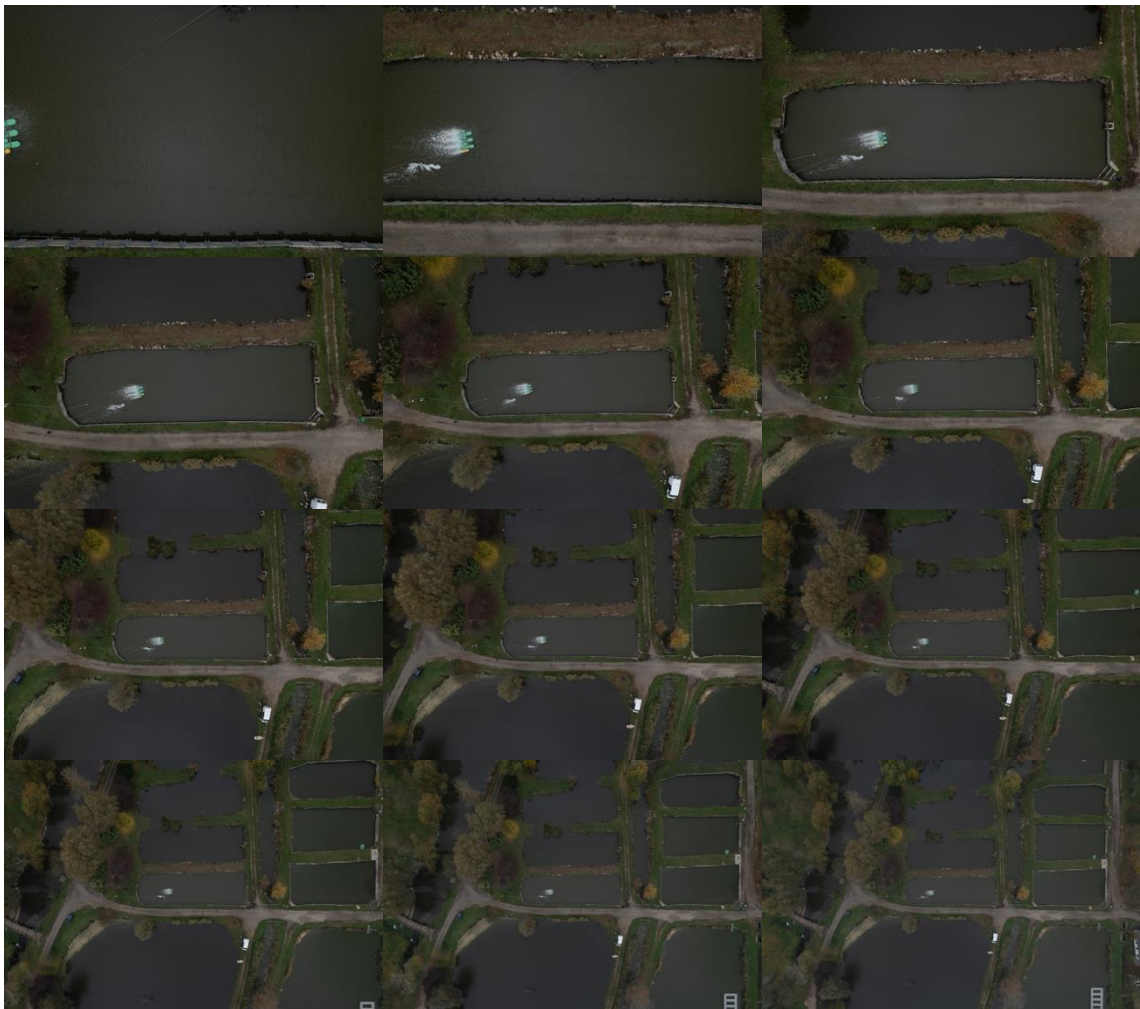
A vizsgálatot az isaszegi 4-es számú nevelőtő fölött hajtottam végre, programozott röptetéssel, hat különböző alkalommal, 12 magasságon (10 m, 20 m, 30 m, 40 m, 50 m, 60 m, 70 m, 80 m, 90 m, 100 m, 110 m, 120 m), ezt a 10 méteres magasságlépcsőt a 61. ábrán mutatom be. A programozott röptetést a lehető leggyorsabbra programoztam, így 96-100 másodperc telt el összesen a legalacsonyabb és a legmagasabb pont felvétele között, így a vízben bekövetkező változások elhanyagolhatóak voltak. A méréseket nadírpont fókusszal hajtottam végre, alkalmanként négyszer ismételttem meg.

CieLAB színtérben hajtottam végre a mért adatok kiértékelését, mert a 4.4. alfejezetben leírt mérések során távérzékelésnél 8-bites érzékelő esetén is pontosabb eredményeket kaptam. Továbbá ennél a vizsgálatnál nem a vízszínezet változását kerestem, hanem az érzékelő esetlegesen szükséges kalibrációját a magasság függvényében, így a CieLAB színtér volt a legmegfelelőbb erre a vizsgálatra. A felvételek színpontossága érdekében felszíni mérést végeztem színmérővel a nevelőtő délkeleti sarkán kiépített beton műtárgyról, majd fehéregyensúly

beállításához az itt megállapított szint adtam meg referencia értéknek; az esetleges légkörből származó zavaró tényezők (pl. por, pollen) ne befolyásolhassa a mérést.

A felvételek mérési szempontból ideális időszakokban készültek; a felhőtakarás ugyan eltérő volt, de sem csapadék, sem jelentős szél mennyiség volt jelen. A felvételek időpontja délelőtt 10:00 és délután 14:00 óra közt volt esedékes.

A színhelyesség beállítás után a képek kiértékelésekor a target területet körbejelöltem, majd pixelátlagolást hajtottam végre. A 20 MP nagyságú képek képeknek köszönhetően a 120 méter magasságban rögzített felvételek is elég részletgazdagok voltak, így a kijelölés pontosan történhetett. A pixelátlagolás mint digitális homogenizálás azért volt itt célszerű, mert a tóban korábban telepített keverő rendszer a mai napig üzemel, így a tó vize homogénnek tekinthető.



61. ábra: Drónfelvételek a 4. számú nevelőtóról 10-120 m magasságig, 10 méteres emelkedő magasságlépcsővel.  
Forrás: saját kép

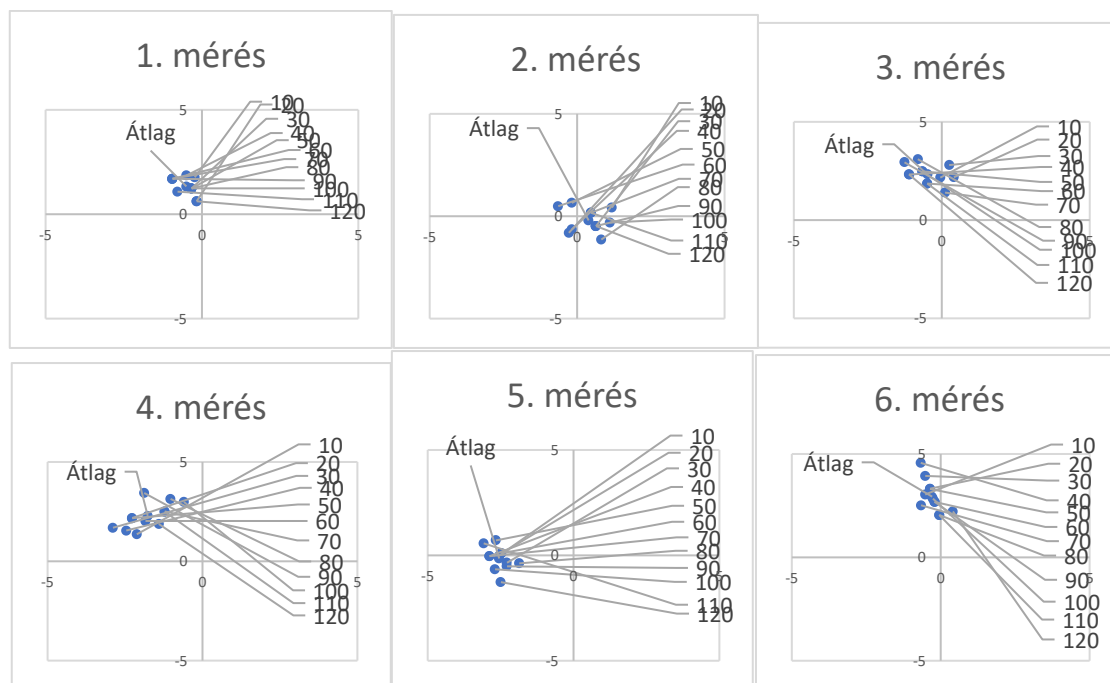


Az átlagok kiértékelését először koordináta rendszerben végeztem, hogy vizuálisan vizsgálhassam a kapott adathalmazt. A kiértékeléskor azonban bizonyosságot nyert az a megállapítás, hogy a magasságbeli különbségek elenyészőek és véletlenszerűek. Így mérésenként az összes magasságon (10 m – 120 m) mért értéket átlagoltam, és vizsgáltam az eltérést, majd méréstartományra vetített relatív hibakeresést hajtottam végre. A méréstartományra vetített hibakeresés átlaga, minimuma és maximuma a 11. táblázatban látható. Az eltérések elhanyagolhatósága a koordináta rendszerben ábrázoltak során is bizonyosságot nyert, a 62. ábrán szemléltetem a hat mérés AB ábrázolását, ahol az A értékek az y-tengelyen, a B értékek pedig az x-tengelyen találhatók. Eltérések ugyan láthatók, azonban a skálázást a láthatóság kedvéért -5 és 5 értékek közé állítottam, azonban a 63. ábrán demonstrálom az első mérés értékeit valós (-128 és 128 tartomány) értéktartományban.

11. táblázat: A méréstartományi hibakeresések átlagos, minimum és maximum értékei.

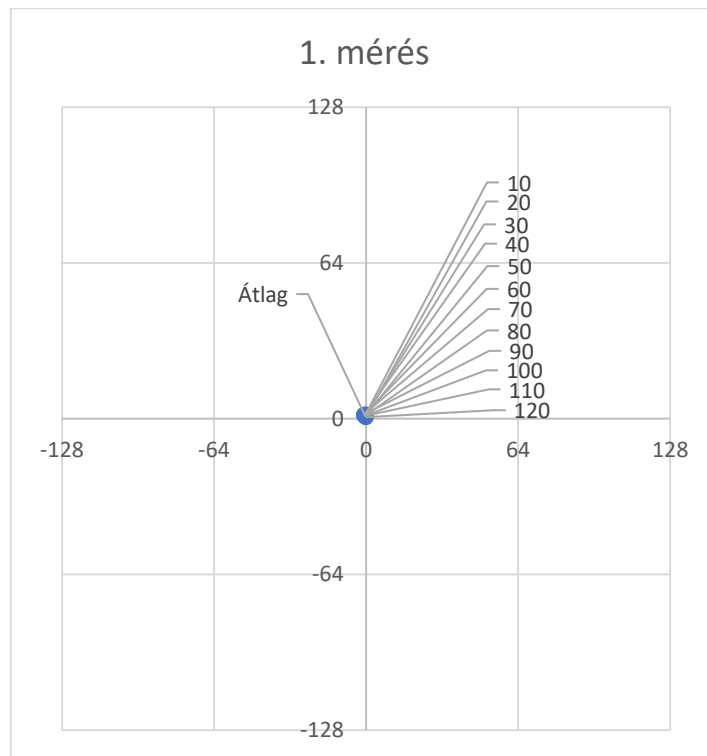
	<b>L</b>	<b>A</b>	<b>B</b>
<b>Minimum</b>	0,2%	0,1%	0,2%
<b>Maximum</b>	0,5%	0,3%	0,3%
<b>Átlag</b>	0,3%	0,2%	0,2%

Forrás: saját szerkesztés



62. ábra: A hat mérés CieLAB – AB értékeinek ábrázolása koordináta rendszerben (A=Y, B=X), szűkített tartományban.

Forrás: saját szerkesztés



63. ábra: Az első mérés értékei koordinátarendszerben ábrázolva, valós értéktartományban ( $A=Y$ ,  $B=X$ ).  
 Forrás: saját szerkesztés

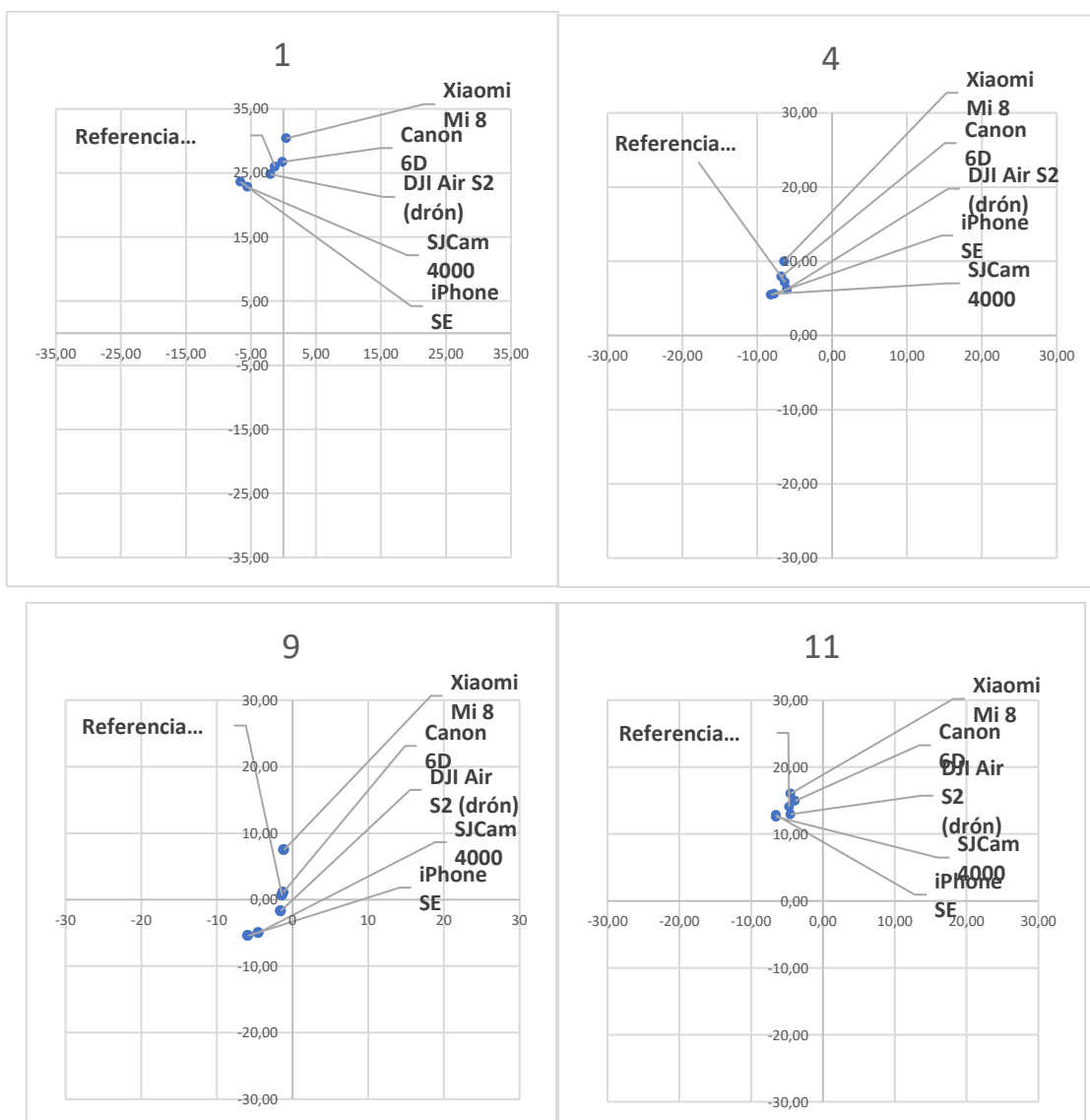
A mérések alapján megállapítható 8-bites érzékelővel ellátott alacsonymagasságú pilóta nélküli légi járművek távérzékelési felvételeinél nincs releváns, illetve matematikailag leírható különbség CieLAB színtérben. Ennek az eredménynek gyakorlati haszna lehet, nyitott vízfelületek felmérésekor egyetlen repülés alkalmával nagyobb területet lehet vizsgálat alá vonni, a vizsgálatra fordított idő így jelentősen csökkenhet, továbbá a pilóta nélküli légi járművekben az akkumulátor cserét és töltést is ritkábban szükséges elvégezni.

#### 4.6. További 8-bites CMOS érzékelőkkel rendelkező képrögzítők vizsgálata és kiértékelése a színhelyesség és színpontosság szempontjából

Célkitűzéseim között szerepelt egy alacsony költségvetésű rendszer megalkotása, így több CMOS érzékelővel ellátott eszközt kezdtem vizsgálni, hogy a színérzékeléskori értékek milyen szinten térnek el a kalibrált színmérő által mért értékekhez képest. A színmérést először bevilágított fotóstúdióban, színposztereken végeztem el, később homogén felületeken, majd vízfelületet vizsgáltam öt darab CMOS érzékelővel ellátott, 8-bit színmélységű eszközzel (Canon 6D, iPhone SE, Xiaomi Mi8, SJCam 4000, DJI Air S2). A kamerák látószöge (gyújtótávolsága) 24 és 28 mm közé esett, így a kép komponáláskor kialakult szenzortávolság nem volt elhanyagolható.

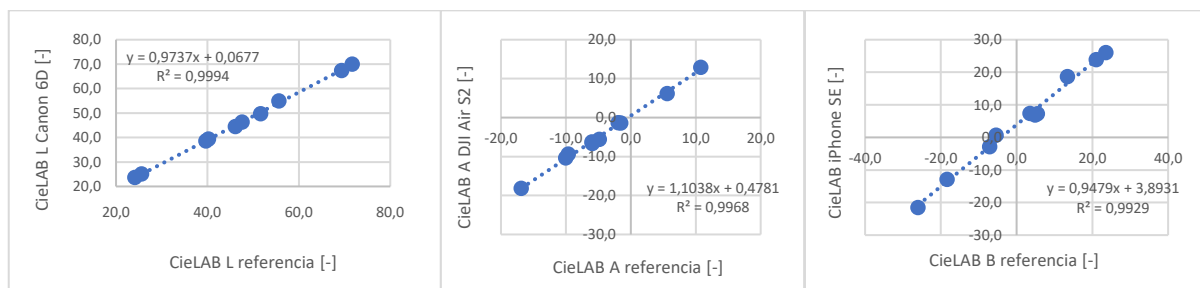
Összesen 19 mérés történt, minden géptípussal háromszoros ismétléssel. A kiértékelést CieLAB színtérben végeztem, hiszen kalibrációs különbségkeresést hajtottam végre ennél a mérési sorozatnál, és erre a LAB kódolás sokkal kézenfekvőbb, mint az RGB színtér.

A kiértékelést koordináta-rendszerben ábrázoltam, hogy vizuálisan is vizsgálhassam az eredményeket. A 64. ábrán mutatom be négy mérés (1,4,9,11) A=Y; B=X ábrázolását, és vizuálisan megerősíthető, hogy van eltérés, illetve az eltérések jellege hasonló minden esetben. Megállapítható továbbá, hogy a NIX Color Pro-val felvett referencia ponthoz a Canon 6D DSLR fényképezőgép és a DJI Air S2 felvételei állnak a legközelebb. Emellett szembejövő az is, hogy az iPhone SE és az SJCam4000 minden esetben rendkívül közel van egymáshoz; ez kisebb internetes kutatás után értelmet nyert, mivel a két eszközben ugyanaz a típusú és gyártású szenzor került beépítésre, a különbséget a lencsetagok és a képfeldolgozó szoftver okozza.



64. ábra: Az 1-es, a 4-es, a 9-es és a 11-es számú mérések CieLAB – AB ábrázolása (A=Y, B=X).  
Forrás: saját szerkesztés

Mivel a referenciaponttól való eltérések hasonlóak, ezért a képrögzítővel készített értékeket ábrázoltam a referencia értékek függvényében. Lineáris egyenest illeszttem a kapott pontokra, és egyenlet kiíratást, illetve az illesztés jóságának kiírását állítottam be. A 65. ábrán szemléltetem a Canon 6D „L” sávját, a DJI Air S2 „A” sávját és az iPhone SE „B” sávját ábrázolom a referencia értékek függvényében. A 16 mérésből 10 mérést használtam azonosításra.



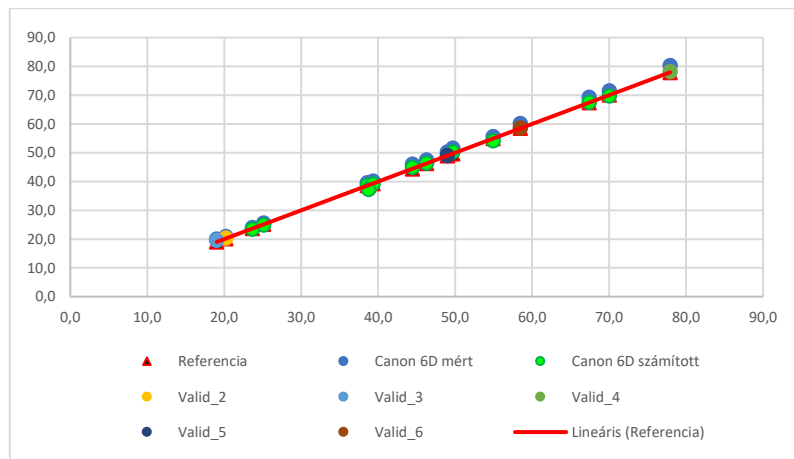
65. ábra: Néhány kiemelt ábra a képrögzítővel mért LAB értékek a referencia értékek függvényében.  
Forrás: saját szerkesztés

Ezek után a számított egyenlettel a mért értékekből számított értékeket számoltam és ábrázoltam őket egymás függvényében, majd hozzáadtam a validáló értékeket, illetve a valós színmérés (referencia) eredményeit (66. ábra, 67. ábra, 68. ábra). Az eljárással minden géptípusra azonosítottam, majd validáltam az adott egyenletet, amivel kompenzálva alacsonyabb bizonytalanságú, közelítő értéket kaptam a referencia értékhez. Ezeket az egyenleteket, illetve az illesztések jóságát a 12. táblázatban szemléltetem, ahol a valós színérték  $(L;A;B)_v$  jelölést, a mért szín pedig  $(L;A;B)_m$  jelöléssel van ábrázolva. Látható a táblázatban, hogy az illesztés  $R^2$  értéke mindig 0,97 feletti, és a későbbi validálás is alátámasztotta ezt.

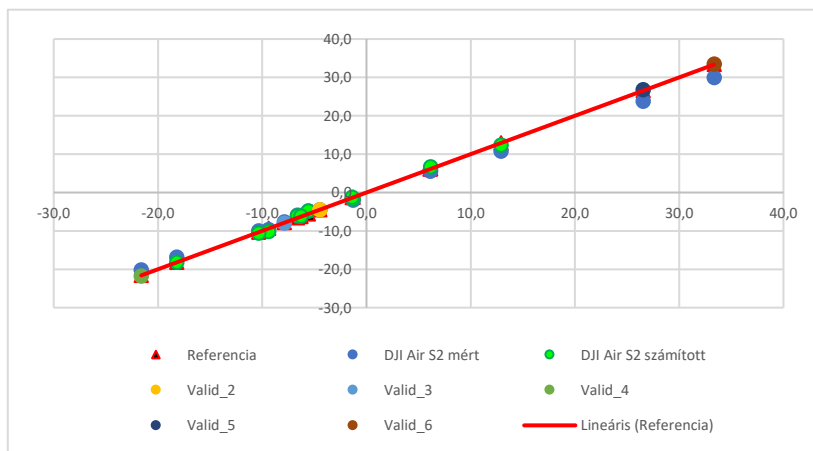
12. táblázat: Az eszközökre számított színsávonkénti korrekciós egyenletei, illetve  $R^2$  értéke. (Referencia: NIX Color Pro)

	<b>L</b>	<b><math>R^2_L</math></b>	<b>A</b>	<b><math>R^2_A</math></b>	<b>B</b>	<b><math>R^2_B</math></b>
<b>Referencia</b>	$y = x$	1	$y = x$	1	$y = x$	1
<b>Canon 6D</b>	$L_v = 0,9737L_m + 0,0677$	0,99	$A_v = 1,1170A_m + 0,1375$	0,99	$B_v = 1,0198B_m - 0,6086$	0,99
<b>iPhone SE</b>	$L_v = 0,9744L_m + 0,6319$	0,99	$A_v = 1,1851A_m + 4,1743$	0,97	$B_v = 0,9479B_m + 3,8931$	0,99
<b>Xiaomi Mi 8</b>	$L_v = 0,9765L_m + 0,1353$	0,99	$A_v = 0,9533A_m - 0,7895$	0,98	$B_v = 1,0292B_m - 4,6895$	0,97
<b>SJCam 4000</b>	$L_v = 0,9913L_m + 0,1451$	0,99	$A_v = 1,1386A_m + 2,7396$	0,98	$B_v = 0,9447B_m + 3,8460$	0,98
<b>DJI Air S2</b>	$L_v = 1,0409L_m + 0,189$	0,99	$A_v = 1,1038A_m + 0,4781$	0,99	$B_v = 1,0090B_m + 1,3582$	0,99

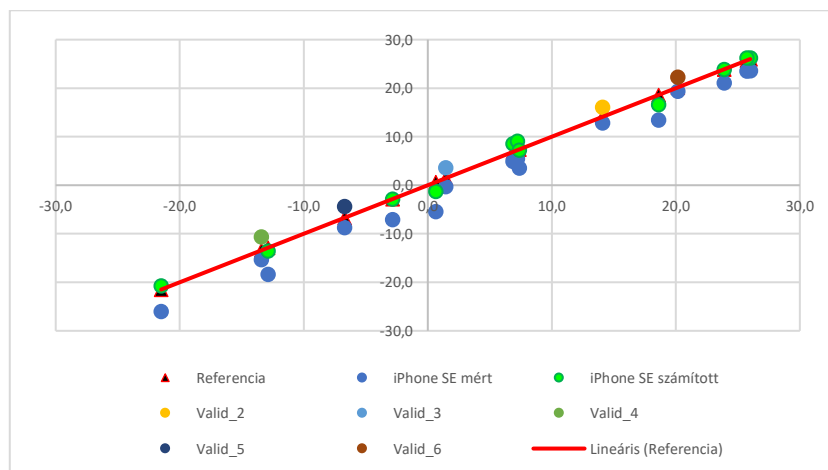
Forrás: saját szerkesztés



66. ábra: A mért CieLAB „L” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a Canon 6D géptípus esetében, illetve a validáló értékek.  
 Forrás: saját szerkesztés



67. ábra: A mért CieLAB „A” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a DJI Air S2 géptípus esetében, illetve a validáló értékek.  
 Forrás: saját szerkesztés



68. ábra: A mért CieLAB „B” értékek a számított CieLAB értékek függvényében a DJI Air S2 géptípus esetében, illetve a validáló értékek.  
 Forrás: saját szerkesztés

A 66., 67. és 68. ábrán látható, hogy a számított kompenzációs értékeket a mért értékekre alkalmazva sokkal erősebb közelítő eredményt értem el. Így a kompenzációs értékekkel kialakítható egy alacsony számítású igényű, posztkalibrációs black box modell, ami már 8-bites érzékenység esetén is alkalmazható CMOS érzékelővel ellátott képrögzítőkre.

## 5. Következtetések és a javaslatok

Kétségtelen, hogy az in-situ vagy ex-situ színmérési eljárások – pontosságuknál fogva, főleg 8-bites érzékelők esetén – nem helyettesíthetik minden esetben az in-situ vagy ex-situ laboratóriumi méréseket.

Fontos a gyakorlatiasabb és/vagy pontosabb matematikai modellek kidolgozása az össznitrogén vagy foszfátion koncentráció leírására az élővizek jó ökológiai állapotának meghatározása kapcsán.

Az értekezésemben egyrészt összehasonlító vizsgálatot hajtottam végre agresszívan kezelt és kezeletlen bioreaktorokban, és valós élővíznél mért adatokkal validálva alacsony számítási igényű és könnyen használható modellt dolgoztam ki, ami alkalmas lehet víztestek pillanatnyi ökológiai állapotának becslésére.

Továbbá vizsgáltam a pilóta nélküli légi járművekkel történő alacsony magasságú távérzékelés általam feltételezett bizonytalanságot okozó tényezőit a szín mérés aspektusában 8-bites érzékelők esetében, illetve a 8-bites érzékelővel ellátott eszközök színeltérését vizsgáltam. Mind a két vizsgálatot a lehetőségeimhez mérten a legmagasabb számú eszközök bevonásával végeztem.

### 5.1. Víztestek össznitrogén koncentrációjának a becslése

A víztestek ex-situ színfelmérése során felfedezett összefüggést a víztest színezete és össznitrogén koncentrációja kapcsán validálással igazoltam, és az értéktartományra vetített relatív hibakeresés is alacsony százaléku hibát mutatott. Azonban kétségtelen, hogy az általam kidolgozott és az értekezésben bemutatott és alkalmazott modell a jelenlegi állapotában elsősorban becslésre alkalmas, ami iránymutatást adhat például tógazdáknak a víz ökológiai állapotáról abban a tekintetben, hogy a víz megfelelő minőségű (alacsony koncentrációval), mérsékelten megfelelő minőségű (határérték környékén lévő koncentrációval), vagy nem megfelelő minőségű (határértéket túllépő koncentrációval).

A modell alkalmazásával a nagyobb biológiai lábnyomot okozó laboratóriumi mérések nem szorulnak háttérbe, alkalmazásuk akkor válik szükségszerűvé, amikor az adott víztest állapotának a becslése is problémát jelez. Ezzel az alacsony számítási igényű, könnyen alkalmazható rendszerrel a vízfenntartás költségei csökkenhetnek, ami nem csak hazánkban és az EU-ban lehet jelentős, de olyan területeken, ahol a víz állapot meghatározás a mérésekhez való hozzáférés

hiánya, illetve a tudásbéli különbségek miatt részben vagy egyáltalán nem történik meg, segítséget nyújthat az esetleges vízfelhasználást, és a feltételezett beavatkozást illetően, legyen itt szó tóról, folyóról vagy akár nyitott területen lévő wetland típusú szennyvízkezelésről.

Az eljárás kiterjesztés általi pontosítása azonban mindenképp szükséges a jövőben, hiszen a víz színezetét olyan kémiai komponensek is befolyásolhatják, amik az általam vizsgált bioreaktorokban és a validálásra alkalmazott víztestekben nem voltak jelen, így a víztest jó kémiai állapotát csak részlegesen lehet az eljárás jelenlegi formájával becsülni.

Továbbá érdemes a vizsgálatot nem csak össznitrogén, hanem az ökológiai állapotot meghatározó nitrit, nitrát vegyületekre is külön vizsgálni, ezzel segítséget nyújtva arra a területre, ahol a terhelés feltételezhetően szennyvíztechnológiai eredetű.

Ezen felül a vizsgálatot érdemes kiterjeszteni nem csak ex-situ, hanem in-situ mérésekre, például távérzékelési, alacsony magasságú távérzékelési eljárásokra is, amivel nagyobb kiterjedésű víztestek állapotát lehet egyben, vagy gridhálózat értékeléssel részletekben elemezni.

A képelemzéssel történő vízmonitoring ötlete már a kétezres évek elején felötlött, a NIKON és a SEALIFE közös projektjében, ahol NIKON Coolpix 885 és SeaLife Ecoshot kamerákat használtak, és 2000 felvételes timelapse képsorozat elemzésével figyelték meg a vízminőség változását (Godijn-Murphy et al., 2009). A rendszer azonban nem volt képes pillanatnyi érték meghatározásra. Tavakoli és Gebbers (2019) nitrogén tartalmat mért RGB elemzéssel, azonban nem vízfelületeken, hanem haszonnövényeken, így a színmérés használása kibővítheti a felhasználhatóságot.

## **5.2. Víztestek foszfácion koncentrációjának a becslése**

A foszfácion az eutrofizáció kulcsvegyülete, így a mérése elkerülhetetlen az adott víztest ökológiai állapotának megismerése érdekében. Az 5.1. fejezetben leírt előnyök és hiányosságok itt is érvényesek; jó közelítéssel lehet becsülni a modellel a megfelelő (határérték alatti koncentráció), a mérsékelten megfelelő (határérték közeli koncentráció), és a nem megfelelő (határérték feletti koncentráció) minősítésben, azonban a modell pontossága nem helyettesítheti az ex-situ laboratórium méréseket, főleg határérték feletti koncentráció esetén.

A modell által létrehozott becslés alkalmas lehet tógazdák számára információ szolgáltatással, és mivel egyszerűen használható, és alacsony számítási igényű a modell, ezért segítséget nyújthat



olyan területeken lévő tógazdáknak, vagy wetland típusú szennyvízkezelőknek, ahol az információ nyeres akadályokba ütközhet nap mint nap.

Ezt a vizsgálatot és modellt is célszerű kiterjeszteni alacsony magasságú távérzékelésre, illetve vizsgálni a vízszínezete és a foszfátion/nitrogénformák egyensúlya közötti összefüggést.

RGB alapú mérést végzett Godjin és White (2006): a Galway-öböl (Írország) vízminőségét elemezte akkori digitális technológiával. Ez a vizsgálat az akkori technológiai határok miatt kevésbé volt sikeres, a jelenlegi elterjedt 8-bites színmélység jóval pontosabb képalkotásra képes, mint az akkori 4-bites színmélységű képalkotás. Továbbá a vizsgálata a sótartalomra és a klorofill-*a* tartalomra fókuszált, nem pedig a mára ismert algásodást kiváltó ökológiai terhelőkre.

### **5.3. Anoxikus szennyvízreaktorok foszfátion koncentrációjának a becslése**

Szennyvíztelepek anoxikus bioreaktorában mért foszfátiontartalom és a víz világosságának (CieLAB színtér, L sáv) az érzékelése erős korrelációban van egymással, a validált modell is erre enged következtetni; az erős korreláció mellett alacsony értékű volt a méréstartományra vetített relatív hibakeresés is.

Az eljárás megoldást nyújthat olyan területeken, ahol szennyvízkezelés ugyan zajlik, azonban hozzáférhetőség miatt nincs lehetőség szondák alkalmazására vagy az alkalmazott szondák helyes üzemeltetésére, karbantartására. Az eljárás természetesen kevésbé pontos, mint egy kalibrált mérőeszközpark, azonban sok esetben egy becslő pontosság is jóval kedvezőbb szennyvízkezelést eredményezhet a jelenlegi, többnyire ad-hoc becslésnél. Ez esetben természetesen nem a pilóta nélküli légi jármű lenne az ideális megoldás, de egy elérhető árú és legalább 8-bites színmélységű képrögzítő, továbbá alacsony számítási igényű posztkalibrált értékkompenzáció jó közelítést adhat a víz pillanatnyi állapotáról, így a szennyvíztechnológia hangolhatóvá válik.

Ahhoz, hogy az általam alkotott modell alkalmazható legyen, érdemes kiterjeszteni a vizsgált területeket több típusú szennyvízkezelési eljárásra (intenzifikált eleveniszapos rendszerek, wetland, MBBR, FCR), illetve érdemes a mérési tartományt is kibővíteni.

Továbbá, csak feltételezett válaszm van arra vonatkozóan, hogy a magasabb foszfátion tartalom miért okoz változást a víz világosságában, biológiai- és kémiai oxigénigény vizsgálattal, illetve irányított ex-situ laboratóriumi mérésekkel a változás miéértje alátámasztható lenne.

A szennyvíz színezettségét vizsgálta már Damirchi et al. (2019), összehasonlítást végzett a spektrofotométer és a digitális kamera mért eredményei között, azonban nem ökológiai

szennyezőkre, hanem a triaril-metán egyik formájára a „brilliant green” ( $C_{27}H_{33}N_2.HO_4S$ ) festék vegyületre koncentrált. Santiago és Sevilla (2022) a szennyvíz vizsgálatát dimetil-szulfidra ( $C_2H_6S$ ) folytatta, digitális képrögzítést alkalmazva.

#### **5.4. Pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett légmozgás okozta bizonytalanság becslése**

Ebben a mérési sorozatban először azt vizsgáltam, hogy a pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai hatással vannak-e az alatta lévő vízfelületre, 8-bites érzékelővel ellátott érzékelés/színmérés esetén, és amennyiben igen, akkor ez magasságonként milyen mértékű, illetve valamilyen alacsony számítású igényű modellel kompenzálható-e.

A modell használható hat méter alatti vízfelület mérés kompenzálására, hiszen vizsgálattal kimutattam a zavarás tényét. Ennek a gyakorlati haszna ott kerül előtérbe, ha nehezebben megközelíthető, vagy valamilyen műtárgy által takart vízfelületet szükséges vizsgálni, és nem lehetséges a magasabbról történő mérés.

A modellt három különböző, de ugyanabba a kategóriába tartozó pilótanélküli légi járművel hajtottam végre, így átfogó képet kaptam a behatásról. Azonban javasolt lehet a vizsgálat kiterjesztése, egyrészt több modellre, hogy még pontosabb ismereteink lehessenek a forgószárnyak által keltett bizonytalanság tényéről. Másrészt a pilóta nélküli légi járművek alkatrészeinek pontos megismerése, a motorok teljesítménye és az általuk létrehozott fordulatszám megismerése további információkkal szolgálhat, ami a drón tömegének ismeretével együtt a modell kiterjeszhetőségének a pontosságát javítaná.

Az ilyen magasságokban történt távérzékelést továbbá érdemes kiterjeszteni és összekapcsolni a 4.1., 4.2. pontban leírt vizsgálatokkal, hogy megfelelő ökológiai felmérést lehessen in-situ módon elvégezni.

A drónpropellerek által keltett feltételezhetően negatív környezeti hatását ugyan többen vizsgálták, azonban a fókusz elsősorban a forgószárnyak okozta zajterhelés, és az ez által okozott megfigyelői hatás növekedése volt. Liu et al. (2023) a forgószárnyak aerodinamikai teljesítményét hasonlította össze, McKay et al- (2021) pedig az ellentétesen forgó propellerek zajterhelését írta le, azonban a légmozgás hatása a környezetre (ezen belül is vízfelületre) eddig még nem került vizsgálat alá.

## **5.5. Pilóta nélküli légi járművek magasság által feltételezett bizonytalanság becslése**

Mérési sorozattal bizonyítottam, hogy pilóta nélküli légi járművek 10-120 méter magasságú röptetés alatt történő képrögzítéskor a színeltérés elhanyagolható, amennyiben felszíni mérések színezetéhez állítjuk a rögzített kép színezetének posztkalibrációját.

Ennek az eredménynek a gyakorlati haszna, hogy például egy tórendszer esetén 120 méteres magasságból kevés kép elkészítése is elegendő, hogy átfogó ismeretekre tegyünk szert a tórendszer pillanatnyi ökológiai állapotát illetően. Kevesebb röptetéssel, kisebb a felmérés biológiai lábnyoma, kevesebb akkumulátortöltést igényel a felmérés, amennyiben a tórendszeren nincsenek nehezen megközelíthető vagy takart részek (ebben az esetben a 4.4.-ben megfogalmazott eljárást és létrehozott modellt célszerű alkalmazni).

Célszerű lenne kiterjeszteni az eljárást több típusú drónra, illetve vizsgálni a programozott röptetés pontosságát, hogy a rögzített képek komponálása mennyire tér el egymástól, és ez mennyire okozhat színeltérést a vizsgált területeket illetően, például egy képfelismerő szoftver esetében.

Érdeemes lenne továbbá a vizsgálatot nagyobb vízterületekre is kiterjeszteni (például Velencei-tó, vagy a Balaton), hogy a természetesen kialakuló hullámváz milyen szinten befolyásolja a színérzékelést, hasonlóan ahogyan a 4.4. pontban leírt kompenzáció szükségességét részleteztem. Természetesen a pilóta nélküli légi járművek röptetési biztonsága típusonként eltérhet, a szélesség függvényében. Ezek mellett érdemes lenne összehasonlító vizsgálatot folytatni polárszűrők felhasználhatóságával kapcsolatban, illetve érdemes lenne a nadírpont vizsgálat mellett egyéb betekintési szögeket is vizsgálni.

Felszíni referencia színmérések alkalmazásával ki tudtam küszöbölni Schamberger et al. (2022) vagy Wang et al. (2017) állításait, miszerint a por, vagy a légköri aeroszolok befolyásolhatják a mérést, így az ő általuk létrehozott megfigyelési rendszer bizonytalansága tovább csökkenthető az általam leírt eljárással.

## **5.6. További 8 bites CMOS érzékelővel ellátott képrögzítő eszközök vizsgálata, színmérés lehetőségének vizsgálata**

A digitális képrögzítés színpontossága képrögzítő eszközönként változhat, ezt a lehetőségeimhez mérten magas számú és széles technológiai spektrumú eszközök mérésével és vizsgálatával

bizonyítottam, továbbá black box modellt hoztam létre a különbségek kompenzálása érdekében; a színeltérés nemcsak a szenzor felépítésétől, hanem a fényt formáló lencsetagoktól és a kapott információt feldolgozó szoftvertől is függ, amik gyakran nem ismeretesek, hiszen nem minden esetben a pontosságra, hanem a felhasználói élmény növelésére kalibrálják.

Az elérhető eszközökkel történő megfigyelés több területen is jelen van, Aburghin et al. (2022) például orvostudományi célokra alkalmazza az okoseszközökkel történő megfigyelést, Chianucci et al. (2021) lombkorona vizsgálatot hajtott végre, Tuano et al. (2021) hántolt rizs látszólagos amidon-tartalmának elemzését hajtotta végre, azonban összehasonlító vizsgálat a rögzítőeszközök eltérését illetően nem történt. Az általam leírt black box modellezési eljárás kiterjesztése pontosabbá teheti ezeket a méréseket is, hiszen a digitális rögzítők monitoring alkalmazásának igénye évről évre növekszik.

Vízmonitoring szempontból a vizsgálat gyakorlati haszna összekapcsolható az összes korábbi méréseim eredményével. A víz távérzékeléssel történő, színelapú ökológiai állapot felmérések (4.1., 4.2.), szennyvíztelepek bármely reaktorának monitorozásakor (4.3.), vagy a pilóta nélküli légi járművek használatakor (4.4., 4.5.) bizonytalan színeredményt kaphatunk, a modell alkalmazásával azonban csökkenteni lehet a bizonytalanságot a felvételezett területet illetően.

A vizsgálatot azonban szükséges lehet kiterjeszteni az adott eszközökre, hogy pontos posztkalibrációs értékeket lehessen alkalmazni színelméréskor. Ennek a felmérése bár nem költséges, de a hozzáférhetőség, illetve az esetleges hajlandóság már erősen szubjektív lehet. Továbbá nincs jelenleg ismeretünk arra vonatkozóan, hogy a használat során létrejövő fizikai behatások (lencsék karcosodása, érzékelő esetleges oxidálódása stb.) milyen mértékű hatással lehet a felvétel színezetére, így a posztkalibrációs felmérést érdemes lehet időről-időre elvégezni.

## 6. Új tudományos eredmények

1.

Megállapítom, hogy élővíztestek TN (össznitrogén) tartalma erős korrelációban van –  $corr(TN, RGB_B) = 0,87$  – az RGB szintér B, azaz kék sávjával, TN: 0-10 mg/l intervallumon belül, 10-22 Celsius fokos hőmérsékleti tartományban, amely leírható az alábbi egyenlettel:

$$TN = 0,2823B - 38,794 \quad (R^2 = 0,8755), \quad (14)$$

ahol:

- TN – az össznitrogén koncentráció,
- B – az RGB szintér kék sávja

Az eljárás képes egy költséghatékony határérték alapú minősítésre, az ökológiai állapot előrejelzésére, a beavatkozás szükségességének megállapítására, riasztásra.

2.

Megállapítom, hogy élővíztestek  $PO_4$  tartalma erős korrelációban -  $corr(PO_4, RGB_G) = 0,86$  - van az RGB szintér G, azaz zöld sávjával,  $PO_4$ : < 1 mg/l esetén, 10-22 Celsius fokos hőmérsékleti tartományban, amely leírható az alábbi egyenlettel:

$$PO_4 = 0,0312G - 4,2809 \quad (R^2 = 0,7535), \quad (15)$$

ahol:

- $PO_4$  – a foszfátion koncentráció,
- G – az RGB szintér zöld sávja

3.

Megállapítom, hogy anoxikus szennyvízreaktorok  $PO_4$  tartalma erős korrelációban -  $corr(PO_4, CieLAB_L)=0,96$  - van a CieLAB szintér L, azaz világossági sávjával,  $PO_4$ : 6,86-11,87mg/l intervallumon belül, 12-18 Celsius fokos hőmérsékleti tartományban, amely leírható az alábbi egyenlettel:

$$PO_4 = 0,2154L - 0,6767 \quad (R^2 = 0,9215), \quad (16)$$

- $PO_4$  – a foszfátion koncentráció,
- L – az CieLAB szintér világossági értéke

4.

Komplex kísérleti eljárással igazoltam, hogy a C1 típusú pilóta nélküli légi járművek forgószárnyai által keltett légmozgásnak kizárólag 6 méter repülési magasság alatt van hatása a vízfelületre, ami befolyással van a képalkotás eredményére és sávonkénti 8-bites érzékelő esetén is jelentősen növeli a bizonytalanságot. Megállapítom, hogy RGB szintér esetén ez a bizonytalanság csökkenthető több, maximum hat darab, három másodpercen belül rögzített kép pixelátlagának tovább átlagolásával.

5.

Kísérleti eljárással igazoltam, hogy felszínen végzett referencia méréssel korrigált színegyensúly alkalmazásával, 10 és 120 méter közötti alacsony magasságú távérzékeléssel, sávonkénti 8-bit színmélységű CMOS szenzorral rögzített nadír felvételek során a víz borítású célterület érzékelt színezetében maximum 1% eltérés tapasztalható.

A felszínen végzett referenciamérés a légköri összetétel képalkotás szempontjából zavaró hatását kiküszöböli. A kísérlet végrehajtása során a felszíni referencia mérést kalibrált színmérővel végeztem, továbbá a távérzékelés C1 típusú pilóta nélküli légi járművel történt.

## 6.

Komplex vizsgálatokkal igazoltam, hogy a digitális CMOS típusú, sávonkénti 8-bites érzékenységu szenzorral ellátott képrögzító eszközök képfeldolgozó eljárása során a színhelyesség eltérhet. Színmérő eszközt alkalmazva a valós és a mért színsávok közötti eltérést leírtam és korrekciós modelleket alkottam. A korrekciós modell egyenes egyenletével írható le, ahol a meredekség és a tengelymetszet géptípusfüggő.

Ezzel a posztkalibrációs eljárással, a vízminőség meghatározásra létrehozott eljárásom kiterjeszhető további digitális CMOS típusú, sávonkénti 8-bites színmélységu szenzorral ellátott képrögzító eszközökre.

	<b>L</b>	<b>R<sup>2</sup><sub>L</sub></b>	<b>A</b>	<b>R<sup>2</sup><sub>A</sub></b>	<b>B</b>	<b>R<sup>2</sup><sub>B</sub></b>
<b>Referencia</b>	$y = x$	1	$y = x$	1	$y = x$	1
<b>Canon 6D</b>	$L_v = 0,9737L_m + 0,0677$	0,99	$A_v = 1,1170A_m + 0,1375$	0,99	$B_v = 1,0198B_m - 0,6086$	0,99
<b>iPhone SE</b>	$L_v = 0,9744L_m + 0,6319$	0,99	$A_v = 1,1851A_m + 4,1743$	0,97	$B_v = 0,9479B_m + 3,8931$	0,99
<b>Xiaomi Mi 8</b>	$L_v = 0,9765L_m + 0,1353$	0,99	$A_v = 0,9533A_m - 0,7895$	0,98	$B_v = 1,0292B_m - 4,6895$	0,97
<b>SJCam 4000</b>	$L_v = 0,9913L_m + 0,1451$	0,99	$A_v = 1,1386A_m + 2,7396$	0,98	$B_v = 0,9447B_m + 3,8460$	0,98
<b>DJI Air S2</b>	$L_v = 1,0409L_m + 0,189$	0,99	$A_v = 1,1038A_m + 0,4781$	0,99	$B_v = 1,0090B_m + 1,3582$	0,99

*Forrás: saját szerkesztés*





## 7. Összefoglalás

Kutatásom kezdeti szakaszában arra a hipotézisemre támaszkodtam, hogy a víztestek színösszetétele meghatározható korrelációban áll a vízterhelés komponenseivel. Munkámat éppen ezért úgy készítettem elő, hogy a mintázásaim olyan területen legyenek elvégezve, ahol biztos lehetek a kijelölt komponensek jelenlétében, továbbá az indikátor szervezetek bőséggel álljanak rendelkezésre. A mérések melletti irodalomkutatás több dologra is rávilágított: a színmérési eljárások nem használatosak a víztestek állapotának felmérésében, azonban a víztestek monitorozása és rehabilitációja égető feladat. Nem találtam kutatást arra vonatkozóan, hogy valaki képelemzés útján vagy pixelátlagolás útján próbált volna állapotfelmérést végezni.

Munkám során megállapítottam, hogy azok az víztestek, amelyek ki vannak téve a foszfor- és nitrogénformák terhelésnek, színreakciót mutatnak, és a színreakció erős korrelációban van a terhelés mértékével.

Először a víztestek színösszetételét vizsgáltam az össznitrogén tartalom függvényében. A színvizsgálathoz vízmintákat és színmérőt alkalmaztam. Majd kiterjesztettem a vizsgálatot foszfátvizsgálatra, és miután itt is megállapítottam az erős összefüggést, így a foszfát vizsgálatot új helyszínre helyeztem – egy szennyvíztelep anoxikus reaktorához –, és a mintázás folyamatát is távérzékelésre cseréltem.

Ezután a C1-es típusú pilóta nélküli légi járművek által gerjesztett légmozgás általi hullámzást vizsgáltam mint zavaró tényezőt, hiszen ilyen eszközt használtam távérzékelésre. Megállapítottam, hogy mi az a magasság, ahol már nincs zavaró mennyiségű légmozgás. Megvizsgáltam továbbá, hogy jogilag repülhető magasságig van-e a színérzékelésben eltérés.

Alacsony repüléskor történő zavarás esetére kidolgoztam egy újfajta képfeldolgozási eljárást és matematikai egyenletet illesztettem a mért értékek korrigálására.

Végül, szem előtt tartva a kezdeti célomat, hogy egyszerű, de alacsony üzemeltetési költségű monitoring rendszer fejlesztéshez szolgáltatassak méréseket, CMOS érzékelővel rendelkező képrögzítő eszközöket hasonlítottam egymáshoz, és írtam rájuk korrekciós matematikai egyenletet, ugyanakkor megállapítottam, hogy ezen eszközök meglehetősen pontatlansággal képesek színmérést végezni.

## Summary

At the initial phase I based my research, on my hypothesis as the colour composition of waters has a definable correlation with the water load components. Therefore, I prepared my initial work so that my sampling would be carried out in an area where I could be certain of the presence of the components I had identified and where indicator organisms would be present. Literature research alongside the measurements highlighted several points: colour measurement techniques are not used to define the condition of waters, but the task of monitoring and rehabilitation is urgent. I could not find any research that anyone had tried to assess the condition of water bodies by image analysis or pixel averaging.

In my work, I have found that waters are sensitive to loading of phosphorus and nitrogen forms, and show colour response, and that colour response is strongly correlating with the quantity of the loading. I confirmed this with a subsequent series of measurements: the colour composition of the dewatered organisms showed similar correlation.

I first examined the colour composition of the water colour in contrast of total nitrogen content. For the colour analysis I used water samples and a colour meter. I then extended the study to phosphate analysis, found a strong correlation here too, I relocated the phosphate study into a new location - a wastewater treatment plant anoxic bioreactor - and replaced the sampling process to remote sensing.

I investigated the water surface waving caused by the air motion generated by C1 UAVs, since I used such vehicles for remote sensing. I determined the altitude at which there is no longer a disturbing amount of air movement. I have also investigated whether there is a difference in colour perception up to a legally flyable altitude.

In the case of low alt-flight interference, I developed a new image processing procedure and fitted a mathematical equation to correct the measured values.

Finally, following my initial goal of providing measurements for the development of a simple and low-operating cost monitoring system, I compared image capture devices with CMOS sensors and wrote a correctional mathematical equation for them, and found that these devices can measure colour with a fair degree of inaccuracy.

## 8. Mellékletek

### M1. Irodalomjegyzék

1. Abughrin, S., Alshana, U., Caleb, J., 2022. Smartphone Digital Image Colorimetry for the Determination of Aluminum in Antiperspirant Products. *tjps* 19, 618–625. <https://doi.org/10.4274/tjps.galenos.2021.18828>
2. Adão, T., Hruška, J., Pádua, L., Bessa, J., Peres, E., Morais, R., Sousa, J., 2017. Hyperspectral Imaging: A Review on UAV-Based Sensors, Data Processing and Applications for Agriculture and Forestry. *Remote Sensing* 9, 1110. <https://doi.org/10.3390/rs9111110>
3. Adobe, 2005. Adobe® RGB (1998) Color Image Encoding, Rev. 5/13/05 38.
4. Aitkenhead, M.J., Poggio, L., Wardell-Johnson, D., Coull, M.C., Rivington, M., Black, H.I.J., Yacob, G., Boke, S., Habte, M., 2020. Estimating soil properties from smartphone imagery in Ethiopia. *Computers and Electronics in Agriculture* 171, 105322. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105322>
5. Alvarado, E., 2021. 237 Ways Drone Applications Revolutionize Business [WWW Document]. *Drone Industry Insights*. URL <https://droneii.com/237-ways-drone-applications-revolutionize-business> (accessed 10.15.22).
6. Amzajerdian, F., Pierrottet, D., Petway, L., Hines, G., Roback, V., 2011. Lidar systems for precision navigation and safe landing on planetary bodies. *Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering* 8192. <https://doi.org/10.1117/12.904062>
7. Appels, L., Baeyens, J., Degève, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34, 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
8. Atkinson, R.L., Atkinson, R.C., Smith, E.E., Bem, D.J., Nolen-Hoeksema, S., 1999. *Pszichológia*, 2nd ed. Osiris Kiadó, Budapest.
9. Bácsatyai, L., Márkus, I., 2001. *Fotogrammetria és távérzékelés Tankönyvpótló segédlet az erdőmérnök hallgatók részére*. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron.
10. Balázsik, V., 2010. *Fotogrammetria 1. A távérzékelés fogalma, a fotogrammetria és a távérzékelés kapcsolata*. Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kara, Székesfehérvár.
11. Barczy, A., Géczi, G., 2018. *Multikulturális különbségek a Európa és Ázsia között a környezetvédelem aspektusában*. Presented at the IV. Multikulturalitás a XXI. században, Nemzetközi Tudományos Konferencia, Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, Gödöllő.
12. Barczy, A., Szabó, D., Magyar, P., Géczi, G., 2022. Colour analysing of IPA brewing phases, including daily measuring of the fermentation process. *Science, Technology and Innovation* 15, 1–7. <https://doi.org/10.55225/sti.396>
13. Belényesi, M., Kristóf, D., Magyar, J., 2008. *Távérzékelés a környezetgazdálkodásban, egyetemi jegyzet*. Szent István Egyetem, Gödöllő.
14. Beleznay, F., Mayer, T., Nagy, E., Szervánszky, G., 1977. *Fizikai kislexikon*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
15. Bellouin, N., Boucher, O., Haywood, J., Reddy, M.S., 2005. Global estimate of aerosol direct radiative forcing from satellite measurements. *Nature* 438, 1138–1141. <https://doi.org/10.1038/nature04348>

16. Bergou, J., Erostyák, J., Kozma, L., Pintér, F., 2003. Fénytan - Relativitáselmélet - Atomhéjfizika - Általános fizika III. Ludovika Egyetemi Kiadó Nonpr.Kft, Budapest.
17. Bohren, C.F., Huffman, D.R., 2004. Absorption and scattering of light by small particles. Wiley-VCH, Weinheim.
18. Brivio, P.A., Giardino, C., Zilioli, E., 2001. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing* 22, 487–502. <https://doi.org/10.1080/014311601450059>
19. Browne, M., 2010. Schaum's Outline of Physics for Engineering and Science, 2nd ed, Schaum's Outlines Series. McGraw-Hill Education, New York City.
20. Buczkó, K., Tóth, Z., Albert, L., Schmidt, A. (Eds.), 2003. A magyar flóra, in: Magyarország Növényvilága, Pannon Enciklopédia. Urbis Kiadó, Budapest, p. 68.
21. Campbell, J.B., Wynne, R.H., 2011. Introduction to Remote Sensing, 5. ed. The Guilford Press, New York.
22. Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583–595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
23. Chapman, D., 1992. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. <https://doi.org/10.4324/9780203476710>
24. Chapman, R.L., 2013. Algae: the world's most important “plants”—an introduction. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 18, 5–12. <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9255-9>
25. Chemura, A., Mahoya, C., Chidoko, P., Kutwayo, D., 2014. Effect of Soil Moisture Deficit Stress on Biomass Accumulation of Four Coffee (*Coffea arabica*) Varieties in Zimbabwe. *ISRN Agronomy* 2014, 767312. <https://doi.org/10.1155/2014/767312>
26. Chemura, A., Mutanga, O., Dube, T., 2017. Remote sensing leaf water stress in coffee (*Coffea arabica*) using secondary effects of water absorption and random forests. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 100, 317–324. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.02.011>
27. Chianucci, F., Bajocco, S., Ferrara, C., 2021. Continuous observations of forest canopy structure using low-cost digital camera traps. *Agricultural and Forest Meteorology* 307, 108516. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108516>
28. Coletti, G., Basso, D., Corselli, C., 2018. Coralline algae as depth indicators in the Sommières Basin (early Miocene, Southern France). *Geobios* 51, 15–30. <https://doi.org/10.1016/j.geobios.2017.12.002>
29. Cox, V., Fichter, G.S., Kirk, R., Limburg, P.R., Ricciuti, E.R., Allen, D.L., Steere, W.C. (Eds.), 1984. ABC's of nature: a family answer book. Reader's Digest Association, Pleasantville, N.Y.
30. Crippen, R., 1990. Calculating the vegetation index faster. *Remote Sensing of Environment* 34, 71–73. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(90\)90085-Z](https://doi.org/10.1016/0034-4257(90)90085-Z)
31. Csató, É., 2000. Műholdadatok térképészeti alkalmazása (PhD). ELTE, Budapest.
32. Csósz, L., 2019. A vízminőség biztonság modernkori kihívásai. *Hadmérnök* 14, 136–142. <https://doi.org/10.32567/hm.2019.2.11>
33. Dai, J., Wu, S., Wu, X., Xue, W., Yang, Q., Zhu, S., Wang, F., Chen, D., 2018. Effects of Water Diversion from Yangtze River to Lake Taihu on the Phytoplankton Habitat of the Wangyu River Channel. *Water* 10, 759. <https://doi.org/10.3390/w10060759>
34. Damirchi, S., Maliheh, A.-K.K., Heidari, T., Es'haghi, Z., Chamsaz, M., 2019. A comparison between digital camera and spectrophotometer for sensitive and selective kinetic determination of brilliant green in wastewaters. *Spectrochimica Acta Part A*:

35. Daniels, M., Scott, T., Haggard, B., Sharpley, A., Daniel, T., 2008. What Is Water Quality?
36. Dawson, R., Hall, J., Barr, S., Batty, M., Bristow, A., Carney, S., Dagoumas, A., Evans, S., Ford, A., Kohler, J., Tight, M., Walsh, C., Watters, H., Zanni, A., 2009. A blueprint for the integrated assessment of climate change in cities, in: Tang, K. (Ed.), *Green CITYnomics. The Urban War against Climate Change*. Greenleaf Publishing, Sheffield, pp. 31–41.
37. Dekker, A., Peters, S., 1993. The Use of the Thematic Mapper for the Analysis of Eutrophic Lakes: A Case Study in The Netherlands. *International Journal of Remote Sensing* 14, 799–822. <https://doi.org/10.1080/01431169308904379>
38. Dévai, G., Nagy, S., Wittner, I., Aradi, C., Csabai, Z., Tóth, A., 1998. A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. *KLTE Ökológiai Tanszéke Hidrobiológiai Részle, Debrecen*.
39. Dömötör, C., Péter, J., 2012. Természeti elvek az analógia alapú tervezésben. *GÉP* 63, 29–32.
40. Eperjesi, Á., 2010. *Színügyek - Komplementaritás a fotóban (DLA)*. Magyar Képzőművészeti Egyetem, Budapest.
41. Erdelj, M., Król, M., Natalizio, E., 2017. Wireless Sensor Networks and Multi-UAV systems for natural disaster management. *Computer Networks* 124, 72–86. <https://doi.org/10.1016/j.comnet.2017.05.021>
42. Escobar-Sánchez, G., Markfort, G., Berghald, M., Ritzenhofen, L., Schernewski, G., 2022. Aerial and underwater drones for marine litter monitoring in shallow coastal waters: factors influencing item detection and cost-efficiency. *Environmental Monitoring and Assessment* 194, 863. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10519-5>
43. Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E., Jackson, R., Otero Casal, C., 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 201712381. <https://doi.org/10.1073/pnas.1712381114>
44. Fechner, G.T., 1966. Elements of psychophysics, 1860., in: *Elements of Psychophysics, Century Psychology Series*. Appleton-Century-Crofts, East Norwalk, CT, US, pp. 206–213. <https://doi.org/10.1037/11304-026>
45. Feddes, R.A., Hoff, H., Bruen, M., Dawson, T., Rosnay, P. de, Dirmeyer, P., Jackson, R.B., Kabat, P., Kleidon, A., Lilly, A., Pitman, A.J., 2001. Modeling Root Water Uptake in Hydrological and Climate Models. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82, 2797–2810. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(2001\)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(2001)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2)
46. Fekete, E., Szabó S, A., Tóth, Á., 1991. *A vízszennyezés ökológiája*. Mezőgazdasági Könyvkiadó Váll., Budapest.
47. Felföldy, L., 1981. *A vizek környezettana. Általános hidrobiológia*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
48. Feng, Q., Liu, J., Gong, J., 2015. UAV Remote Sensing for Urban Vegetation Mapping Using Random Forest and Texture Analysis. *Remote Sensing* 7, 1074–1094. <https://doi.org/10.3390/rs70101074>
49. Fitter, A.H., Fitter, R.S.R., 2002. Rapid Changes in Flowering Time in British Plants. *Science* 296, 1689–1691. <https://doi.org/10.1126/science.1071617>
50. Fossum, E.R., Hondongwa, D.B., 2014. A Review of the Pinned Photodiode for CCD and CMOS Image Sensors. *IEEE Journal of the Electron Devices Society* 2, 33–43. <https://doi.org/10.1109/JEDS.2014.2306412>
51. García-Florentino, C., Maguregui, M., Morillas, H., Marcaida, I., Salcedo, I., Madariaga, J.M., 2018. Trentepohlia algae biofilms as bioindicator of atmospheric metal pollution.

- Science of The Total Environment 626, 441–450.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.096>
52. Gates, D.M., 2011. Biophysical ecology. Springer, Place of publication not identified.
  53. Géczi, G., Kicsiny, R., Korzenszky, P., 2019. Modified effectiveness and linear regression based models for heat exchangers under heat gain/loss to the environment. *Heat Mass Transfer* 55, 1167–1179. <https://doi.org/10.1007/s00231-018-2495-z>
  54. Ghosh, S.K., Mandal, D., 2016. High-performance bio-piezoelectric nanogenerator made with fish scale. *Applied Physics Letters* 109, 103701. <https://doi.org/10.1063/1.4961623>
  55. Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilágyi, 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 - INT J REMOTE SENS* 14, 1269–1295. <https://doi.org/10.1080/01431169308953956>
  56. Gitelson, A., Szilágyi, F., Garbuzov, P., 1990. Felszíni vizek a-klorofill töménységének becslése távérzékeléssel. *Vízügyi Közlemények* 72, 142–153.
  57. Goddijn, L.M., White, M., 2006. Using a digital camera for water quality measurements in Galway Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 429–436. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.10.002>
  58. Goddijn-Murphy, L., Dailloux, D., White, M., Bowers, D., 2009. Fundamentals of in Situ Digital Camera Methodology for Water Quality Monitoring of Coast and Ocean. *Sensors* 9, 5825–5843. <https://doi.org/10.3390/s90705825>
  59. Goethe, J.W., 1810. *Zur Farbenlehre*. Hofenberg.
  60. Gruber, M., Perko, R., Ponticelli, M., 2008. The all digital photogrammetric workflow: redundancy and robustness.
  61. Grüsser, O.-J., 1989. Quantitative visual psychophysics during the period of European enlightenment. The studies of the astronomer and mathematician Tobias Mayer (1723–1762) on visual acuity and colour perception. *Documenta Ophthalmologica* 71, 93–111. <https://doi.org/10.1007/BF00163464>
  62. Guiry, M.D., 2012. HOW MANY SPECIES OF ALGAE ARE THERE? *Journal of Phycology* 48, 1057–1063. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x>
  63. Guo, L., Wang, X., Zhou, X., 2003. Color Map Image Segmentation Based on Color Model and Structure Features. *Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering* 5286, 493–1564. <https://doi.org/10.1117/12.539065>
  64. Guyer, D.E., Miles, G.E., Schreiber, M.M., Mitchell, O.R., Vanderbilt, V.C., 1986. Machine Vision and Image Processing for Plant Identification. *Transactions of the ASAE* 29, 1500–1507. <https://doi.org/10.13031/2013.30344>
  65. Hancz, G., Biró, J., 2018. Zöld infrastruktúra alkalmazásával elérhető vízminőség javulás mértékének becslése Debrecen példáján. *International Journal of Engineering and Management Sciences* 3, 34–41. <https://doi.org/10.21791/IJEMS.2018.5.16>
  66. Hardin, P.J., Jensen, R.R., 2011. Small-Scale Unmanned Aerial Vehicles in Environmental Remote Sensing: Challenges and Opportunities. *GIScience & Remote Sensing* 48, 99–111. <https://doi.org/10.2747/1548-1603.48.1.99>
  67. Hegedűs, H., 2017. A felszín alatti vizek szennyezéseinek eltávolítása, a vízminőségi kárelhárítás módszerei 1.rész. *Hadmérnök* 12, 72–83.
  68. Hejazi, M.I., Edmonds, J., Clarke, L., Kyle, P., Davies, E., Chaturvedi, V., Wise, M., Patel, P., Eom, J., Calvin, K., 2014. Integrated assessment of global water scarcity over the 21st century under multiple climate change mitigation policies. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 2859–2883. <https://doi.org/10.5194/hess-18-2859-2014>
  69. Holben, B.N., Eck, T.F., Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J.P., Setzer, A., Vermote, E., Reagan, J.A., Kaufman, Y.J., Nakajima, T., Lavenu, F., Jankowiak, I., Smirnov, A., 1998. AERONET—A Federated Instrument Network and Data Archive for Aerosol

- Characterization. *Remote Sensing of Environment* 66, 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00031-5)
70. Holman, B., Diffey, S., Logan, B., Mortimer, S., Hopkins, D., 2021. Nix Pro Color Sensor Comparison to HunterLab MiniScan for Measuring Lamb Meat Colour and Investigation of Repeat Measures, Illuminant and Standard Observer Effects. *Food Analytical Methods*. <https://doi.org/10.1007/s12161-020-01914-0>
  71. Holman, B., Hopkins, D., 2019. A comparison of the Nix Colour Sensor Pro<sup>TM</sup> and HunterLab MiniScan<sup>TM</sup> colorimetric instruments when assessing aged beef colour stability over 72 h display. *Meat Science* 147, 162–165. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2018.09.009>
  72. Honti, M., Istvanovics, V., 2011. Online monitoring of phytoplankton light response curves using a novel delayed fluorescence device. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 16, 153–158. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2011.00458.x>
  73. Huang, C., Shi, K., Yang, H., Li, Y., Zhu, A., -xing, Sun, D., Xu, L., Zou, J., Chen, X., 2015. Satellite observation of hourly dynamic characteristics of algae with Geostationary Ocean Color Imager (GOCI) data in Lake Taihu. *Remote Sensing of Environment* 159, 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.016>
  74. Huang, Y., Organ, B., Zhou, J.L., Surawski, N.C., Hong, G., Chan, E.F.C., Yam, Y.S., 2018. Remote sensing of on-road vehicle emissions: Mechanism, applications and a case study from Hong Kong. *Atmospheric Environment* 182, 58–74. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.035>
  75. Hudson, S.J., Moore, G.F., Bale, A.J., Dyer, K.R., Aiken, J., 1994. An operational approach to determining suspended sediment distributions in the Humber Estuary by airborne multi-spectral imagery, in: *Proceedings of the First Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*. Strasbourg, France, p. 12.
  76. Hunt, (Robert William Gainer, Pointer, M.R., 2011. *Measuring Colour*, 4. ed. John Wiley & Sons, Ltd.
  77. Iglhaut, J., Cabo, C., Puliti, S., Piermattei, L., O'Connor, J., Rosette, J., 2019. Structure from Motion Photogrammetry in Forestry: a Review. *Curr Forestry Rep* 5, 155–168. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00094-3>
  78. Ihaka, R., Murrell, P., Hornik, K., Fischer, J.C., Stauffer, R., Wilke, C.O., McWhite, C.D., Zeileis, A., 2021. Color Spaces: S4 Classes and Utilities [WWW Document]. *Color Spaces: S4 Classes and Utilities*. URL [https://colorspace.r-forge.r-project.org/articles/color\\_spaces.html](https://colorspace.r-forge.r-project.org/articles/color_spaces.html) (accessed 1.7.22).
  79. Intergovernmental Panel on Climate Change, Houghton, J.T. (Eds.), 2001. *Climate change 2001: the scientific basis: contribution of Working Group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York.
  80. International Commission on Illumination, 1932. *Commission internationale de l'éclairage ... huitième session, Cambridge--Septembre 1931*. University Press, Cambridge.
  81. Ishengoma, F.S., Rai, I.A., Ngoga, S.R., 2022. Hybrid convolution neural network model for a quicker detection of infested maize plants with fall armyworms using UAV-based images. *Ecological Informatics* 67, 101502. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101502>
  82. Istvánovics, V., Honti, M., Osztóics, A., Shafik, H.M., Padisák, J., Yacobi, Y., Eckert, W., 2005. Continuous monitoring of phytoplankton dynamics in Lake Balaton (Hungary) using on-line delayed fluorescence excitation spectroscopy. *Freshwater Biology* 50, 1950–1970. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01442.x>

83. Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M., Bierkens, M.F.P., 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data* 13, 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>
84. Joseph, G., 2021. *Building Earth Observation Cameras*. CRC Press.
85. Judd, D.B., Wyszecski, G., 1975. *Color in Business, Science, and Industry*, 3. ed, Pure and Applied Optics. Wiley-Interscience, NY.
86. Jung, A., Vohland, M., 2022. Hyperspectral Remote Sensing and Field Spectroscopy: Applications in Agroecology and Organic Farming, in: De Marchi, M., Diantini, A., Eugenio Pappalardo, S. (Eds.), *Drones and Geographical Information Technologies in Agroecology and Organic Farming: Contributions to Technological Sovereignty*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 99–121.
87. Jung, A., Vohland, M., Thiele-Bruhn, S., 2015. Use of A Portable Camera for Proximal Soil Sensing with Hyperspectral Image Data. *Remote Sensing* 7, 11434–11448. <https://doi.org/10.3390/rs70911434>
88. Kántor Sándorné Varga, T., 2020. Tobias Mayer csodálatos munkáiról, in: *Ritmus a Tudományok, a Technika És Az Orvoslás Körében. A Magyar Természettudományi Társulat Tudománytörténeti Kötetei, A Magyar Természettudományi Társulat Tudománytörténeti Kötetei*. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 167–178.
89. Kántor Sándorné Varga, T., 2004. Egy ismeretlen gyöngyszem a Debreceni Református Kollégium nagykönyvtárának ritkaságai közül. *Tobias Mayer Matematikai Atlasza (Augsburg, 1745). Könyv és Könyvtár* 26, 111–132.
90. Kedzierski, M., Wierzbicki, D., Sekrecka, A., Fryskowska, A., Walczykowski, P., Siewert, J., 2019. Influence of Lower Atmosphere on the Radiometric Quality of Unmanned Aerial Vehicle Imagery. *Remote Sensing* 11, 1214. <https://doi.org/10.3390/rs11101214>
91. Keeler, B., Polasky, S., Brauman, K., Johnson, K., Finlay, J., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
92. Khan, S., Siddique, R., Sajjad, W., Nabi, G., Hayat, K.M., Duan, P., Yao, L., 2017. Biodiesel Production From Algae to Overcome the Energy Crisis. *HAYATI Journal of Biosciences* 24, 163–167. <https://doi.org/10.1016/j.hjb.2017.10.003>
93. Khopkar, S.M., 2013. *Environmental Pollution Monitoring And Control*. New Age International Publishers, New Delhi, Delhi.
94. Khorram, S., van der Wiele, C.F., Koch, F.H., Nelson, S.A.C., Potts, M.D., 2018. *Principles of Applied Remote Sensing*. Springer, Cham.
95. Kicsiny, R., 2018. Black-box model for solar storage tanks based on multiple linear regression. *Renewable Energy* 125, 857–865. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.037>
96. Kicsiny, R., 2017. Grey-box model for pipe temperature based on linear regression. *International Journal of Heat and Mass Transfer* 107, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2016.11.033>
97. Kirsch, R.A., 1998. SEAC and the start of image processing at the National Bureau of Standards. *IEEE Annals of the History of Computing* 20, 7–13. <https://doi.org/10.1109/85.667290>
98. Kline, S.J., 1953. Describing Uncertainties in Single-Sample Experiments. *Mechanical Engineering* 75, 3–8.
99. Korolev, D.S. та A.B. та V., 2015. Ground and Satellite Surveillance, Navigation and Control in Agricultural Technology Precisely. *Техніка та енергетика / Machinery & Energetics* 0.



100. KSH, 2021. Földhasználat művelési ágak és gazdaságcsoportok szerint (1990–) [WWW Document]. [https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_omf001a.html?down=2236](https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omf001a.html?down=2236). URL [https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_omf001a.html?down=2236](https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omf001a.html?down=2236) (accessed 3.15.23).
101. Kümmerer, K., Dionysiou, D.D., Olsson, O., Fatta-Kassinos, D., 2018. A path to clean water. *Science* 361, 222–224. <https://doi.org/10.1126/science.aau2405>
102. Láng, I., Bándi, G., Börzsönyi, M., Hardi, P., Jászay, T., Kőrös, E., Szebényi, I., 1993. *Környezetvédelmi Lexikon I-II*. Akadémiai Kiadó és Nyomda Vállalat, Budapest.
103. Leonard, D.A., Caputo, B., Hoge, F.E., 1979. Remote sensing of subsurface water temperature by Raman scattering. *Appl. Opt.* 18, 1732. <https://doi.org/10.1364/AO.18.001732>
104. Li, W., Shan, X.-Y., Wang, Z.-Y., Lin, X.-Y., Li, C.-X., Cai, C.-Y., Abbas, G., Zhang, M., Shen, L.-D., Hu, Z.-Q., Zhao, H.-P., Zheng, P., 2016. Effect of self-alkalization on nitrite accumulation in a high-rate denitrification system: Performance, microflora and enzymatic activities. *Water Res* 88, 758–765. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.003>
105. Lin, J., Tang, Y., Liu, D., Zhang, S., Lan, B., He, L., Yu, Z., Zhou, S., Chen, X., Qu, Y., 2019. Characteristics of organic nitrogen fractions in sediments of the water level fluctuation zone in the tributary of the Yangtze River. *Science of The Total Environment* 653, 327–333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.394>
106. Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G., Zilioli, E., 1999. Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques. EUR Report n. 18665 EN.
107. Liu, F., Tian, Y., Ding, Y., Li, Z., 2016. The use of fermentation liquid of wastewater primary sedimentation sludge as supplemental carbon source for denitrification based on enhanced anaerobic fermentation. *Bioresource Technology* 219, 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.030>
108. Liu, J., Song, Y., Qiu, W., 2017. Oleaginous microalgae *Nannochloropsis* as a new model for biofuel production: Review & analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 72, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.120>
109. Liu, X., Zhao, D., Oo, N.L., 2023. Comparison studies on aerodynamic performances of a rotating propeller for small-size UAVs. *Aerospace Science and Technology* 133, 108148. <https://doi.org/10.1016/j.ast.2023.108148>
110. Lloyd, B.J., Dennison, P.E., 2018. Evaluating the response of conventional and water harvesting farms to environmental variables using remote sensing. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 262, 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.009>
111. Ly, B., Dyer, E., Feig, J., Chien, A., Bino, S., 2020. Research Techniques Made Simple: Cutaneous Colorimetry: A Reliable Technique for Objective Skin Color Measurement. *The Journal of investigative dermatology* 140, 3-12.e1. <https://doi.org/10.1016/j.jid.2019.11.003>
112. Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Callendert, E., 2006. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the United States, 1970 to 2001. *Environ Toxicol Chem* 25, 1698–1709. <https://doi.org/10.1897/05-459r.1>
113. 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. *Remote Sensing of Environment* 114, 2070–2087. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.013>
114. Maxwell, J.C., 1865. A Dynamical Theory of the Electromagnetic Field. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 155, 459–512.

115. McKay, R.S., Kingan, M.J., Go, S.T., Jung, R., 2021. Experimental and analytical investigation of contra-rotating multi-rotor UAV propeller noise. *Applied Acoustics* 177, 107850. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2020.107850>
116. Mertikas, S.P., Partsinevelos, P., Mavrocordatos, C., Maximenko, N.A., 2021. Chapter 3 - Environmental applications of remote sensing, in: Mohamed, A.-M.O., Paleologos, E.K., Howari, F.M. (Eds.), *Pollution Assessment for Sustainable Practices in Applied Sciences and Engineering*. Butterworth-Heinemann, pp. 107–163. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809582-9.00003-7>
117. Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw-Hill Science, New York City.
118. Milne, B.F., Toker, Y., Rubio, A., Nielsen, S.B., 2015. Unraveling the Intrinsic Color of Chlorophyll. *Angew. Chem. Int. Ed.* 54, 2170–2173. <https://doi.org/10.1002/anie.201410899>
119. Mmonwuba, N.C., Mmaduabuchi, A., Azubuiké, O., Nzube Theophilus, N., Chukwuemelié, C., 2023. The Effect of Industrial Waste Effluent on Waterquality: A Case Study of Otamiri River, Owerri, Imo State. *Journal of Engineering Research and Reports* 24, 15–25. <https://doi.org/10.9734/jerr/2023/v24i4810>
120. Mondello, C., Hepner, G., Medina, R., 2008. ASPRS ten-year remote sensing industry forecast - Phase V. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 74, 1297–1305.
121. Musse, M.A., Barona, D.A., Santana Rodriguez, L.M., 2018. Urban environmental quality assessment using remote sensing and census data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 71, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.05.010>
122. Muter, O., Perkins, I., Svinka, V., Svinka, R., Bartkevics, V., 2017. Distinguishing the roles of carrier and biofilm in filtering media for the removal of pharmaceutical compounds from wastewater. *Process Safety and Environmental Protection* 111, 462–474. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.08.010>
123. Nagy, B.V., 2009. *Az emberi színidentifikáció és színdiszkrimináció mérés technikája*. (PhD). Budapest University of Technology and Economics, Budapest.
124. National Academies of Sciences, Engineering, Medicine, 2018. *Thriving on Our Changing Planet: A Decadal Strategy for Earth Observation from Space*. The National Academies Press, Washington, DC. <https://doi.org/10.17226/24938>
125. Nemcsics, A., 2004. *Színdinamika. Színes környezet tervezése*, 2nd ed. Akadémiai Kiadó, Budapest.
126. Nemcsics, A., 2003. *Színharmonia és a vizuális mondanivaló. Színország törvényei 4. Szín és Fény Nemzetközi Alapítvány*, Budapest.
127. Németh, J., 1998. *A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi természet- és környezetvédelem. Környezetgazdálkodási Intézet*, Budapest.
128. Noble, P., 1968. Self-Scanned Silicon Image Detector Arrays. *Electron Devices, IEEE Transactions on* 15, 202–209. <https://doi.org/10.1109/T-ED.1968.16167>
129. Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T., 1994. A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *Water Science and Technology* 29, 157–165. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>
130. Orfanus, D., de Freitas, E.P., Eliassen, F., 2016. Self-Organization as a Supporting Paradigm for Military UAV Relay Networks. *IEEE Commun. Lett.* 20, 804–807. <https://doi.org/10.1109/LCOMM.2016.2524405>
131. Organica, 2016. *Organica Fcr Solution If Brief [WWW Document]*. URL <https://www.organicawater.com/organica-fcr-overview-2-page/> (accessed 4.9.23).
132. Osterman, M., Romer, G.B., 2007. History and the Evolution of Photography, in: Peres, M.R. (Ed.), *Focal Encyclopedia of Photography Digital Imaging, Theory and Applications, History, and Science*. Focal Press, Burlington, pp. 23–176.

133. Padró, J.-C., Carabassa, V., Balagué, J., Brotons, L., Alcañiz, J.M., Pons, X., 2019. Monitoring opencast mine restorations using Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *Science of The Total Environment* 657, 1602–1614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.156>
134. Pajares, G., 2015. Overview and Current Status of Remote Sensing Applications Based on Unmanned Aerial Vehicles (UAVs). *Photogram Engng Rem Sens* 81, 281–330. <https://doi.org/10.14358/PERS.81.4.281>
135. Pan, Y., Ni, B.-J., Lu, H., Chandran, K., Richardson, D., Yuan, Z., 2015. Evaluating two concepts for the modelling of intermediates accumulation during biological denitrification in wastewater treatment. *Water Research* 71, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.029>
136. Pándics, T., Róka, E., Khayer, B., Kis, Z., Kovács, L.B., Magyar, N., Málnási, T., Oravec, O., Pályi, B., Schuler, E., Vargha, M., 2021. A szennyvíz alapú epidemiológia jelentősége a COVID–19 járványban és azon túl. *Scientia et Securitas* 2, 30–37. <https://doi.org/10.1556/112.2021.00005>
137. Pastor-Guzman, J., Dash, J., Atkinson, P.M., 2018. Remote sensing of mangrove forest phenology and its environmental drivers. *Remote Sensing of Environment* 205, 71–84. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.009>
138. Postel, S., 2000. Redesigning Irrigated Agriculture, in: *State of the World 2000: Building a Sustainable Economy*, State of the World. W. W. Norton & Company, New York, pp. 39–58.
139. Purcell, E.M., Morin, D.J., 2013. *Electricity and Magnetism*, 3rd ed. Cambridge University Press, Cambridge.
140. Qor-El-Aine, A., Béres, A., Géczi, G., 2022a. Case Study of the Saharan Dust Effects on PM10 and PM2.5 Concentrations in Budapest in March 2022. *JCEGI* 10, 67–78. <https://doi.org/10.33038/jcegi.3500>
141. Qor-El-Aine, A., Béres, A., Géczi, G., 2022b. Dust storm simulation over the Sahara Desert (Moroccan and Mauritanian regions) using HYSPLIT. *Atmospheric Science Letters* 23. <https://doi.org/10.1002/asl.1076>
142. Quibell, G., 1991. The effect of suspended sediment on reflectance from freshwater algae. *International Journal of Remote Sensing* 12, 177–182. <https://doi.org/10.1080/01431169108929642>
143. Rahman, Md, Islam, A., Rahman, M., 2004. NDVI derived sugarcane area identification and crop condition assessment. *Plan Plus* 2, 1–12.
144. Rajkovits, Z., 2017. Szappanhártyák és -buborékok tudománytörténete. *Fizikai Szemle* 67, 121–129.
145. Ramanna, L., Rawat, I., Bux, F., 2017. Light enhancement strategies improve microalgal biomass productivity. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 80, 765–773. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.202>
146. Rana, V., Walia, Y., Sethi, V., 2022. Impact of Seasonal Variation on Underground Waterquality in Bbn Area, Himachal Pradesh, India. *Pollution Research* 660–667. <https://doi.org/10.53550/PR.2022.v4i02.039>
147. Richards, J.A., 2014. *Remote Sensing Digital Image Analysis*, 5th ed. Springer Berlin, Heidelberg.
148. Ronan, P., 2013. Revised diagram with re-aligned spectrum [WWW Document]. <https://commons.wikimedia.org/> URL [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:EM\\_spectrumrevised.png#/media/File:EM\\_spectrum\\_hu.svg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:EM_spectrumrevised.png#/media/File:EM_spectrum_hu.svg)

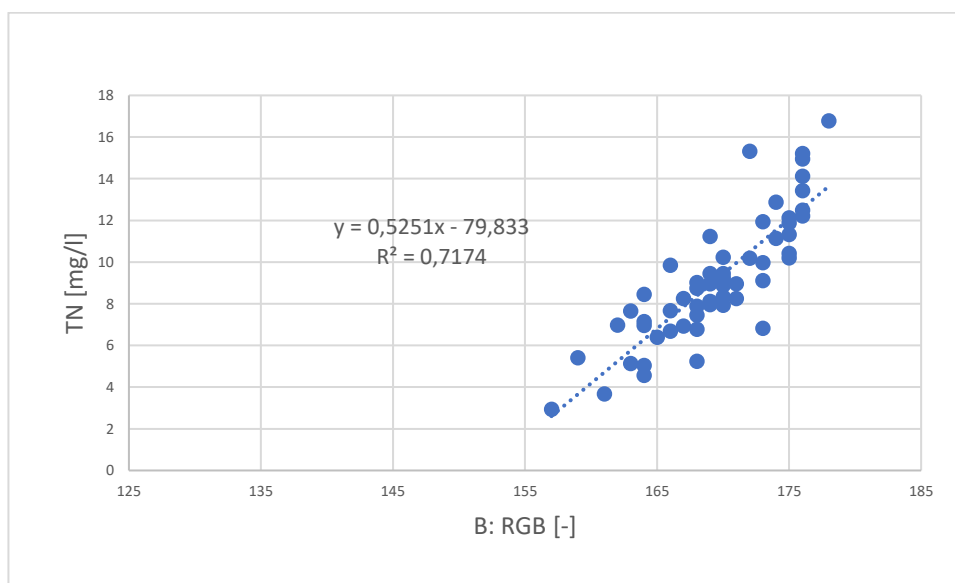
149. Sadun, A.A., Johnson, B.M., Smith, L.E.H., 1986. Neuroanatomy of the human visual system: Part II Retinal projections to the superior colliculus and pulvinar. *Neuro-Ophthalmology* 6, 363–370. <https://doi.org/10.3109/01658108609016476>
150. Samu, A., 2011. A Gömör-Tornai-karszt állóvízeinek vízminőség-értékelése különös tekintettel a tápanyagterhelésre (PhD). Szegedi Tudományegyetem Természettudományi és Informatikai Kar Földtudományok Doktori Iskola, Szeged.
151. Santiago, J.B., Sevilla, F.B., 2022. Smartphone-based digital colorimetric measurement of dimethyl sulfide in wastewater. *Microchemical Journal* 172, 106952. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106952>
152. Sari, Y.A., Rifai, A.I., 2020. Innovative Solutions for Sewage using Food Chain Reaction (FCR) in Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series* 1655, 012117. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1655/1/012117>
153. Schamberger, L., Minghelli, A., Chami, M., Steinmetz, F., 2022. Improvement of Atmospheric Correction of Satellite Sentinel-3/OLCI Data for Oceanic Waters in Presence of Sargassum. *Remote Sensing* 14, 386. <https://doi.org/10.3390/rs14020386>
154. Schanda, J., 2007. *Colorimetry: Understanding the CIE System*. John Wiley & Sons, London.
155. Schiavon, M., Ertani, A., Parrasia, S., Vecchia, F.D., 2017. Selenium accumulation and metabolism in algae. *Aquatic Toxicology* 189, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.05.011>
156. Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., Kasian, S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 11254–11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
157. Schlegel, H.G., 1985. *Allgemeine Mikrobiologie*. Thieme, Stuttgart.
158. Schmidt, S.A., Ahn, C., 2022. A protocol for digitizing colors: the case of measuring color variables for forested wetland soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10420-1>
159. Schrödinger, E., 1935. Die gegenwärtige Situation in der Quantenmechanik. *Naturwissenschaften* 23, 807–812. <https://doi.org/10.1007/BF01491891>
160. Sekuler, R., Blake, R., 2000. *Észlelés*. Osiris Kiadó, Budapest.
161. Shafi, U., Mumtaz, R., Iqbal, N., Zaidi, S.M.H., Zaidi, S.A.R., Hussain, I., Mahmood, Z., 2020. A Multi-Modal Approach for Crop Health Mapping Using Low Altitude Remote Sensing, Internet of Things (IoT) and Machine Learning. *IEEE Access* 8, 112708–112724. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2020.3002948>
162. Shahrokhi, M., Rostami, F., Sabbagh-Yazdi, S.-R., St, S., 2012. The Effect of Number of Baffles on the Improvement Efficiency of primary Sedimentation Tanks. *Applied Mathematical Modelling - APPL MATH MODEL* 36, 3725–3735. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2011.11.001>
163. Simigné Fenyő, S., 2020. Színek a valóságban, színnevek a nyelvben. *Publicationes Universitatis Miskolcensis, Sectio Philosophica* 24, 375–384.
164. Singh, A.P., Yerudkar, A., Mariani, V., Iannelli, L., Glielmo, L., 2022. A Bibliometric Review of the Use of Unmanned Aerial Vehicles in Precision Agriculture and Precision Viticulture for Sensing Applications. *Remote Sensing* 14, 1604. <https://doi.org/10.3390/rs14071604>
165. Sirajunnisa, A.R., Surendhiran, D., 2016. Algae – A quintessential and positive resource of bioethanol production: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 66, 248–267. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.07.024>

166. Smalley, R.E., 2005. Future Global Energy Prosperity: The Terawatt Challenge. *MRS Bulletin* 30, 412–417. <https://doi.org/10.1557/mrs2005.124>
167. Smith, T., Guild, J., 1931. The C.I.E. colorimetric standards and their use. *Transactions of the Optical Society* 33, 73. <https://doi.org/10.1088/1475-4878/33/3/301>
168. Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
169. Stevens, A., Baird, I.G., McIntyre, P.B., 2018. Differences in Mercury Exposure among Wisconsin Anglers Arising from Fish Consumption Preferences and Advisory Awareness. *Fisheries* 43, 31–41.
170. Stone, E.L., Kalisz, P.J., 1991. On the maximum extent of tree roots. *Forest Ecology and Management* 46, 59–102. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90245-Q](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90245-Q)
171. Strutt, J.W., 1871. On the light from the sky, its polarization and colour. *Philosophical Magazine Series 4* 41, 107–120.
172. Sullivan, G., Ohm, J.-R., Wiegand, T., 2012. Overview of the High Efficiency Video Coding (HEVC) standard. *Circuits and Systems for Video Technology*, *IEEE Transactions on* 22. <https://doi.org/10.1109/TCSVT.2012.2221191>
173. Sutanudjaja, E.H., van Beek, R., Wanders, N., Wada, Y., Bosmans, J.H.C., Drost, N., van der Ent, R.J., de Graaf, I.E.M., Hoch, J.M., de Jong, K., Karssenberg, D., López López, P., Peßenteiner, S., Schmitz, O., Straatsma, M.W., Vannamettee, E., Wisser, D., Bierkens, M.F.P., 2018. PCR-GLOBWB 2: a 5\arcmin global hydrological and water resources model. *Geoscientific Model Development* 11, 2429–2453. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-2429-2018>
174. Székely, L., Kicsiny, R., Hermanucz, P., Géczi, G., 2021. Explicit analytical solution of a differential equation model for solar heating systems. *Solar Energy* 222, 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2021.05.007>
175. Takács, K., 2019. Protection of water based and water abstraction sites in Hungary based on studies in Győr. *Hadmérnök* 14, 192–203. <https://doi.org/10.32567/hm.2019.1.16>
176. Tavakoli, H., Gebbers, R., 2019. Assessing Nitrogen and water status of winter wheat using a digital camera. *Computers and Electronics in Agriculture* 157, 558–567. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.01.030>
177. Thyll, S., 1998. *Vízzszennyezés - vízminőségvédelem*. DATE, Debrecen.
178. Tice, B.P., 1991. Unmanned Aerial Vehicles The Force Multiplier of the 1990s. *Airpower Journal* 5.
179. Török, S., 2011. *Vízellátás és szennyvízkezelés*. Szent István Egyetem, Gödöllő.
180. Tuaño, A.P.P., Castrillo, G.A., Viola, G.A.V., 2021. Analysis of apparent amylose content of market milled rice via digital image photometry using a smartphone camera. *Current Research in Food Science* 4, 852–861. <https://doi.org/10.1016/j.crfs.2021.11.011>
181. Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
182. Ustin, S.L., Jacquemoud, S., 2020. How the Optical Properties of Leaves Modify the Absorption and Scattering of Energy and Enhance Leaf Functionality, in: Cavender-Bares, J., Gamon, J.A., Townsend, P.A. (Eds.), *Remote Sensing of Plant Biodiversity*. Springer International Publishing, Cham, pp. 349–384. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-33157-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-030-33157-3_14)

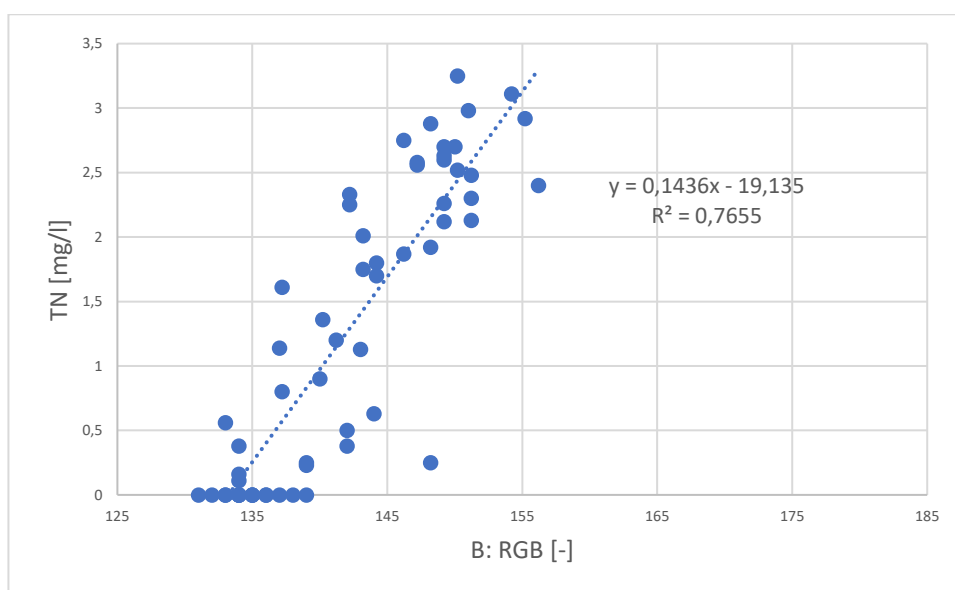
183. van Haandel, A.C., van der Lubbe, J.G.M., 2012. Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400808>
184. Vermes, L., 2005. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás, 3. átdolgozott és bővített kiadás. ed. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
185. Verőné Wojtaszek, M., 2010. Fotointerpretáció és távérzékelés. A távérzékelés alkalmazásiterületeinek áttekintése. Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kara, Székesfehérvár.
186. Verőné Wojtaszek, M., 2007. Távérzékelés (jegyzet). Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kara, Székesfehérvár.
187. Vo Hoang Nhat, P., Ngo, H.H., Guo, W.S., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Nguyen, P.D., Bui, X.T., Zhang, X.B., Guo, J.B., 2018. Can algae-based technologies be an affordable green process for biofuel production and wastewater remediation? *Bioresource Technology* 256, 491–501. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.031>
188. Völker, S., Kistemann, T., 2011. The impact of blue space on human health and well-being – Salutogenetic health effects of inland surface waters: A review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214, 449–460. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.001>
189. Votruba, A.M., Cormann, J.R., 2020. Definitions of Water Quality: A Survey of Lake-Users of Water Quality-Compromised Lakes. *Water* 12. <https://doi.org/10.3390/w12082114>
190. Wagner, M., Loy, A., Nogueira, R., Purkhold, U., Lee, N., Daims, H., 2002. Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. *Antonie van Leeuwenhoek* 81, 665–680. <https://doi.org/10.1023/A:1020586312170>
191. Wan, J., Yuan, X., Han, L., Ye, H., Yang, X., 2020. Characteristics and Distribution of Organic Phosphorus Fractions in the Surface Sediments of the Inflow Rivers around Hongze Lake, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17020648>
192. Wang, C., Sun, W., Wu, H., Zhao, C., Teng, G., Yang, Y., Du, P., 2022. A Low-Altitude Remote Sensing Inspection Method on Rural Living Environments Based on a Modified YOLOv5s-ViT. *Remote Sensing* 14, 4784. <https://doi.org/10.3390/rs14194784>
193. Wang, Y., Chen, L., Li, S., Wang, X., Yu, C., Si, Y., Zhang, Z., 2017. Interference of Heavy Aerosol Loading on the VIIRS Aerosol Optical Depth (AOD) Retrieval Algorithm. *Remote Sensing* 9, 397. <https://doi.org/10.3390/rs9040397>
194. Water Research Commission., 2018. Wastewater Treatment Technologies – A basic guide. Water Research Commission, Pretoria.
195. Wenzel, K., 2013. Színtan. BME.
196. Witman, S., 2017. World's Biggest Oxygen Producers Living in Swirling Ocean Waters. *Eos.org*. <https://doi.org/10.1029/2017EO081067>
197. Xu, A., Wang, F., Li, L., 2023. Vegetation information extraction in karst area based on UAV remote sensing in visible light band. *Optik* 272, 170355. <https://doi.org/10.1016/j.ijleo.2022.170355>
198. Yadav, S., Sinha, R.P., Kumar, M.B., 2011. Cyanobacterial Secondary Metabolites. *International journal of pharma and bio sciences* 2, 144–167. <https://doi.org/10.22376/ijpbs.2019.10.1.p1-12>
199. Ye, H., Huang, C., Yuan, X., Wang, H., Huang, T., Yang, H., 2021. Morphological characteristics and ecological risk assessment of nitrogen and phosphorus in the sediments of Futunxi watershed in Fujian province. *Environmental Monitoring and Assessment* 193, 335. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09106-x>
200. Zemplén, G., 2000. Hogyan is lássuk a színeket - Színvizsgálati paradigmák. *Magyar Pszichológiai Szemle* 55. <https://doi.org/10.1556/MPSzle.55.2000.2-3.10>

201. Zeng, R.J., Yuan, Z., Keller, J., 2004. Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3, 265–272. <https://doi.org/10.1007/s11157-004-7459-8>
202. Zhang, H., Wang, L., Tian, T., Yin, J., 2021. A Review of Unmanned Aerial Vehicle Low-Altitude Remote Sensing (UAV-LARS) Use in Agricultural Monitoring in China. *Remote Sensing* 13, 1221. <https://doi.org/10.3390/rs13061221>
203. Zhang, Y., Hartemink, A.E., 2019. A method for automated soil horizon delineation using digital images. *Geoderma* 343, 97–115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.002>

## M2. Mellékletek



69. ábra: A kísérleti reaktor mért TN értékei az RGB szintér B sávjának függvényében.  
Forrás: saját szerkesztés



70. ábra: A kontrol reaktor mért TN értékei az RGB szintér B sávjának függvényében.  
Forrás: saját szerkesztés



13. táblázat: Az élővizek jó ökológiai állapotára vonatkozó határértékek Forrás: 10/2010 (VIII.18) VM rendelet 2. melléklet

A	B	C	D	E	F	G	H	I	
1	Fizikai-kémiai jellemzők	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai (1, 2, 4, 8 típusok)	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások (3, 5, 9 típusok)	Dombvidéki közepes vízfolyások és nagy folyók (6, 7, 10 típusok)	Síkvidéki kisvízfolyások (11, 12, 15, 18 típusok)	Síkvidéki közepes és nagy folyók (13, 14, 19, 20 típusok)	Síkvidéki, pangó vízü vízfolyások (16, 17 típusok)	Síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások (21, 22 típusok)	Duna hazai szakasza (23, 24, 25 típusok)
2	pH	Szilikátos: 6-8; Meszes: 6.5-9	6,5-9	6,5-9	6,5-9	6,5-9	6,5-9	6,5-8,5	
3	Vezetőképesség (µS/cm)	Szilikátos: <500 Meszes: <900	<900	<700	<1000	<900	<1200	<1000	<700
4	Klorid (mg/l)	<50	<50	<50	<60	<60	<60	<60	<40
5	Oxigéntelítettség (%)	85-90	80-110	70-120	60-130	70-120	50-130	60-130	70-120
6	Oldott oxigén (mg/l)	>8	>7	>7	>6	>7	>5	>6	>7
7	BOI <sub>5</sub> (mg/l)	<3	<3,5	<4	<4	<4	<4	<4	<3
8	KOI <sub>cr</sub> (mg/l)	<15	<20	<25	<30	<25	<40	<40	<15
9	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	<0,1	<0,2	<0,3	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,2
10	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	<0,04	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,03
11	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	<3*	<3*	<3	<2	<2	<1	<2	<2
12	Összes N (mg/l)	<4*	<4*	<4	<3	<3	<3	<3	<3
13	PO <sub>4</sub> -P (mg/m <sup>3</sup> )	<30** >80*	<50*** <100**	<50*** 50-100	<200	<120	<100	<150	
14	Összes P (mg/m <sup>3</sup> )	<80*** >150*	<100*** <200**	<100 <200	<400	<250	<200	<300	<150

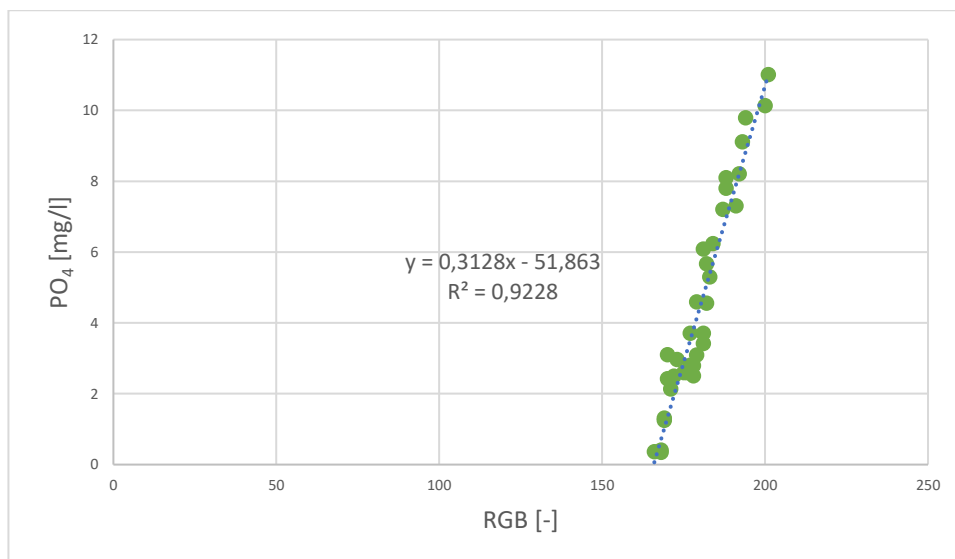
14. táblázat : Az élővizek jó ökológiai állapotára vonatkozó határértékek Forrás: 10/2010 (VIII.18) VM rendelet 3. melléklet

A	B	C	0	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	
1	fizikai-kémiai jellemzők		bányató	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
2	a-klorofil	mg/m <sup>3</sup>	<10	<30*	<30*	<30	-	-	<25*	<30	<30	<20*	<30*	<30	<25*	<40	<30	<50	<15
3	átlátszóság*	cm	>200	-	-	>150	-	-	>100	>100	-	-	-	>80	-	>80	>100	>80	-
4	pH*		7,8-9,2	6,0-8,5	6,0-8,5	6,0-8,5	-	-	7,5-9,5	7,5-9,5	7,5-9,5	7,5-9,5	7,2-8,8	7,2-8,8	7,2-8,8	7,2-8,8	7,2-8,8	7,2-8,8	7,8-9,2
5	vezetőképeség*	μS/cm	<1500	<1500	<1500	<1500	>3000	>3000	>1000	>1000	>1000	>1000	<900	<900	<900	<900	<900	<500	<800
6	oldott O <sub>2</sub> *	mg/l	7,5-10,5	-	-	7-11	-	-	-	7-11	7-11	7-11	-	7-11	-	7-11	7-11	7-11	7,5-10,5
7	oxigéntelítettség*	%	80-120	-	-	70-130	-	-	-	70-130	70-130	70-130	-	70-130	-	70-130	70-130	70-130	80-120
8	BOI <sub>5</sub>	mg/l	<3	<6	<6	<6	-	-	<4	<4	<3,5	<4	<4	<5	<5	<4	<5	<3	<2,5
9	KOI <sub>Cr</sub>	mg/l	<40	>40	>40	>40	-	-	>40	<80	<80	>35	>35	<40	>35	<40	<40	<25	<30
10	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	<0,05	<0,3	<0,3	<0,3	-	-	<0,3	<0,3	<0,3	<0,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,1	<0,05
11	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,6	<0,3	<0,3	<0,4	-	-	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4	<0,4	<0,5	<0,06
12	ÖN (TN)	mg/l	<1,5	<3	<3	<3	-	-	<2,5	<2,5	<3	<3	<3	<2,5	<3	<2,5	<2,5	<1,5	<1,4
13	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	<0,01	<0,25	<0,25	<0,12	-	-	<0,08	<0,15	<0,08	<0,08	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,01
14	ÖP (TP)	mg/l	<0,05	<0,5	<0,5	<0,3	-	-	<0,15	<0,25	<0,2	<0,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,25	<0,3	<0,12

15. táblázat: Algacsoportok vizsgálata

Csoport/ismétlés	HEX	RGB	Minta
1/1	#AF8B3D	175;139;61	
1/2	#AF8D3D	175;141;61	
1/3	#AF8B3D	175;139;61	
1/4	#AF8B3D	175;139;61	
2/1	#AF873E	175;135;62	
2/2	#AF873E	175;135;62	
2/3	#AF873E	175;135;62	
2/4	#AF873E	175;135;62	
3/1	#AF8B3E	175;139;62	
3/2	#AF8B3E	175;139;62	
3/3	#AF8C3E	175;140;62	
3/4	#AF8B3E	175;139;62	
4/1	#AF8B3D	175;139;61	
4/2	#AF8B3D	175;139;61	
4/3	#AF8C3E	175;140;62	
4/4	#AF8C3E	175;140;62	
5/1	#AF8D3D	175;141;61	
5/2	#AF8B3D	175;139;61	
5/3	#AF8B3D	175;139;61	
5/4	#AF8C3E	175;140;62	
6/1	#AF8C3E	175;140;62	
6/2	#AF8C3E	175;140;62	
6/3	#AF8D3D	175;141;61	
6/4	#AF8C3E	175;140;62	
7/1	#AF8B3D	175;139;61	
7/2	#AF8D3D	175;141;61	
7/3	#AF8B3D	175;139;61	
7/4	#AF8C3E	175;140;62	
8/1	#AF8D3D	175;141;61	
8/2	#AF8C3E	175;140;62	
8/3	#AF8B3D	175;139;61	
8/4	#AF8D3D	175;141;61	
9/1	#AF8B3D	175;139;61	
9/2	#AF8D3D	175;141;61	
9/3	#AF8B3D	175;139;61	
9/4	#AF8B3D	175;139;61	
10/1	#AF8B3E	175;139;62	
10/2	#AF8C3E	175;140;62	
10/3	#AF8B3E	175;139;62	
10/4	#AF8B3D	175;139;61	

Forrás: saját mérések



71. ábra: A kísérleti reaktor  $PO_4$  értékei ábrázolva az RGB szintér G sávjának függvényében  
 Forrás: saját szerkesztés

16. táblázat: A hármas számú mérési és átlagolási eredményeket (1 méteres magasságban rögzítve)

	<b>R</b>	<b>G</b>	<b>B</b>		<b>R</b> átlag	<b>G</b> átlag	<b>B</b> átlag
<b>1</b>	101	110	91		101	110	91
<b>2</b>	105	112	93		103	111	92
<b>3</b>	106	112	93		104	111	92
<b>4</b>	102	116	97		104	113	94
<b>5</b>	101	110	92		103	112	93
<b>6</b>	100	107	94		103	110	93
<b>7</b>	103	110	94		103	111	93
<b>8</b>	104	112	91		103	111	93
<b>9</b>	105	114	94		103	111	93
<b>10</b>	102	110	90		103	111	93
	<b>L</b>	<b>A</b>	<b>B</b>		<b>L</b> átlag	<b>A</b> átlag	<b>B</b> átlag
<b>1</b>	45,23	-6,39	9,43		45,23	-6,39	9,43
<b>2</b>	46,21	-5,55	9,66		45,72	-5,97	9,55
<b>3</b>	46,29	-5,14	9,80		45,91	-5,69	9,63
<b>4</b>	47,24	-8,35	8,70		46,24	-6,36	9,40
<b>5</b>	45,25	-6,25	8,87		46,04	-6,34	9,29
<b>6</b>	44,31	-4,76	6,35		45,76	-6,07	8,80
<b>7</b>	45,46	-5,16	8,01		45,71	-5,94	8,69
<b>8</b>	46,08	-6,23	10,65		45,76	-5,98	8,93
<b>9</b>	46,82	-6,49	9,93		45,88	-6,04	9,04
<b>10</b>	45,87	-6,12	8,95		45,88	-6,04	9,04

17. táblázat: A hetes számú mérési és átlagolási eredmények

	<b>R</b>	<b>G</b>	<b>B</b>		<b>R</b> átlag	<b>G</b> átlag	<b>B</b> átlag
<b>1</b>	76	78	44		76	78	44
<b>2</b>	78	76	46		77	77	45
<b>3</b>	72	78	44		75	77	45
<b>4</b>	74	74	44		75	77	45
<b>5</b>	78	75	47		76	76	45
<b>6</b>	79	75	46		76	76	45
<b>7</b>	73	76	46		76	76	45
<b>8</b>	75	79	44		76	76	45
<b>9</b>	76	75	42		76	76	45
<b>10</b>	74	78	46		76	76	45
	<b>L</b>	<b>A</b>	<b>B</b>		<b>L</b> átlag	<b>A</b> átlag	<b>B</b> átlag
<b>1</b>	32,31	-5,30	19,80		32,31	-5,30	19,80
<b>2</b>	31,90	-3,02	18,16		32,11	-4,16	18,98
<b>3</b>	31,93	-7,17	19,24		32,05	-5,16	19,07
<b>4</b>	30,84	-3,96	17,93		31,75	-4,86	18,78
<b>5</b>	31,60	-3,34	17,18		31,72	-4,56	18,46
<b>6</b>	31,69	-4,97	17,92		31,71	-4,63	18,37
<b>7</b>	31,41	-5,37	17,42		31,67	-4,73	18,24
<b>8</b>	32,53	-6,53	20,06		31,78	-4,96	18,46
<b>9</b>	31,33	-4,98	19,98		31,73	-4,96	18,63
<b>10</b>	32,15	-4,64	18,01		31,73	-4,96	18,63

## Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani Dr. Géczi Gábor témavezetőmnek és csoportvezetőmnek a rengeteg segítségért, türelemért, és motivációért. Barátságos, de mégis szakmai hozzáállása a legnehezebb időszakokban is támogató volt.

Köszönöm Dr. Székely Lászlónak a statisztikai elemzések ellenőrzésekor nyújtott segítségéért.

Köszönet illeti Dr. Rudnák Ildikót, hogy végtelen kíméletlenséggel ellenőrizte a nyelvtanomat. Illetve, hogy felnevelt.

Köszönöm PhD képzésben résztvevő társaimnak: Dr. Hermanucz Péternek, Odrobina Miklósnek, Patonai Zoltánnak és Bódi Szabolcsnak, megtiszteltetés volt velük tanulni, fejlődni.

És végül pár szó erejéig megemlékeznék azokról, akik sajnos ma már nem lehetnek velünk.

Köszönöm apukámnak, Dr. Barczy Attilának, hogy megszerettette velem a természettudományokat, és hogy részt vett 2016-ban azon a mosonmagyaróvári konferencián, ahol összefutott későbbi témavezetőmmel, Dr. Géczi Gáborral, és szó-szót követvén rávett, hogy teljesítsem a fokozatszerzést.

Köszönöm Dr. Csizmadia Bélának, hogy az ipari múltamból fakadó csapongásomat oktató tárgyával csillapította, így a kísérleteim, méréseim tudományosabb és letisztultabb formát ölthettek.