

DIPLOMADOLGOZAT

Takács Flóra

2024



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus

Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet

**Környezetgazdálkodási agrármérnöki mesterképzési
szak**

**A SZENT LÁSZLÓ-PATAK VÍZ- ÉS ÜLEDÉKMINTÁINAK
ÖKOTOXIKOLÓGIAI VIZSGÁLATA RÁCKERESZTÚR
TÉRSÉGÉBEN**

Belső konzulens:

Dr. Háhn Judit
tudományos főmunkatárs

**Belső konzulens
intézete/tanszéke:**

**Akvakultúra és
Környezetbiztonsági Intézet,
Környezetbiztonsági Tanszék**

Belső konzulens:

Dr. Tóth Gergő
tudományos munkatárs

**Belső konzulens
intézete/tanszéke:**

**Akvakultúra és
Környezetbiztonsági Intézet,
Környezetbiztonsági Tanszék**

Készítette:

Takács Flóra

**Gödöllő
2024**

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés és célkitűzések.....	3
2.	Irodalmi áttekintés	5
2.1	A Szent László-patak vízgyűjtőjének bemutatása	5
2.2	Az Európai Unió Víz Keretirányelve.....	6
2.3	A VGT3 Szent László-patakra vonatkozó célkitűzései	7
2.3.1	Árvízvédelem a Szent László-patakon.....	8
2.3.2	Víz kivétel a Szent László-patakból	9
2.4	Felszíni vizeket érintő potenciális szennyezőanyagok a tisztított szennyvízből	10
2.4.1	Szennyvíztisztítók a Szent László-patak mentén	13
2.4.2	Lehetséges mezőgazdasági eredetű terhelések a Szent László-patakban	16
2.5	Ökotoxikológiai tesztek szerepe a vízminőség vizsgálatában	19
2.5.1	Ökotoxikológiai tesztek vízminták és üledékminták toxicitásának értékeléséhez	20
2.5.2	Ökotoxikológiai vizsgálatok vízi szervezetekkel	20
3.	Anyag és módszer	23
3.1	Mintavételezés.....	23
3.2	Mintaelőkészítés.....	27
3.2.1	Vízminta	27
3.2.2	Üledékminta	27
3.3	Ökotoxikológiai tesztek	27
3.3.1	<i>Aliivibrio fischeri</i> tesztszervezet.....	27
3.3.1.1	Szabványos akut <i>Aliivibrio fischeri</i> biolumineszcencia gátlási teszt (Microtox™) módszere (MSZ EN ISO 11348-2 alapján).....	28
3.3.1.2	Krónikus <i>Aliivibrio fischeri</i> (AVF) biolumineszcencia gátlási teszt	30
3.3.2	<i>Daphnia magna</i> akut immobilizációs teszt	30
3.3.3	BLYES/BLYAS/BLYR tesztek kivitelezése	32
3.3.3.1	BLYES/BLYAS/BLYR teszt kiértékelése	34
4.	Eredmények és értékelésük	35
4.1	Szabványos akut <i>Aliivibrio fischeri</i> biolumineszcencia gátlási teszt (Microtox™)	35
4.1.1	Vízminták akut citotoxicitása	35
4.1.2	Üledékminták akut toxicitása	36
4.2	Krónikus <i>Aliivibrio fischeri</i> biolumineszcencia gátlási tesztek eredményei és értékelése ...	37
4.2.1	Vízminták krónikus citotoxicitása	37
4.2.2	Üledékminták krónikus citotoxicitása	38

4.3. <i>Daphnia magna</i> akut immobilizációs tesztek eredményei.....	39
4.4 BLYES/BLYAS/BLYR <i>Saccharomyces cerevisiae</i> alapú bioripoter tesztekől származó eredmények.....	40
5. Következtetések és javaslatok	42
6. Összefoglalás	46
7. Köszönetnyilvánítás.....	48
8. Irodalomjegyzék	49
9. Ábrák és táblázatok jegyzéke	54
10. Mellékletek	55
11. Függelék	60

1. Bevezetés és célkitűzések

Felszíni vizeink évezredek óta ki vannak téve antropogén hatásoknak, mint például hidromorfológiai beavatkozásoknak, pontszerű és diffúz terheléseknek, melyek az emberi társadalom fejlődése során jelentkeztek (Borics 2015). A XX-XXI. századra ezek a terhelések egyre gyakoribbá és súlyosabbá váltak az ipar és a mezőgazdaság fejlődésével és a népesség növekedésével egyidőben. Az Európai Unió célja, hogy ezeket a terheléseket, szennyezéseket csökkentse, és a felszíni vizeket jó ökológiai, kémiai állapotba hozza. (http1)

Nagy folyóink vízminőségét alapvetően a külföldről érkező víz minősége határozza meg, ám kis- és közepes vízfolyásaink minőségében azonban meghatározó szerepet játszik a hazai szennyezőanyag-kibocsátás mennyisége (http2).

Hazánkban mintegy 9800 nyilvántartott vízfolyás található (http2), melyek közül diplomadolgozatom témájának a Szent László-patak Ráckeresztúr település térségében történő ökotoxikológiai vizsgálatát választottam. Ez a kis vízfolyás, mely a Dunát táplálja, számos antropogén hatásnak lett kitéve az elmúlt időszakban, mely veszélyezteti annak jó állapotát. Ilyen hatás a mezőgazdasági művelés, állattartás és tisztítottszennyvízbevezetés.

A patakba történő tisztítottszennyvízbevezetések közül a ráckeresztúri szennyvíztisztító-telep tápanyag- és szervesanyag terhelésének hatása jelentős a befogadóra nézve a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv 2018-as besorolása alapján. A Vízyűjtő-gazdálkodási Terv második felülvizsgálata szerint a patak ökológiai és kémiai állapota nem éri el a kívánt jó állapotot a patak itteni szakaszán, ezért itt végeztem a vizsgálataimat (http3).

A vizsgálatom alap kutatás, mely jól kiegészíti a Víz Keretirányelv és a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv monitoringkutatásait. A kutatás ökotoxikológiai állapotfelmérés egy mezőgazdaságból származó diffúz terheléssel és szennyvíztisztításból származó pontterheléssel sújtott szakaszon.

Vizsgálataimat a MATE (Szent István Campus), Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézetén belül működő Környezetbiztonsági Tanszék közreműködésével végeztem. A Szent László-patakból négy alkalommal öt mintavételi helyszínről vett víz- és üledék minta a került bevizsgálásra.

A kutatás céljai:

- Komplex ökotoxikológiai vizsgálatot végezni a Szent László-patak vízyűjtőjének ráckeresztúri szakaszáról származó víz- és üledékmintákon:
 - A patakból származó víz- és üledékminták akut és krónikus citotoxicitásának vizsgálata *Aliivibrio fischeri* tesztszervezettel.

- A patakból származó vízminták citotoxicitásának vizsgálata *Daphnia magna* akut immobilizációs teszttel
- A patakból származó víz- és üledékminták ösztrogén- és androgénhatásának vizsgálata *Saccharomyces cerevisiae* alapú BLYES és BLYAS bioripoter tesztekkel.
- A mintákban potenciálisan megjelenő citotoxikus- és hormonhatások lehetséges okainak feltérképezése, illetve az eredményekből releváns következtetéseket levonása.

2. Irodalmi áttekintés

2.1 A Szent László-patak vízgyűjtőjének bemutatása

A diffúz- és pontszennyezéseknek kitett vizsgált kis vízfolyás a Szent László-patak (1. ábra), mely Komárom-Esztergom vármegyében, Héreg településen ered és a Duna jobb parti vízrendszerének egyik természetes vízfolyása. A Gerecse hegységben, körülbelül 350 mBf-i magasságban több kisebb forrásból eredő vízfolyás összetorkollásától kezdődő, hosszan elnyúló ÉNY-DK irányú völgyben folyik keresztül. Útja Komárom-Esztergom vármegye Tarján, valamint Fejér vármegye Csabdi, Bicske, Alcsútdoboz, Gyúró, Tordas, Martonvásár, Ráckeresztúr és Ercsi települések közigazgatási területét érinti. Beloiannisz közelében egyesül a Váli-vízzel, ami később beletorkollik a Dunába. A vízfolyás teljes hossza 68,3 km, ebből a Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság kezelésében lévő hossz 53,94 km, az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság kezelésében lévő hossz pedig 14,36 km. (http4, http5).



1. ábra: Szent László-patak vízgyűjtő területe (Forrás: http6)

A patak természetes, ám erősen módosított víztest. Dombvidéki, közepes esésű, meszes, durva és közepes-finom mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű, nem összetett víztest. Hidromorfológiailag közepesen nyílt-nyílt, egyenes-kanyargó alakú, homok, felső szakaszán murva frakciójú alluviális típusú vízfolyás. A teljes vízgyűjtő mérete 599,65 km². A leggyakoribb vízhozam a teljes vízgyűjtőn 1981-2010 között 0,060 m³/s volt (http3). A vízgyűjtő területének vízháztartása a csapadék térbeli és időbeli eloszlásához igazodik, amelyet az egyes helyeken mesterségesen kialakított halastavak vízvisszatartó hatása némiképp módosít (http5). Felső szakasza vízelvonás miatt időszakos vízzsállítású, ám középső- és alsó szakasza állandó. A dombvidéki vízfolyásokra általánosan igaz, hogy vízjárásuk szélsőségesen ingadozó (http7). Lefolyása természetes. Mennyiségi állapotát tekintve az alsó- és felső szakaszon a természetes vízkészletből a vízhasználatok mennyisége a hasznosítható vízkészlet 90%-a alatt marad. A középső szakaszon a vízhasználatok mennyisége a hasznosítható vízkészlet 90%-át meghaladja, de az ökológiai kisvíz mértékadó kisvízi helyzetben még biztosított. Az EMVA és VKJ szerinti mennyiségi állapota a jónál nem rosszabb. Jellemző hasznosítása első és másodszorban is vízellátás, harmadszorban tározás (http3).

2.2 Az Európai Unió Víz Keretirányelve

Az Európai Unió 2000-ben, új víz- és vízi környezetgazdálkodási politikát hozott létre (Water Framework Directive, 2000), melyben elhatározták, hogy jó állapotba hoznak minden felszíni és felszín alatti vizet az Európai Unióban. Az erre a célra megalkotott Víz Keretirányelv (a továbbiakban VKI) célja, hogy a felszíni és felszín alatti vizek ún. "jó ökológiai és kémiai állapotot" érjenek el 2015-re, de legkésőbb 2027-ig (http1).

A VKI jogi keretet biztosít az EU tagállamai számára a szárazföldi felszíni- és felszín alatti vizek, átmeneti vizek és parti tengervizek védelméhez. Ez részletesen jelenti a vizekkel kapcsolatban lévő élőhelyek védelmét, állapotuk javítását; a fenntartható vízhasználat elősegítését a hasznosítható vízkészletek hosszútávú védelmével; a szennyezőanyagok kibocsátásának csökkentését és ezáltal a vízminőség javítását; a felszín alatti vizek szennyezésének fokozatos csökkentését és további szennyezésük megakadályozását, valamint az árvizek és az aszályok ökológiai hatásának mérséklését (http8).

A VKI a felszíni vizek védelme érdekében olyan egységes szemléletű állapotértékelési rendszert vezetett be, mely a víztípusok szerinti különbségeket veszi figyelembe. A környezeti célok meghatározása során a vízi ökoszisztémák és azok funkciójának megőrzése került előtérbe. A VKI alapján minden felszíni víztípusra és minőségi elemre referencia feltételeket

és ökológiai osztályhatárokat kell meghatározni. A víztest állapotának meghatározása szerint lehet kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz. Ez a besorolás az ökológiai- és a kémiai állapot minősítéséből tevődik össze. Az ökológiai állapot meghatározása lehet kiváló, jó, mérsékelt, gyenge vagy rossz. Ezen állapotmeghatározás a víztípusra jellemző referencia értékektől való eltérés függvényében történik. Az ökológiai állapot biológiai, fizikai-kémiai és hidromorfológiai elemekből áll. Osztályozásának általános meghatározásait a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól szóló 31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet mellékletei segítik. A kémiai állapot a környezetminőségi határértékeknek való megfelelés alapján kétosztályos minősítésen alapszik, miszerint jó, vagy nem éri el a jó állapotot. A felszíni vizekre vonatkozó környezetminőségi határértékeket a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló 10/2010. (VIII.19.) VM rendelet határozza meg.

A VKI első végrehajtási lépéseként vízgyűjtőgazdálkodási tervet kellett készíteni. Az első vízgyűjtőgazdálkodási terv (VGT1) Magyarországon 2010 áprilisában készült el. A terveket hat évente felül kell vizsgálni, melyből kifolyólag 2015-re kidolgozták és el is fogadták a második vízgyűjtőgazdálkodási tervet (VGT2). 2021. december 22-ig pedig a harmadik vízgyűjtőgazdálkodási tervnek (VGT3) kellett elkészülnie, melyet 2022-ben fogadtak el. A VGT3 Magyarország vízgyűjtőgazdálkodási tervének második felülvizsgálata. A dokumentum, a VKI Magyarországon 2027-re elérendő környezeti célkitűzéseit foglalja magában. Az intézkedés tartalmazza a mezőgazdaság, vidék- és területfejlesztés, energiatermelés, hajózás, turizmus, klímaalkalmazkodás és a fenntartható vízgazdálkodás igényeivel a vizek jó állapotának elérése érdekében, a szociális és gazdasági célkitűzéseket (<http8>).

2.3 A VGT3 Szent László-patakra vonatkozó célkitűzései

A patak teljes hosszán összesen négy monitoring pont található, melyek a patak biológiai állapotát ellenőrzik.

Jelenleg a víztest biológiai elemek szerinti állapota a patak alsó és középső szakaszán gyenge, felső szakaszán jó állapotú. Fizikai-kémiai elemek szerinti állapota alsó szakaszán gyenge, középső és felső szakaszán mérsékelt. Specifikus szennyezők állapota fémek és peszticidek tekintetében alsó szakaszán nem jó, felső és középső szakaszán jó értéket mutat. A VGT3-ban a higanyt (Hg), illetve a PAH (policiklusos aromás szénhidrogének) vegyületeket határozzák meg, mint a jó állapot elérését akadályozó anyagokat. Ökológiai minősítése az alsó és középső szakaszon gyenge, míg a felső szakaszon mérsékelt. Kémiai állapota az alsó

szakaszon nem jó, de a középső és felső szakaszán jó. A VGT3 ökológiai célkitűzése a jó potenciál elérése, kémiai célkitűzése pedig az alsó szakaszon a jó állapot elérése, a középső és felső szakaszon a jó állapot fenntartása ([http3](#)).

A VGT3 „Célkitűzések és intézkedések” listáján számos intézkedés szerepel a Szent László-patakra vonatkozóan. A vízfolyás fiziko-kémiai állapotát javító intézkedések között szerepel a szennyvíztisztító telepek építése és korszerűsítése. Szerepelnek még egyéb pontszerű terhelésekre vonatkozó intézkedések, vagy diffúz terhelések csökkentésére vonatkozó intézkedések, mint például a mezőgazdasági eredetű tápanyagszennyezés csökkentése, vagy a vízfolyáson felhalmozódott iszap és a meder növényzet eltávolítása, illetve hasznosítása. Szintén ide tartozó tervezett intézkedés a talajerózióból és/vagy felszíni lefolyásból származó hordalék- és szennyezőanyag terhelés csökkentése. A vízfolyásra vonatkozó 2027-ig megvalósuló hidromorfológiai, vízvisszatartást segítő, valamint szabályozottságát, illetve annak ökológiai hatását csökkentő intézkedések. Javasolt kémiai intézkedés a patakon a kommunális szennyvíztisztító telepen keresztül a befogadóba vezetett lakossági eredetű elsőbbségi anyagok kibocsátásának szabályozása. Kiegészítő intézkedésként javasolt a monitoring rendszerek és információs rendszerek fejlesztése és működtetése. Számos természetvédelmi célú intézkedés fel van tüntetve a célkitűzések között a vízfolyáson és annak vízgyűjtőjén. Ilyen például a területi vízvisszatartás mezőgazdasági területeken a beszivárgás növelése és a lefolyás csökkentése érdekében, vagy a belvízelvezető rendszer kialakításának és üzemeltetésének módosítása, - beleértve zöld energia alkalmazását. Továbbá, a mezőgazdasági területről származó belvizek szűrése a befogadóba történő bevezetés előtt, valamint a művelési ág váltás (szántó-gyep, szántó - erdő, szántó-vizes élőhely konverzió), illetve a meglévő gyep, erdő, vizes élőhelyek területének fenntartása ([http3](#)).

Ezen célokon kívül a VGT3 szerint a vízfolyás felé támasztott emberi igények az árvízvédelem az alsó felső és középső szakaszon egyaránt; az öntözés a patak felső és alsó szakaszán, illetve halászat a felső és középső szakaszon.

2.3.1 Árvízvédelem a Szent László-patakon

A szélsőséges időjárási események gyakoriságának és intenzitásának növekedése fokozza a felső vízgyűjtők tavaszi hóolvadása és a kora nyári esőzések okozta áradásokat. A nyár végén, ősszel pedig kisvizes, vízhiányos időszakok alakulnak ki. A szélsőséges vízjárás, de főképpen a nagy intenzitású, sokszor lokális csapadék jelentősen befolyásolja a meder és az ott lévő műtárgyak állapotát. A heves esőzések hatására bemosódó hordalék és üledék a

mederben és műtárgyakban lerakódva csökkenti a vízfolyás vízelvezető képességét, ami elöntéseket okozhat mind a mezőgazdasági-, mind pedig a lakott területeken egyaránt. (http7).

Az utóbbi másfél-két évtizedben gyakoribbá váló időjárási szélsőségekre felkészülve a Szent László-patak rehabilitáción esett át 2018 és 2021 között annak több szakaszán (http7). A projekt a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív program éves fejlesztési keretének megállapításáról szóló 1084/2016. (II. 29.) Korm. határozat értelmében a klímaváltozás hatásaihoz való alkalmazkodásról szóló 1. prioritási tengely mentén valósult meg a KEHOP-1.5.0 „Dombvidéki vízgazdálkodás fejlesztése” konstrukció keretében. A kitűzött célok olyan beavatkozások megvalósítása volt, amelyek egyaránt szolgálják a környezeti értékek védelmét, a vizek jó ökológiai, vízminőségi és mennyiségi állapotának elérését, a bel-, és csapadékvízzel, mint vízkészlettel való gazdálkodás fejlesztését és a vizek kártételei ellen való védelmének szintnövelését (http4). 2023-ra a Szent László-patak vízrendezésének második üteme is lezárult Martonvásár, Ráckeresztúr és Ercsi térségében, az általam vizsgált szakaszon. A második ütemben a cél az volt, hogy mérsékeljék az éghajlatváltozás felszíni és felszín alatti vizekre gyakorolt káros hatásait, ezzel javítva a vízfolyás vízgazdálkodását. Ez elősegíti a vízhiányos időszakokban jelentkező vízigények kielégítését, növeli a természetes vízkészletek hasznosíthatóságát (http5, http9). A lehulló csapadék tározása nem csak csökkenti a vízkár kockázatot, hanem enyhítheti a szárazabb időszakokban jelentkező vízhiányt, illetve megfelelő műszaki kialakítással élőhelyet biztosít számos növény és állatfaj számára. A végrehajtott műszaki megoldások lassítják a lefolyást, elősegítik a csapadékvíz helyben tartását, egyenletesebbé teszik a vízhozamot és lehetőséget biztosítanak a hasznosítható vízmennyiség növelésére a vízgazdálkodás helyzetének javítása érdekében. A tervezés során nagy hangsúlyt kapott a vízfolyás vízminőségének, ökológiai állapotának javítása, a meder természetes jellegének helyreállítása (http7).

2.3.2 Vízkivétel a Szent László-patakból

Az öntözés stratégiai szerepet játszik a termelékenység és a vidéki megélhetés javításában. A vízfolyás a forrástól a Váli-vízbe történő torkollásáig a jobb és bal partján egyaránt számos helyen találkozik mezőgazdasági művelés alatt álló területtel. Így nem meglepő, hogy a patak jelentős mezőgazdasági vízigényt elégít ki (http5). A Szent László – patakhoz kapcsolódó, élő engedéllyel rendelkező, ténylegesen öntözött területek 121,3 ha-t tesznek ki (http3). Ez az alsó szakaszon négy öntözési célú vízkivételi pontot jelent, melyből

három kísérleti célú mezőgazdasági termelést szolgál, egy pedig magánszemély tulajdonában lévő ültetvényt lát el öntözővízzel (KDTVIZIG adatszolgáltatásai alapján 2024).

Az öntözési célú vízkivételen kívül a Szent László-patak számos horgász-, rekreációs- és dísztavat táplál, mely a középső és alsó szakaszon 16 vízmegtartást eredményez a Középdunántúli Vízügyi Igazgatóság (KDTVIZIG) szerint ([http3](#)).

2.4 Felszíni vizeket érintő potenciális szennyezőanyagok a tisztított szennyvízből

A különböző fizikai, kémiai és biológiai ágensek által jelentett terhelés és szennyezés hatására a felszíni- és felszín alatti vizek fizikai, kémiai és ökológiai tulajdonságai megváltozhatnak. Részben vagy teljesen alkalmatlanná válhatnak az ivóvízellátásra, az ipari, mezőgazdasági és egyéb célú felhasználásra, valamint a természetes életközösségek számára. A vízszennyezés ugyan lehet természetes eredetű is, de elsősorban az emberi tevékenységek okozzák ([http10](#)).

Az ivóvízhasználat és az ipari termelés során keletkezett szennyvizet el kell vezetni és meg kell tisztítani annak érdekében, hogy ne szennyezze környezetünket. A szennyvízkezelés célja a szennyező anyagok minél nagyobb mértékű eltávolítása ([http11](#)). A szennyvíztisztító telepekről kibocsátott tisztított szennyvíz a tisztítást követően a felszíni víztestekbe kerül.

A kibocsátott tisztított települési szennyvizek minőségére vonatkozó követelmények a felszíni vízbe történő bevezetés előtti helyen technológiai határértékek mögé vannak szorítva, ám ezek a határértékek csupán a dikromátos oxigénfogyasztásra (KOI_k), biokémiai oxigénigényre (BOI_5), összes lebegőanyagra, valamint összes foszforra és összes nitrogénre vannak meghatározva (28/2004 (XII. 25.) KvVM rendelet). Számos, potenciális veszélyes szennyező anyagra nincs határérték, így azok ellenőrizetlenül kerülhetnek bele a befogadóba.

Felszíni vizeket potenciálisan szennyező anyagok a foszfor és a nitrogén, melyekre határértékek vannak meghatározva. Lényeges, hogy a szennyvíztisztító telepekről kibocsátott tisztított szennyvízben lévő, még mindig nagy mennyiségben lévő nitrogén és foszfor a természetes vizekbe jutva ne okozzon eutrofizációt. A megfelelő szennyvízkezelés után a vízben maradó szennyezéseket a befogadó természetes víz öntisztító képessége bontja le, ám a szennyvíztisztító telepekről kibocsátott tisztított szennyvíz szervesanyag tartalma, melyet a biokémiai oxigénigény (BOI_5) jelez, a folyóvizek oxigénháztartását tönkre teheti. Ez a vízi ökoszisztémák károsodását okozhatja, melyből kifolyólag halpusztulás és egyéb vízi élőlények pusztulása következhet be. A háztartásokból származó tisztítás utáni éves átlagos nitrogén-,

foszfor- és a szervesanyag-terhelés mennyiségei statisztikai felmérések alapadataiból becsülhetők, de a mezőgazdaságból, illetve az iparból származó kibocsátás adatai nem teljes körűek, vagy nem elérhetőek (http11), így nem becsülhető az általuk okozott kár sem. A Központi Statisztikai Hivatal (KSH) által az emissziós adatokat a szennyvíztisztító telepekhez kapcsolt háztartásokban élő lakosság becsült adataiból számított, alábbi éves tisztítás előtti kibocsátási fajlagos tényezőkkel: a nitrogénkibocsátási tényező: 4,4 kg N/fő, a foszforkibocsátási tényező: 1,0 kg P/fő (http11). Ezek az adatok csak azokról a településekről származnak, ahol a háztartásoknak lehetőségük van szennyvizüket közüzemi csatornahálózattal elvezetni szennyvíztisztító telepre. A KSH által készített térkép szerint számos Somogy-, Baranya-, és Tolna vármegyei településen nincs közüzemi csatornahálózat. Arról pedig, hogy illegálisan hány háztartás nem él a csatornahálózat használatának lehetőségével, arról végképp nem rendelkezünk pontos adatokkal, ám a felszíni vizek terhelését igencsak megnövelik.

A VGT3 szennyvízterhelésekről szóló adatbázisában fel vannak tüntetve a cink, réz, króm, higany, kadmium, nikkel, ólom, anyagok, ám pontos kibocsátott mennyiségről szóló adatok nincsenek feltüntetve, hiszen nincsenek rájuk vonatkozó kibocsátási határértékek. Jelenlétük esetén szabályozás nélkül bejutnak a tisztított szennyvízzel együtt a felszíni vizekbe. A nehézfémek rendkívül veszélyesek az élő szervezetek számára és súlyosan károsítják az ökoszisztémákat is. A felsorolt nehézfémek a fotoszintézist is gátolhatják. A növényekben való felhalmozódása révén a táplálékláncon keresztül az emberi szervezetbe is eljuthat. Ezen nehézfémek egy része emberben bizonyítottan rákkeltő hatást fejt ki, némelyikük pedig magzatkárosító hatással bír (Gulyás, 2020). A higany, eredhet háztartási vegyi anyagok (pl. festékek) használatából, illetve eredeztethető a régi fogászati technológiából (Gulyás, 2020). A higanyt tartják az egyik legnehezebben eltávolítható fémnek. Amennyiben a szennyvízben kimutatható a higany, az eleveniszapos tisztítás csupán 20-60%-os csökkenést tud eredményezni (Buzier et al., 2006).

Számos policiklusos aromás szénhidrogén, azaz PAH vegyület kerülhet be a tisztított szennyvízzel együtt az élővizekbe. Ezen anyagokra sincs meghatározva technológiai határérték. Az előfordulásuk azért gyakori a szennyvízben is, mert létrejöhetnek növényi- állati sejtek bomlásakor, tüzelő- és üzemanyagok elégetésekor, de benne vannak a fáradt étolajban, sőt a feketekávéban is.

A növekvő jelentőségű mikroszennyezők (Emerging Micropollutants) nem feltétlenül új kemikáliák a környezetben, csak jelenlétük és jelentőségük mostanra tisztázódott. Az analitikai módszerek fejlődésével váltak kimutathatóvá élő- és szennyvizekből (http12). Problémát nem csak az akut, hanem jellemzően a krónikus toxicitásuk miatt okozhatnak.

Ezeknek a szennyező anyagoknak a többsége nem, vagy nagyon nehezen bomlik le (Trapido et al., 2014). A vízi szervezetek egész életük során ki vannak téve ezen vegyületeknek kis koncentrációjának. Főleg azokon a vízi élőhelyeken, ahol szennyvízbevezetés történik.

A növekvő jelentőségű mikroszennyezők közé soroljuk a gyógyszermaradványokat, kozmetikumokat és személyes higiéniai szereket (**P**ersonal **C**are **P**roducts **PCP**), a hormonokat, hormonháztartást károsító vegyületeket (**E**ndocrine **D**isrupting **C**hemicals -**EDC**), nanovegyületeket, peszticideket, élelmiszeradalékokat és ezek metabolitjait. Ide tartoznak még az ipari adalékanyagok, égésgátlók, felületaktív anyagok (Trapido et al., 2014). Ide sorolhatjuk a koffeint és a nikotint is (http12).

Az EDC-k egyre nagyobb aggodalomra adnak okot, mivel képesek beavatkozni a természetes endokrin jelátviteli tevékenységekbe. Már kis koncentrációban is képesek megzavarni a természetes hormonok termelődését, kötődését, transzportját, kiürülését. Tudományosan bizonyított tény, hogy az EDC-k expozíciója reprodukív, fejlődési és anyagcserezavarokhoz vezethet. Ezen káros anyagok hatására kialakulhat emlő-, petefészek-, here- és prosztaták, a pubertás kor kezdete hamarabb bekövetkezhet, a spermiumok száma csökkenhet és még más számos egészségkárosodási hatást is okozhatnak (Vámosi, 2021).

Számos környezeti vegyi anyag vehet részt a nemi differenciálódás és a szaporodási rendellenességek kialakulásában, melyek képesek imitálni vagy antagonizálni az endogén hormonok, mint például az ösztrogének és az androgének hatásait. Ezek a szintetikus EDC-k nehezen bomlanak le, így sok éven keresztül érintetlenek a környezetben, és felhalmozódhatnak az állatok és az emberek zsírszövetében, az emberi vérben, az anyatejben, a tengeri emlősökben, valamint a tengeri és édesvízi halakban (Michelini et al., 2005).

Gyógyszermaradványok közül az antibiotikumokat, a gyulladáscsökkentőket, a láz és fájdalomcsillapítókat említem meg, hiszen ezek szinte minden háztartásban jelen vannak és alkalmazzák őket. Ezek általában biológiailag aktív vegyületek, melyek hasonló hatást válthatnak ki a nem-célszervezeteken. Biodegradációjuk lassú és nehézkes. Gyakran vízdélékonyak, így a szennyvizekben, majd élő vizekben megjelennek, ezért elengedhetetlen lenne a gyógyszermaradványok koncentrációjának vizsgálata a kifolyó szennyvízben és a befogadó közegben, valamint az eltávolítási hatékonyság növelése a szennyvízkezelés során. (Gerencsérné et al., 2015)

A gyógyászati kemikáliákon kívül a kozmetikumok és személyes higiéniai szerek is megtalálhatóak minden háztartásban. A PCP-k számos endokrin rendszert károsító anyagot is tartalmazhatnak (Trapido et al., 2014).

2.4.1 Szennyvíztisztítók a Szent László-patak mentén

A Szent László-patak több pontján ipari és települési tisztított szennyvizet fogad be (2. ábra) ([http3](#)).

A patak felső szakaszán Héreg és Tarján településen kommunális szennyvíztisztító telep működik az Északdunántúli Vízmű Zrt. kezelésében. A VGT3 2018-as besorolása alapján a tápanyag- és szervesanyag terhelés hatásuk nem jelentős befogadóra. (BOI: 292 kg/év; KOI: 1461 kg/év; N: 464 kg/év; P: 136 kg/év; lebegőanyagtartalom: 183 kg/év) ([http13](#)).

A patak középső szakaszán Bicskén működik kommunális és ipari szennyvíztisztító telep is, melyek a Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság kezelése alá tartoznak. A VGT3 szerint az ipari szennyvízterhelés egy porfestő- és egy húszüzemből származik. Ezek lehet, hogy jelentős házást fejtenek ki a befogadóra. (Húszüzem: BOI: 40643,5 kg/év; KOI: 80165,8 kg/év; P: 2522,7 kg/év ([http13](#)). A KDTVIZIG (adatszolgáltatás 2024) vízhasználati adatai alapján a patakot egy Sütőüzem kommunális szennyvízelvezetése is terheli, mely egy 36 m³-es, két kamrás oldómedencéből kerül az élővízbe, ez azonban a VGT3 szennyvízterhelések mellékletében ([http13](#)) nem szerepel.

A bicskei kommunális szennyvíztisztító telep 2023-ra fejlesztésen és csatornahálózat bővítésen esett át ([http14](#)), ám előtte a VGT3 2018-as besorolása alapján a kommunális tisztított szennyvíz tápanyag- és szervesanyag terhelés hatása jelentős volt a befogadóra. Jelenleg Bicske város szennyvíztisztító telepe kezeli Csabdi és Mány települések szennyvizét is totáloxidációs, eleveniszapos eljárással iszapstabilizációval, nitrifikációval, denitrifikációval, és biológiai foszfor eltávolítással. A korábbi szennyvíztisztító telep technológiai fejlesztése és korszerűsítése után a biológiai tisztítási kapacitás 20 232 lakossági egyenérték (LE), illetve a tervezett hidraulikai kapacitása 2492 m³/nap ([http14](#)).

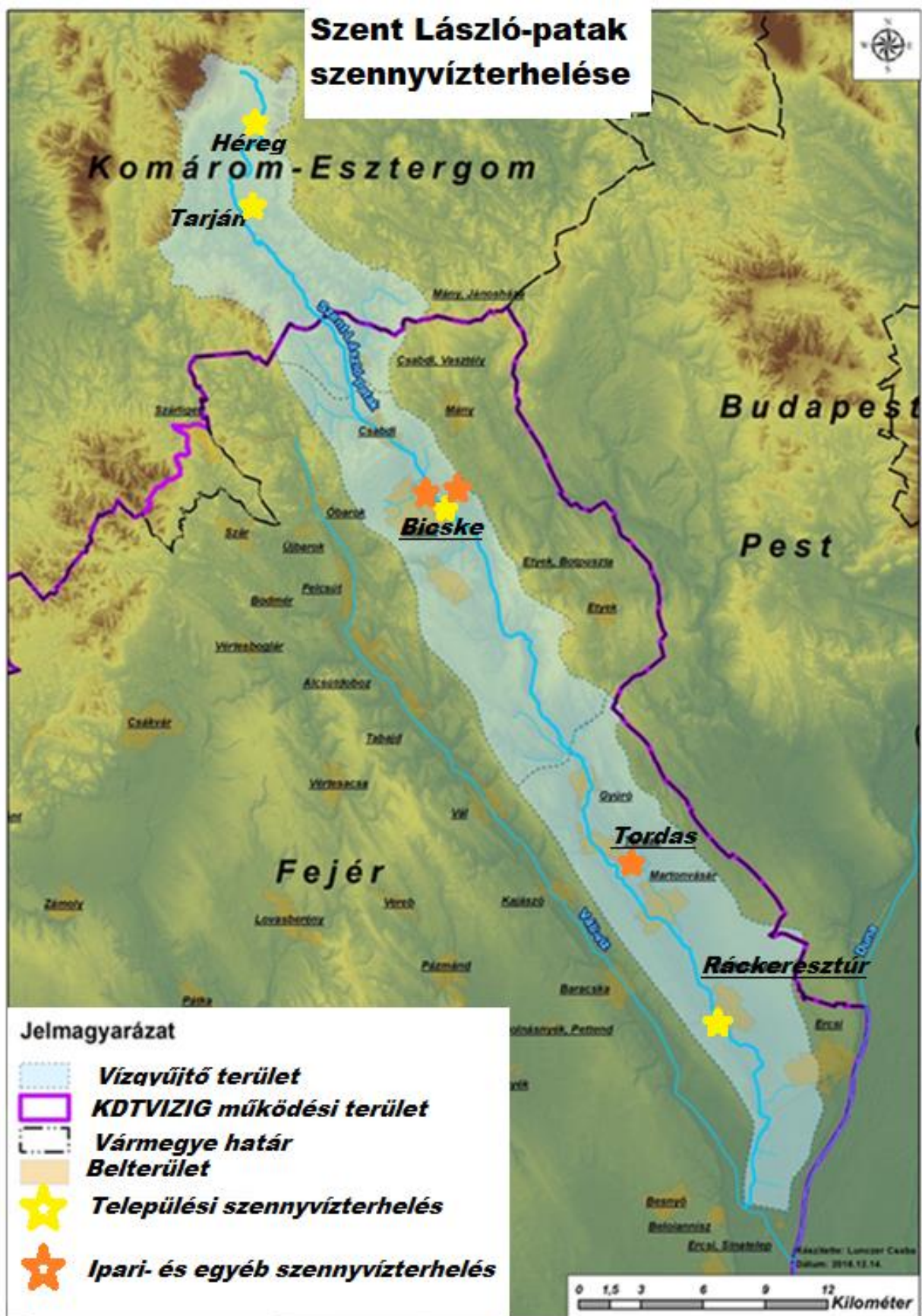
Az alsó szakasz szintén a KDTVIZIG kezelése alá tartozik. A vízfolyás Tordas településen szolgáltatóipari szennyvízterhelést kap, mely az Értelmi Fogyatékosok és Pszichiátriai Betegek Otthonából ered. A tisztító berendezései: szűrő, szippantott szennyvíz előkezelő 32 m³ térfogattal, biológiai tisztító berendezés, fertőtlenítő műtárgy, majd ezután következik a tisztított szennyvízelvezetése ([http3](#)). Ez a VGT3 szerint szintén lehet, hogy jelentős hatást fejt ki a befogadó víztestre.

Ugyancsak az alsó szakaszon, Martonvásáron két szennyvízbevezetés is érinti a patakot. Az Agrártudományi Központból, és annak lakótelepéről kommunális szennyvízelvezetés történik eleveniszapos, totáloxidációs biológiai tisztítást követően. Pár száz méter múlva a Harmónia-Gondviselés Nonprofit Kft. Idősek otthonából eredő szennyvizet egy SINGULAIR

biológiai házi szennyvíztisztító berendezés kezeli, mielőtt belefolyik a patakba (KDTVIZIG adatszolgáltatás 2024). A martonvásári szennyvízterhelések nem jelentek meg a VGT3-ban, így nincs információ arról, hogy milyen hatással vannak az élővízre.

A patak utolsó szennyvízbevezetése a Ráckeresztúron működő kommunális szennyvíztisztító telepről származik, mely négy település, nevezetesen Gyúró, Tordas, Martonvásár és Ráckeresztúr lakossági szennyvizét tisztítja. Ennek tápanyag- és szervesanyag terhelés hatása a befogadóra a VGT3 2018-as besorolása alapján jelentős, ezért itt végeztem a vizsgálataimat. Ez a szennyvíztisztító telep nagyszabású felújításon esett át a közelmúltban.

Az Észak- és Közép-dunántúli szennyvízelvezetési és- kezelési fejlesztés 1. ÉKDU 1 – KEHOP-2.2.1-15-2015-00021 projekt célja a szennyvízcsatorna-hálózat igénybevételének növelése volt, valamint az érintett települések lakossága körében, a környezetterhelés és a lakossági rezsiköltség csökkentése, illetve a gazdaságos üzemeltethetőség biztosítása. Legfőbb cél viszont egy korszerű tisztítómű létrehozása volt a jelenleg hatályos hazai és EU-s normák, jogszabályi előírások, irányelvek, határértékek betartása mellett a térség környezetkímélő élhetőségének biztosítása érdekében. A felújítást követően az eleveniszapos biológiai tisztítás az anoxikus és az anaerob medencékben, a két levegőztető reaktorban, illetve az utóülepítőben megy végbe. 2019-re a ráckeresztúri létesítmény naponta 1600 m³ szennyvizet és 130 m³ szippantott anyagot tudott fogadni a zárt csatornahálózaton keresztül ([http15](http://15)). A projekt eredményessége szemmel láthatóvá vált számomra is, ugyanis a patak befolyás utáni élővilága nem változik meg élesen a befolyás előtti élővilágtól. A növényzet nem gyérült meg (3. ábra) és nincs látványos halpusztulás sem.



2. ábra: Szent László-patak és vízgyűjtőjének szennyvízterhelése (Forrás: <http6> alapján módosítva)



3. ábra: A ráckeresztúri szennyvíztisztító telep befolyása 2023 nyarán. Forrás: saját fotó

2.4.2 Lehetséges mezőgazdasági eredetű terhelések a Szent László-patakban

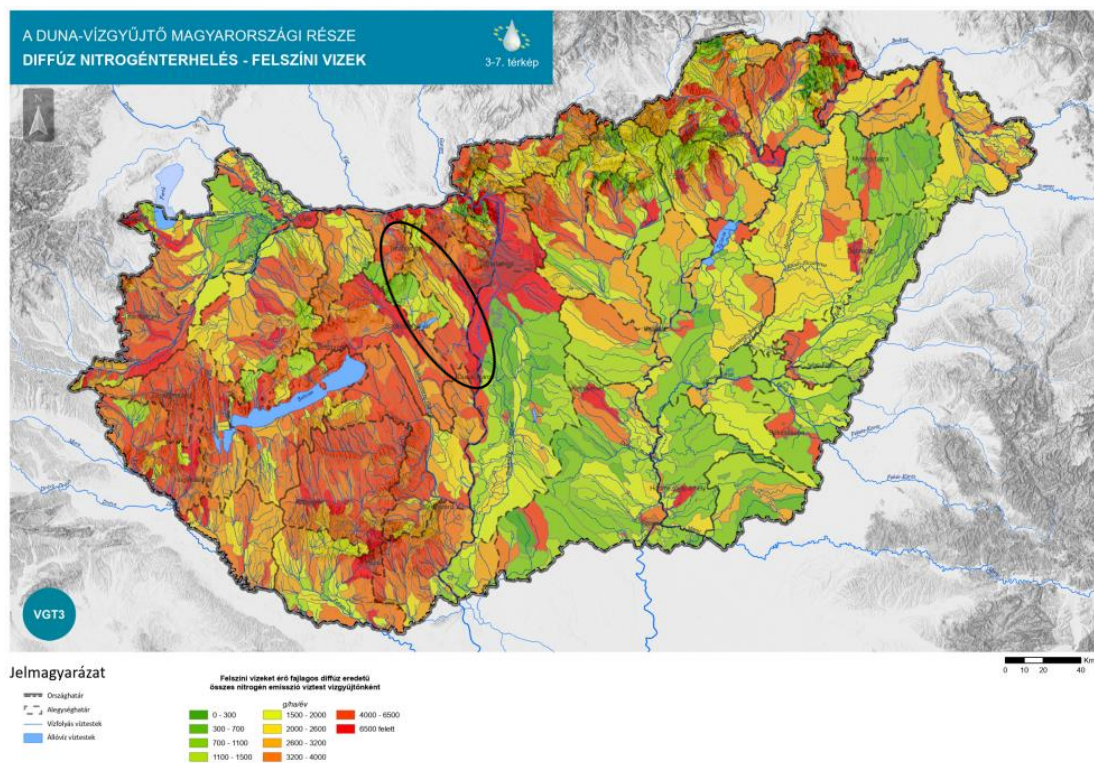
Számos nyugat-európai országban közzismert tény, hogy a szervesanyag terhelés legnagyobb arányban mezőgazdasági eredetű. A vízszennyezésben a mezőgazdaság óriási szerepet játszik, amely nem mellesleg világszerte a vízhasználatok 70 %-át adja. Az Európai Unióban a víztestek 38%-a esetében jelentős mértékű a mezőgazdasági szennyezés ([http16](http://16)). A

legtöbb magas jövedelmű országban és sok feltörekvő gazdaságban a mezőgazdasági szennyezés máris felülmúlta a települések és az ipar által okozott szennyezést (http17). A gazdaságok nagy mennyiségű kemikáliát, szerves anyagot, állatgyógyászati szermaradványt juttatnak a felszíni és felszín alatti vizekbe (Mateo-Sagasta et al., 2017). A mezőgazdasági termelés növekedésével egyre fontosabbá válik a felszíni vizeket érő diffúz terhelések feltárása, pontos felmérése és azok hatásainak meghatározása, mivel az ebből eredő vízszennyezés bizonyítottan veszélyezteti a vízi ökoszisztémákat, az emberi egészséget és a termelő tevékenységeket egyaránt (http18).

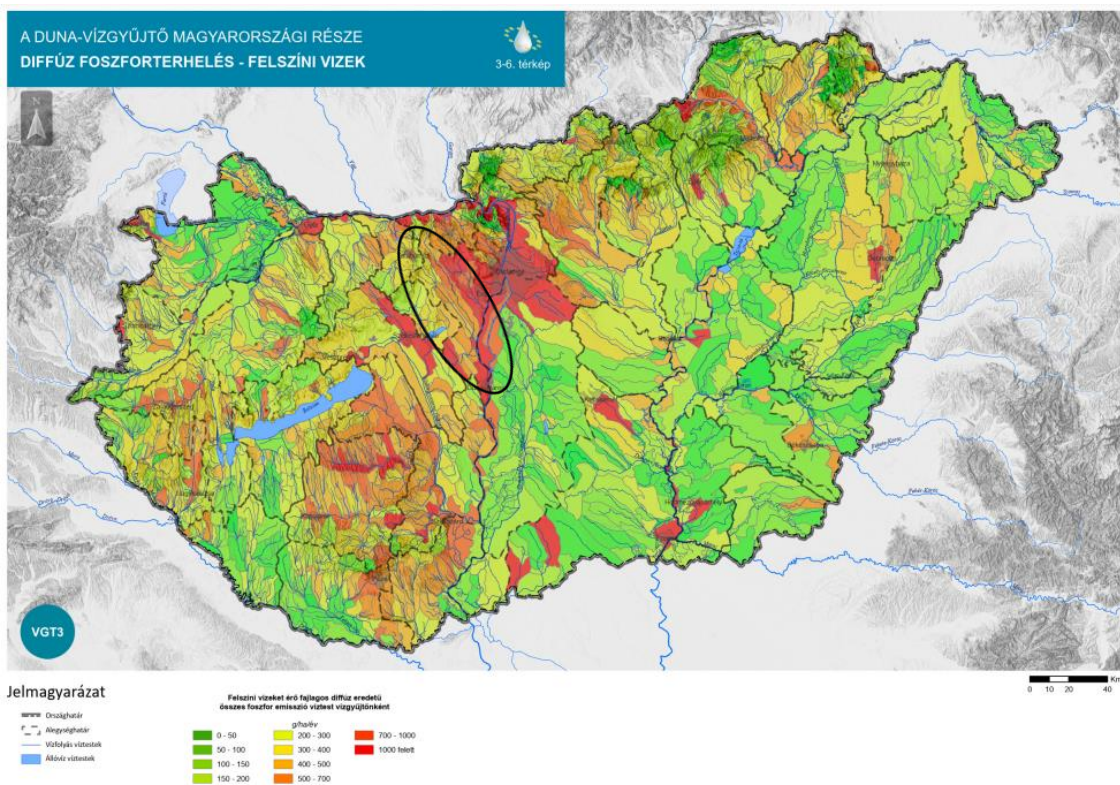
A vízminőségre gyakorolt mezőgazdasági nyomás főként a növénytermesztési és állattenyésztési ágazatokból, valamint az akvakultúrához köthető termelési tevékenységekből származik. Ezek az ágazatok nagy mértékű fejlődésen mentek keresztül az elmúlt évtizedekben annak érdekében, hogy kielégítsék a növekvő népesség és annak étkezési szokásainak változásával járó növekvő élelmiszerigényt (Mateo-Sagasta et al., 2017). A mezőgazdaság növekedését felerősítette a termelésbe bevont területek terjeszkedése is. Ezen felül az igényeket kielégítő növénytermesztés globális és intenzív növekedését olyan inputok felhasználásával tudták elérni, mint a peszticidek és a műtrágyák használata. Ezek a műtrágyák és permetszerek kiválóan oldódnak vízben, így a csapadék beszivárgásával könnyen bejutnak a talajvízbe. Ezen herbicidek és műtrágyák lebomlása oxigénszegény környezetben igen lassú. A talajvízben felhalmozódó szennyezések a különböző természetes utánpótlási útvonalakon és a mélyebb rétegeket célzó fúrások mentén, fokozatosan eléri az egyre mélyebb rétegeket is. A szennyezett talajvíz felfelé mozgása - különösen a csapadékszegény időszakokban, és a talajeróziós bemosódás a lejtős szántóföldekről, valamint a belvízelvezetés a felszíni vizek minőségét erősen befolyásolja (Vámosi, 2021).

A mezőgazdaságból származó nitrát a leggyakoribb kémiai szennyeződés a világ felszín alatti víztartó rétegében (http17). Magyarországon az intenzív műtrágyázásból eredő nitrát kimosódások mellett számottevő a foszforterhelés is (4. és 5. ábra).

Magyarország felszíni és felszín alatti vizeinek többségét is érinti a mezőgazdasági tevékenységből származó szervesanyag- és növényitápanyag-terhelés (4. és 5. ábra). Mivel a Szent László-patak vízgyűjtő területének nagy részén folyik mezőgazdasági termelés, így az ebből származtatható terheléseket valószínűnek tartom a patakra nézve.



4. ábra: Diffúz nitrogénterhelés a felszíni vizekben (http19) és a Szent László-patak vízgyűjtő területének környékén (fekete oválissal jelölve)



5. ábra: Diffúz foszforterhelés a felszíni vizekben (http20) és a Szent László-patak vízgyűjtő területének környékén (fekete oválissal jelölve)

Az állattartásból származó szennyezések is valószínűsíthetően jelen vannak a Szent László-patakban. Csak a vizsgált 5,5 km-es szakaszon a vízfolyástól mért 600 m távolságon belül két tejelő szarvasmarha telepről, egy sertés telepről és egy nagyobb egyedszámmal rendelkező háztáji sertéstartásról van tudomásom.

Az állattenyésztés elsősorban a keletkező trágyával és állatgyógyászatban használt vegyszerekkel szennyezi a környezetet, másodsorban az állati tetemekkel és állatról emberre terjedő zoonózisokkal okozhat veszélyeket. Utóbbiak azonban tulajdonképpen kis volument képeznek. Haváriát abban az esetben okoznak, ha a kezelés technológiája nem megfelelő, vagy nem tartják be azt (Marton, 2005).

Az állattartó telepekről történő beszivárgás nagy dózisban eredményezhet nitráatterhelést. Nem zárom ki, az állattartásból származó antibiotikumok és hormonok jelenlétét sem a patakból, melyet a következő alfejezetben ismertetek.

2.5 Ökotoxikológiai tesztek szerepe a vízminőség vizsgálatában

Az ökotoxikológia a környezetben előforduló vegyi anyagok, valamint az azokkal szennyezett környezeti elemek és az élőlények egymásra hatásával foglalkozik. A biológiai szerveződés különböző szintjein bekövetkező káros hatásokra összpontosít a molekuláris szinttől a sejt-, szövet-, szerv- és egyedszinten át a populációk és társulások szintjéig (Halász, 2010).

A környezetünkben előforduló vegyi anyagok meghatározása és az okozott kockázat becslése nem elegendő a kérdéses anyagok összes koncentrációjának meghatározása (Halász, 2010). A felszíni vizek kémiai jellemzése önmagában nem szolgáltat specifikus biológiai információt a szervezetekre gyakorolt potenciális veszélyekről, különösképpen, ha a szennyeződések keverékei jelen. Ezért az ökotoxicitási tesztek hasznos eszköznek bizonyulhatnak a kémiai információ támogatásában (Peer, 2018). Ilyen ökotoxikológiai teszteket végzek a vizsgált mintáimon is, mivel feltételezem, hogy többféle szennyező egyszerre terheli a vízfolyást. Bár a Víz Keretirányelv nem írja elő a laboratóriumi biológiai vizsgálatokat a vízi környezet minőségének felmérése érdekében, az Európai Bizottság támogatja a hatásalapú megfigyelés alkalmazását (Roberta et al., 2014). Az ökotoxikológiai módszerek jelentőségét jól mutatja, hogy több mint negyven, jelentős részben az Európai Szabványügyi Bizottság által is átvett ISO szabvány foglalkozik a talajok és vizek minőségének értékeléséhez kapcsolódó biológiai vizsgálatokkal (Halász, 2010).

2.5.1 Ökotoxikológiai tesztek vízminták és üledékminták toxicitásának értékeléséhez

A víztest üledéke megbízható mutatója a víztest ökológiai állapotának. Az üledékágy élőhelyet biztosít a növény- és állatvilág számára, valamint a szennyező anyagokat elsüllyeszti és akkumulálja. A szennyező anyagok a víz és az üledékek között váltakozhatnak, ezért az üledékekhez kapcsolódó szennyezők káros hatással lehetnek a vízi ökoszisztémára (Liu et al., 2017). A szilárd üledék közvetlen tesztelésére többnyire olyan élőlényeket alkalmaznak tesztorganizmusként, amelyek életciklusukat, vagy annak egy részét az üledékben vagy annak felszínén töltik, és laboratóriumi körülmények között könnyen tenyészthetők (Halász, 2010).

A Víz Keretirányelv végrehajtásával számos javaslat született a biológiai vizsgálatok elvégzésére, valamint a folyók ökológiai és kémiai állapotának felmérésére (Escher et al., 2008). A szennyezett vizek és üledékek toxikus hatásának vizsgálatára közvetlen kontakt bioteszteket is kifejlesztettek (Gruiz et al., 1998).

2.5.2 Ökotoxikológiai vizsgálatok vízi szervezetekkel

2.5.2.1 *Daphnia magna*, mint vízi modellszervezet

A *Daphnia* nemzetség több mint 100 édesvízi planktonszervezetet foglal magában. A *Daphniák* szűrővel táplálkozó vízibolha-félék. Különféle álló és folyó édesvizekben élnek, ahol kiszűrrik a baktériumokat, algákat, cianobaktériumokat, protozoonokat és más, a vízben lebegő apró részecskéket. A *Daphnia* kulcsfontosságú szerepet tölt be elsődleges fogyasztóként az édesvízi vízi táplálékláncban, mivel a ragadozó gerinctelen állatok és halak táplálékát jelenti.

Édesvízi környezet minőségi laboratóriumi értékelésének egyik fő szabványorganizmusa a *Daphnia magna* ágascsapú rák (Roberta et al., 2014). A *Daphnia magna* az egyik leggyakrabban használt modellszervezet a gyógyszerek és xenobiotikumok széles körének, például antibiotikumok, rákellenes szerek, antidepresszánsok, gyulladáscsökkentők, béta-blokkolók és lipidszabályozó szerek toxicitásának felmérésére. A *D. magna* alkalmazása toxikológiai vizsgálatokban 1944-ben kezdődött ipari szennyvízben található anyagok toxicitásának felmérésére. Jelenleg az OECD által szabványosított immobilizáción és szaporodás-gátláson alapuló *Daphnia sp.* toxicitási teszteket használják ökotoxikológiai vizsgálatokban (Tkaczyk et al., 2021).

A *Daphnia* fajok közül sok nálunk is őshonos, így releváns a hazai ökotoxikológiában (Ács, 2010). Ezekkel a tesztorganizmusként végzett akut toxicitási teszteket ISO 6341:1996,

10706:2000; OECD Test No. 202, 211; és ASTM E1193 – 97(2004) szabványokkal is alkalmazhatjuk (Ács, 2010).

2.5.2.2 Biolumineszcencia mikroorganizmusok szerepe a vízi ökotoxikológiában

A biolumineszcencia a fény biokémiai reakciójának eredményeként keletkezik. Ilyenkor egy enzim átalakítja a szubsztrátját, a reakció elsődleges terméke pedig egy gerjesztett állapotú molekula, amely a felesleges energiától foton kibocsátásával szabadul meg (Merkl & Kele, 2015).

A biolumineszcencia gátlási teszt egy integratív teszt, amely elsősorban nemspecifikus hatásokat észlel, és az összes szerves mikroszennyező keverék hatásait bemutatja (Escher et al., 2008). A mérgező anyag változásokat idéz elő a sejt állapotában, amelyek a biolumineszcencia csökkenésében mutatkoznak meg, ami megfelelően kialakított fotométerrel mérhető. A toxikus hatás és a fénykibocsátás csökkenése arányosak egymással (Keresztényi, 2008).

A biolumineszcencia gátlás vizsgálatának egyik változata *Aliivibrio fischeri* baktériummal végezhető. Ez egy széles körben használt biológiai vizsgálat a felszíni vizek akut és krónikus ökotoxikológiai vizsgálatára. Egy nagyszabású EU-s körvizsgálat után megerősítették a vizsgálati módszer jó reprodukálhatóságát és a szennyvíztisztító telepek mintáira való alkalmazhatóságát (Escher et al., 2008).

2.5.2.3 Hormonhatás vizsgálatok

Az élesztő alapú ösztrogén szűrővizsgálatot (YES – yeast estrogenic screen) széles körben alkalmazzák a szennyvizek és a felszíni vizek ösztrogénaktivitásának értékelésére (Escher et al., 2008).

Az endokrin rendszert károsító vegyületek és anyagok detektálására az analitikai módszerek igen költségesek, időigényesek, speciális műszereket igényelnek és ami a legfontosabb, nem képesek megjósolni az EDC-k komplex biológiai hatásait, illetve az ED hatás típusát (Eldridge et al., 2007).

A Tennessee Egyetem munkatársai az analitikai módszerek kiegészítéseként különféle egészsejtes biológiai vizsgálatokat fejlesztettek ki, mint például a két biolumineszcencia élesztőgomba törzset, a BLYES-t és a BLYAS-t (Eldridge et al., 2007; Sanseverino et al., 2005, 2009). Ezek olyan egész sejt biológiai vizsgálatok, amelyek genetikailag módosított *Saccharomyces cerevisiae* (élesztőgomba) bioriportereket alkalmaznak az ösztrogén, illetve az

androgén aktivitások kimutatására. A tesztszervezetek alkalmasak a szennyezőanyagok mellett a környezeti elemekben potenciálisan jelen lévő, humán ösztrogén- és androgénreceptorokhoz kötődni képes xenobiotikumok jelenlétének a vizsgálatára is. A BLYES tesztszervezet genomjába humán ösztrogén receptort, a BLYAS-ba pedig humán androgén receptort kódoló gént építettek be, melyről ösztrogén- illetve androgén receptorok fejeződnek ki. Az élesztő sejtbe beültettek lux génkazettát is, amely segítségével a tesztszervezet képes a biolumineszcenciára. Biolumineszcencia akkor alakul ki, ha egy endokrin diszruptor anyag az ösztrogén- vagy androgénreceptorhoz képes kötődni. Ekkor létrejön a plazmidon lévő humán ösztrogén/androgén válaszelem (ERE/ARE) és a receptorhoz való kötődés hatására kialakul molekula komplex közötti kapcsolat. Ha ez megtörtént, létrejön a lux gének indukciója, - amelyeket az élesztő promóterei mögé építettek be, - így a fénykibocsátás szintje megemelkedik (Sanseverino et al., 2009).

Kontrollként az élesztő BLYR (Bioluminescens Yeast Reporter) konstitutív törzsét használtuk fel, mely citotoxicitás mérésre szolgál. Ebben az esetben, ha toxikus a tesztanyag, a sejt a fénykibocsátás csökkenésével válaszol (Sanseverino et al., 2009).

A BLYES/BLYAS/BLYR élesztő alapú vizsgálatok gyors és nagy áteresztőképességű EDC észlelést tesznek lehetővé az endokrin rendszert károsító tevékenységek kimutatására a környezeti mintákban. Világszerte sikeresen alkalmazzák őket a felszíni, ivóvíz és szennyvíz kémiai szűrésére, értékelésére és EDC-monitorozásra (Xu et al., 2020).

3. Anyag és módszer

3.1 Mintavételezés

A Szent László-patak mintavételezése négy alkalommal, nyár végén, ősszel, télen és tavasszal történt, öt mintavételi helyszínen Ráckeresztúr térségében (1. táblázat és 6. ábra). A mintavételi helyszínek a lehetséges szennyezőforrások előtt és után kerültek meghatározásra. Az első mintavételi alkalomra 2023.10.02-án került sor. Ezen az októberi napon az időjárás száraz, meleg, nyárias volt. A második mintavételi alkalom 2023.11.27-én történt egy hűvös őszevi napon. A harmadik mintavételi alkalom 2024.01.24-én télen volt, míg az utolsó 2024.03.03-án. A mintavételi dátumok és az időjárási viszonyok szinte egy éves, négy évszakos mintavételi sort reprezentálnak.

1. táblázat: A Szent László-patakból Ráckeresztúr területén vett minták pontjai.

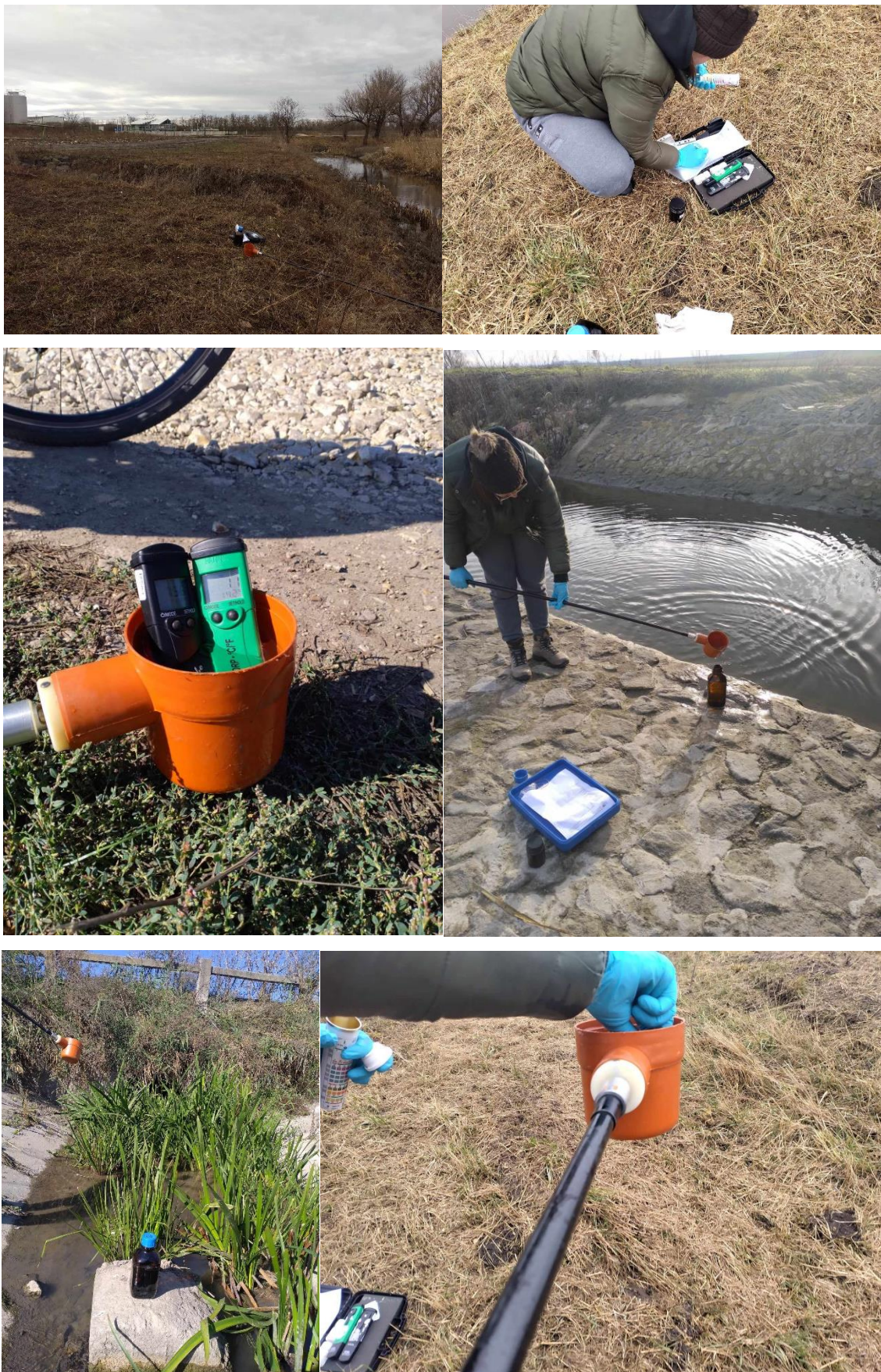
	Mintavételi pont jele	Mintavételi pont GPS koordinátája	Mintavételi pont jelentősége
1.	RCK_I.	47.29451, 18.80836	Tejelő szarvasmarha telep közvetlen szomszédsága előtt
2.	RCK_II.	47.28047, 18.81969	Tejelő szarvasmarha telep közvetlen szomszédsága után
3.	RCK_III.	47.26031, 18.83306	Ráckeresztúri szennyvíztisztító telep előtt
4.	RCK_IV.	47.25937, 18.83405	Ráckeresztúri szennyvíztisztító telep után
5.	RCK_V.	47.25703, 18.84459	Ráckeresztúri szennyvíztisztító telep után



6. ábra: Mintavételezési pontok a Szent László-patakból Ráckeresztúr térségében. (Forrás: <http21> alapján módosítva)

A felszíni víz és üledékminták vételezéséhez és a vizsgálatok elvégzéséhez az eszközöket a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Akvakultúra- és Környezetbiztonsági Intézet biztosította. A vízmintákat egy hosszabbítható szárú teleszkópos nyélre rögzített, félig nyitott merítőhenger segítségével vettem gumikesztyűben. 1 L-es steril barna üvegekbe, az üledékmintákat 200 g-os barna talajos porüvegekbe gyűjtöttem (7. ábra). Mindegyik mintavételi alkalommal mintavételi jegyzőkönyvet készítettem (7. ábra), melyben rögzítettem a vízminták hőmérsékletét ($^{\circ}\text{C}$), pH értéket, vezetőképességet ($\mu\text{S}/\text{cm}$), redoxpotenciálját (ORP, mV-ban kifejezve), összkeménységet (GH), karbonátkeménységet (KH), klór-tartalmát, nitrit (NO_2^-) és nitrát (NO_3^-) tartalmát. Az általános fiziko-kémiai paramétereket akvarisztikában használatos gyors tesztcsíkokkal, valamint digitális, multiparaméteres kézi mérőműszerekkel mértem.

Összesen 20 db víz és 20 db üledékmintát vételeztem. A mintákat laboratóriumba érkezésig fénytől elzártan, hűtőtáskában tároltam, majd a mintafeldolgozásig $4\pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on hűtőszekrényben tartottam.



7. ábra: Mintavételek a Szent László-patakból Ráckeresztúr térségében Forrás: saját készítésű fotók 2023-2024.

3.2 Mintaelőkészítés

3.2.1 Vízminta

A vízmintákból 50 mL-t áttetsző centrifugacsövekbe szűrtem át 0,4 µm pórusátmérőjű, steril cellulóz-acetát típusú fecskendőre erősíthető membránszűrő segítségével. Ezeket feldolgozásig 4 ± 2 °C-on, a megmaradt mennyiséget -20 °C-on tároltuk a laboratóriumban.

3.2.2 Üledékminta

Az üledékmintákból vizes kivonatot készítettünk. A 20 mintából 25 g üledéket mértünk 300 mL-es Erlenmeyer lombikba.

A 25g üledékhez 25 mL desztillált víz+Tween 80 keveréket adtunk, majd rázógyöngyöket szórtunk a lombikba és 2 órán át 160 rpm fordulatszámon ráztuk kör-sík rázógéppel szobahőmérsékleten. A rázást követően a szuszpenziókat 50 mL-es centrifuga csövekbe töltöttük, ezután 4 °C-on 4000 rpm fordulaton, 30 percig Eppendorf 5810R készülékben centrifugáltuk. Ezután a vízmintáknál már bemutatott módon elvégeztük a vizes frakció szűrését és sózását.

3.3 Ökotoxikológiai tesztek

3.3.1 *Aliivibrio fischeri* tesztrendszer

A biolumineszcencia gátlási tesztek során *Aliivibrio fischeri* NRRL B-11177 (DSM7151) törzset használtuk. Az *Aliivibrio fischeri* pálcika alakú, Gram negatív, fakultatív aerob, biolumineszcens mélytengeri baktérium, amely a Csendes-óceánban, leggyakrabban a kurtafarkú tintahallal (*Euprymna scolopes*) él szimbiózisban. A baktérium különleges fénykibocsátási képességgel bír. Abban az esetben, ha a környezeti tényezői és az élettani állapota megfelelő, alapvető életműködéseként fényt bocsát ki. Ezt a jelenséget biolumineszcenciának nevezzük (Háhn et al., 2017; Miyashiro & Ruby 2012). A biolumineszcencia egy aerob oxidációs biokémiai reakción alapul, melyhez szükség van többek között luciferáz enzimre, amelyek megfelelő működése a szervezet életképességét jelzi (Ács et al., 2012). Az *Aliivibrio fischeri*-ben *luxCDABEG* génekre van szükség a biolumineszcencia megvalósulásához, amelyet a luciferáz enzim katalizál az O₂, hosszú láncú alifás aldehyd és csökkent flavin mononukleotid szubsztrátként történő felhasználásával (FMNH₂) (Miyashiro & Ruby 2012). A biolumineszcences képességét, toxikus anyagok csökkenthetik-, vagy gátolhatják. Ezek a toxikus anyagok változásokat indukálhatnak a sejt állapotában, például a sejtfalban, sejtmembránban, elektrontranszport-rendszerben, enzimekben, citoplazma alkotó

részeiben. A biokémiai folyamatok során a metabolikus energia egy része fény formájában szabadul fel, ebből adódik, hogy a normál metabolikus aktivitás megzavarása csökkenti a fénykibocsátást (Molnár et al., 2013).

A baktériumot különböző fázisú és típusú környezetmintáknál alkalmazhatjuk, például szennyvizeknél, vizes kivonatoknál és csurgalék vizeknél, édes vizeknél, tengeri vizeknél, az üledékek eluátumainál, pórusvizeknél, illetve egyes anyagok vízzel hígított oldatánál (Vámosi 2021).

3.3.1.1 Szabványos akut *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt (Microtox™) módszere (MSZ EN ISO 11348-2 alapján)

Az akut *Aliivibrio fischeri* (AVF) gátlási tesztet az ISO 11348-3 szabvány alapján végeztük, Microtox® (Microtox® Model 500; Microtox® LX; Azur Environmental, Carlsbad, CA) típusú luminométerek segítségével, valamint a hozzátartozó Microtox® OMNI szoftver használatával.

A laboratóriumba történő beérkezés után az akut AVF teszthez 15 mL-es centrifugacsövekben 12 mL szűrt mintához 0,24 g NaCl-ot mértünk, hogy a minta NaCl végkoncentrációja elérje 2m/m%-ot, majd vortexeltük azokat.

A teszthez 10-10 mL szűrt vízmintát és az üledékek szűrt, vizes kivonatát használtuk fel. Ezeknek a mintáknak először megmértük a pH-értékét, hogy a szabvány által előírt tartományba (6-8,5 pH) esnek-e a vizsgálatához. NaCl-ot mértünk a mintákhoz, hogy 2m/m%-os sós oldatot nyerjünk belőlük.

A baktérium tenyészeteket a szabványnak megfelelően, -20 °C-os hűtőben tároltuk, egészen a felhasználásig. A Microtox® készülékbe helyeztünk 30 üveg küvettát és elkészítettük a hígítási sort. Először 2%-os NaCl hígítóoldatot mértünk be a 9 küvettába, majd hozzáadtuk a mintákat és homogenizáltuk a különböző teszt koncentrációjú oldatokat (50%: 1500 µL minta és 1500 µL NaCl; 33%: 1000 µL NaCl + 2000 µL minta; 25%: 1500 µL NaCl + 1500 µL minta; majd a 33 és 25%-os mintákból 1:2-es hígítás szerint az eredeti minta 16%, 12%, 8%, 6%, 4%, 3%-át tartalmazó oldatokat készítettünk (2. táblázat), A kontroll oldatunk: 1500 µL NaCl volt. A szobahőmérsékletű vízfürdőben kiolvasztott, és 15 percen keresztül 15 °C ± 1 °C-on inkubálódott reaktiváló folyadékból (8,0 g D(+)-glükóz; 20,0 g nátrium-klorid; 2,035 g magnézium-klorid; 0,30 g kálium-klorid; 11,9 g N-(2-hidroxi-etil)piperazin-N-(2-etánszulfonsav)) ráértünk 500 µL-t a folyadékban fagyasztott baktériumtenyészetre. Enyhe rázást követően a reaktiváló oldatban szuszpendált baktériumtenyészetet és a reaktiváló oldatot is visszahelyeztük 15 °C-ra temperálódni. 15 perc után a tesztszuspenziót hozzáadtuk a

maradék reaktiváló folyadékhoz és enyhe homogenizálást követően a Microtox® luminométer 15 °C ± 1 °C-os termoblokkjaiban lévő küvettékbe mértünk be 500 µL mennyiségben. Az öt perces várakozási idő után megmértük a baktériumszuszpenziók kezdeti fénykibocsátását (I0). Ezt követően a baktériumszuszpenziókhoz 2 ismétlésben hozzáadtunk 500-500 µL-t a kontrollból és a különböző koncentrációjú hígított mintákból. 30 perc múlva megmértük a tesztszuszpenziók (mintaoldat + baktériumszuszpenzió) fénykibocsátását (I30). A minta toxicitását az eredeti mintakoncentráció azon hígítási fokával (%-kal) lehet értékelni, amelynek hatására az *Aliivibrio fischeri* kezdeti fénykibocsátása a 30 perces kontaktidő leteltével 10%, 20%, 50%-kal (EC10, EC20, EC50) lecsökken.

2. táblázat: Szabványos akut *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt hígítási sora

	1.	2.	3.	4.	5.
A	Kontroll minta (2 m/m%-os NaCl oldat)	6% koncentrációjú hígítási tag	8% koncentrációjú hígítási tag	12,5% koncentrációjú hígítási tag	16% koncentrációjú hígítási tag
B	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A1 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A2 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A3 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A4 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A5 minta.
C	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A1 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A2 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A3 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A4 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL A5 minta
D	25% koncentrációjú hígítási tag	33% koncentrációjú hígítási tag	50% koncentrációjú hígítási tag	67% koncentrációjú hígítási tag	100% koncentrációjú hígítási tag
E	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D1 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D2 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D3 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D4minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D5 minta
F	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D1 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D2 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D3 minta	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D4 minta.	500 µL AVF szuszpenzió + 500 µL D5 minta

A toxicitás mértékének meghatározására Vengris et al. (2004) által kifejlesztett Toxic Unit (T.U.) értéket alkalmazzuk (3. táblázat). Ennek lényege, hogy minél alacsonyabb az EC50 érték (ezzel párhuzamosan pedig minél magasabb a T.U. érték), annál nagyobb a toxicitás. A toxicitási egyenérték az alábbi képlet alapján számolható ki: $T.U. = 1/EC_{50} \times 100$

3. táblázat: Toxic Unit (T.U.) kategóriái Vengris et al. alapján

<i>Kategóriák</i>	<i>Toxic Unit (T.U.) (Vengris et al., 2004)</i>
nem toxikus	T.U. < 0,4
kissé toxikus	0,4 < T.U. < 1
toxikus	1,1 < T.U. < 10
nagyon toxikus	11 < T.U. 100
rendkívül toxikus	100 < T.U.

3.3.1.2 Krónikus *Aliivibrio fischeri* (AVF) biolumineszcencia gátlási teszt

A krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt 25 órás kontakt idő során vizsgálja a minta krónikus toxicitását.

A baktériumtenyészetet -80 °C-on tároltuk, majd azt kioltottuk steril BactoMarine (BM) lemezre (Difco 2216 + 18 g/L bakteriológiai agar, pH=7,6±0,2), 20 °C-on 48-72 órán keresztül inkubáltuk. A lemezen kinőtt tenyészetből egyetlen telepet átoltottunk ferde BM agarra, amit 20 °C-on 24 órán keresztül inkubáltuk. Az így kapott tenyészetet a ferde agarról BM tápoldatba mostuk, és az inokulum optikai denzitását spektrofotométerrel (Genesys 10S UV-VIS, ThermoFisher Scientific.) 0,2-es értékre állítottuk be 600 nm hullámhosszúságú fény abszorbanciája alapján (A_{600}). A vizsgálatokat 96-lyukú, fekete, lapos aljú PS mikrotiterlemezeken, (Greiner Bio-One GmbH, Ausztria) végeztük. A szűrt víz- és üledékkivonat mintákból 100-100 µL-t mértünk az egyes lyukakba. Kontrollként 100 µL steril desztillált vizet használtunk. Ezt követően a mintáinkra 100 µL *Aliivibrio fischeri* ($OD_{600}=0,2$) szuszpenziót mértünk be, melyhez a kiadagolást megelőzően 10 v/v%-ban tízszeres töménységű BMB tápoldatot adtunk, hogy a 200 µL végtérfogatban, az *Aliivibrio fischeri* számára megfelelő sókoncentrációt biztosítsunk. A mintákat három párhuzamos mérésben vizsgáltunk. A lemezeket 25 °C-on 250 fordulat/perc sebességgel inkubálva rázattuk mikrotiterlemez-termosztátban (PST-60HL-4, BioSan, Litvánia) a mérések között. A biolumineszcenciát Victor™ X Light 2030 lumineszcencia olvasóval (Perkin Elmer, USA) mértük a 0., 10., 15. és 25. órában.

3.3.2 *Daphnia magna* akut immobilizációs teszt

A tesztek kivitelezéséhez a MATE, Akvakultúra- és Környezetbiztonsági Intézet *Daphnia magna*, Straus tenyészetet tart fenn. A tenyészetet Elendt M4 mesterségesen elkészített tartóvízben, Memmert 1 PP 110 típusú klímakamrában tartják fenn. A kamrában a

daphniák számára kedvező 22 (± 1) °C állandó hőmérséklet uralkodik. A kamra biztosítja a daphniák számára a fény-sötét ciklus 16-8 óra váltakozását, 1000-1500 Lux fényintenzitással. A kamrában egy 10 l-es akvárium található, melyben Elendt M4 oldat van. Ennek pH értéke a tesztszervezetek igényeinek megfelelően 6,5-8,5 között mozog. Az oldott oxigénszint 3 mg/l felett van, a víz keménysége pedig 140-250 CaCO₃ mg/L.

Az immobilizációs tesztek az OECD 202 szabványnak megfelelően a nőstény egyedek adta 24 óránál fiatalabb juvenilis egyedekkel végzik.

A *Daphnia magna* teszt elindítása előtt a vízmintákat 24 óráig szobahőmérsékleten (20-22 °C) temperáltuk, majd a teszthez a szabványnak megfelelő kontroll oldatot készítettünk. A kontroll oldat a laboratóriumban használt mesterséges médium, az Elendt M4 (1. melléklet). A tesztindítás előtt egy nappal a petével rendelkező nőstény állatokat elkülönítettük a törzsállománytól, hogy lerakhassák petéiket, melyek másnapra kikelnek. 600-1000 mL-es főzőpoharakba friss Elendt M4 oldatba helyeztük őket, úgy, hogy az állatok sűrűsége ne haladja 50 mL/állat értéket.

Felhasználás előtt a vízmintákat homogenizáltuk. 1 mm pórusátmérőjű teaszűrőn szűrtünk át 400 mL mintát 500 mL-es főzőpoharakba, hogy felfogjuk a vizek nagy lebegőanyagtartalmát. A vizsgálataink során nem hígítottuk fel a mintáinkat, hanem az eredeti vízmintákkal exponáltattuk a tesztszervezeteket.

Két párhuzamos mérésben végeztük a tesztet, így 10 állattal dolgozunk. 50 mL vízhez 5 állatot adunk. Mielőtt a vízbe engedjük az állatokat a 2x20 mintát egyenként kombinált oldott oxigén és pH mérővel (HACH Lange) mértük, hogy az értékek megfelelnek-e a szabványban feltüntetett tartománynak (pH: 6-9; oldott oxigén: ≥ 3 mg/L).

A kikelt, 24 óránál fiatalabb egyedeket elválasztottuk a nőstényektől és 2 mm-es Pasteur pipetta segítségével 24 lyukú mikroplate-be helyeztük őket egy órás akklimatizációs célzattal (5 állat/lyuk).

A mintákból két párhuzamos beállításban 10 állatot helyeztünk el, valamint négy, párhuzamos kontroll oldatba összesen 20 egyedet helyeztünk el. Az elkülönített egyedeket (5 állat/csoport) a műanyag Pasteur pipetta segítségével áthelyeztük a tesztoldatokba.

A kontroll oldat a laborban használt mesterséges tartóvíz, az Elendt M4 volt. Ezt követően a mintákban és kontroll oldatokban tartott szervezeteket 48 óráig 22 °C-on inkubáltuk (8. ábra). 24 óra elteltével ellenőriztük a tesztszervezetek mozgásképtelenségét, vagy esetlegesen a mortalitást. Hozzávetőlegesen 15 másodpercig finom kézmozdulatokkal megkevertük a főzőpoharak tartalmát, hogy könnyebben megállapítható legyen az állatok mozgása. Ugyanis, azokat az állatokat, amelyek a vizsgálati edényzet óvatos megkeverése után,

15 másodpercen belül nem képesek úszni, mozgásképtelennek kell tekinteni (még akkor is, ha a csápjaikat még tudják mozgatni). Újabb 24 órára visszahelyeztük az üvegedényeket az inkubátorba, majd az 48 óra elteltével ismét szemre vételeztük az egyedek immobilitását, mortalitását.



8. ábra: A mintákban és kontroll oldatokban tartott szervezetek inkubálása. Forrás: Tóth Gergő 2024.

A teszt érvényességének megállapításához megvizsgáltuk a kontroll oldatba helyezett állatokat, ugyanis ebben a közegben az egyedek elhullása nem haladhatja meg a 10 %-ot. Szintén a teszt érvényességét meghatározza, hogy az oldott oxigén nem csökkenhet sem a vízmintákban, sem a kontroll oldatban 3 mg/L alá, valamint a pH nem változhat 1,5 egységnél nagyobb mértékben.

3.3.3 BLYES/BLYAS/BLYR tesztek kivitelezése

A vizsgálatom során a vízminták, valamint az üledék vizes kivonatainak potenciális ösztrogén-, és androgén- és hatásának meghatározására a *Saccharomyces cerevisiae* alapú BLYES és BLYAS és tesztrendszert alkalmaztuk. A citotoxicitás mérésére a BLYR konstitutív kontroll törzset használtuk.

A *S. cerevisiae* törzsek növekedéséhez leucin- és uracil mentes Growth medium (2. melléklet) tápoldatot használtunk, melynek összetétele: 854,5 mL YMM alapmédiumot (receptje a 2. mellékletben látható), 100 mL glükóz oldatot, 25 ml L-aszparaginsav oldatot, 10 mL vitamin oldatot (receptje a 2. mellékletben látható), 8 ml L-treonin oldatot, 2,5 mL CuSO₄ oldatot tartalmazott. A megadott oldatokat a kimérés után összeöntöttük a Growth mediummal. A tápoldatból steril 300 mL-es Erlenmeyer lombikba 100-100 mL-t mértünk ki mérőhengerek segítségével. A -80 °C hőmérsékleten tárolt BLYES, BLYAS és BLYR *S. cerevisiae* törzseket a Growth mediumba oltottuk, majd az overnight tenyészet kialakításához 10-12 órán át inkubáltuk a lombikokba oltott tenyészeteket 30 °C-on, és 170 rpm-es fordulatszámon. Az inkubáció után a tenyészetek optikai denzitását spektrofotométer (Genesys 10S UV-VIS) segítségével 600 nm-en (OD₆₀₀-) $1 \pm 0,05$ értékre állítottuk.

Az előkészítés és az inkubáció után a vízmintákkal és az üledékkivonat mintáival végeztük a tesztet. A 96 lyukú fekete, steril, síkaljú mikrotiter lemezekbe pipettáztunk 20-20 µL-t a mintákból, 3 párhuzamos beállításban (3. melléklet). A BLYES tesztnél 17β-ösztadiolt (E2), a BLYAS tesztnél 5α-dihidrotesztoszteront (DHT) 20 µL metanolban oldva, minden vizsgálatban pozitív kontrollként alkalmaztunk, 1:2-es hígításban. A kiindulási koncentráció az E2 esetében 0,01 ppm, a DHT esetében 0,1 ppm volt. A citotoxicitás mérésénél a BLYR törzs szuszpenzióját használtuk fel. Ugyancsak kontrollként alkalmaztunk metanolt (MeOH+BLYR szuszpenzió), amit a pozitív kontroll anyagok hígításához használtunk. Negatív kontroll a 20 µL steril desztillált volt. A konstitutív kontroll törzs BLYR élesztő törzsnél a minták toxicitását a biolumineszcencia csökkenése határozza meg.

A mintákra 180 µL törzsszuszenziót adagoltunk rá.

A biolumineszcenciát Victor™ X Light 2030 luminométer olvasóval (Perkin Elmer, USA) mértük. Először a 0. órában, majd a mikropateket 30 °C-on inkubáltuk termosztátban és az 5. órában megismételtük a mérést. A víz- és üledékminták esetében a luminométer által mért biolumineszcenciájából meghatároztuk a fénykibocsátás intenzifikációját a negatív kontrollhoz (desztillált víz) képest. A biolumineszcencia gátlás értékek kiszámításához Froehner és munkatársai (2002) képletét használtuk, miszerint:

$$\text{Biolumineszcencia gátlás (\%)} = (\text{SCtx} - \text{Stx}) * 100 / \text{SCtx}$$

A biolumineszcencia intenzifikációt a fenti képlet minimális módosításával (Krifaton et al., 2013) a következőképp számoltuk:

$$\text{Biolumineszcencia intenzifikáció (\%)} = -1 \times [(SCtx - Stx) \times 100 / SCtx]$$

amely képletekben:

SCtx – a (oldószeres) kontroll értékek matematikai átlaga bizonyos kontaktidőnél (tx)

Stx – a párhuzamos minták biolumineszcencia értékeinek átlaga bizonyos kontaktidőnél (tx).

Az adatokat Microsoft Excel programmal elemeztük, és a kontrollhoz viszonyított biolumineszcencia csökkenést a képlet alapján, míg az intenzifikációt ennek a képletnek a reciproka alapján határoztuk meg.

A BLYES és BLYAS tesztek akkor tekinthetők elfogadhatónak, ha a pozitív kontroll vegyületek (E2 és DHT) EC₅₀ értéke az irodalmi adatoknak megfelel a teszt során, valamint a negatív kontroll minták fénykibocsátása nem tér el 50%-kal csak az élesztősejteket tartalmazó minták CPS (Count Per Second – az egy másodperc alatt befogott fotonok száma) értékeitől.

3.3.3.1 BLYES/BLYAS/BLYR teszt kiértékelése

Az EC₅₀ értékek számítását GraphPad Prism 5 szoftverrel (GraphPad Software Inc., San Diego, USA) végeztük el. A biolumineszcencia értékek normalizálását követően a koncentráció függvényében ábrázoltuk azt, majd nem-lineáris regressziós modell segítségével generáltunk koncentráció-válasz görbéket. A pozitív kontroll anyagok EC₅₀ értékeit az irodalmi adatokkal való összevetés során megállapítottuk a tesztrendszer érzékenységét.

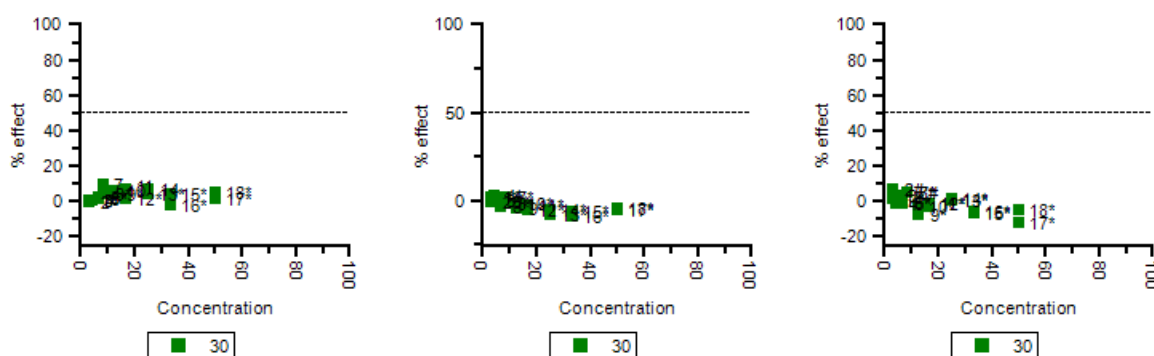
4. Eredmények és értékelésük

4.1 Szabványos akut *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt (Microtox™)

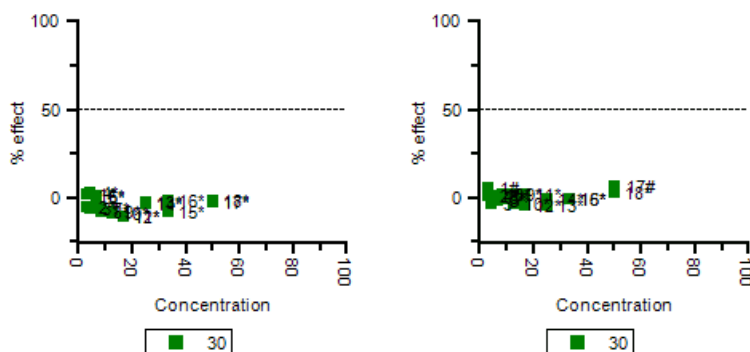
4.1.1 Vízminták akut citotoxicitása

A bevizsgált vízminták közül toxicitási egyenértékét (Toxic Unit = T.U.) (Vengris et al., 2004) tekintve egyik minta sem bizonyult nagyon, vagy rendkívül toxikus hatásúnak. Sok esetben effektív koncentrációt sem lehetett számítani, mert a minta a legnagyobb alkalmazott koncentrációban sem okozott semmilyen fénykibocsátás-gátló hatást.

A nyár végén vett vízminták nem mutatnak toxicitást. Az őszi mintavétel pontjai közül a III, IV, V. pontok vízmintái fénykibocsátás serkentést váltottak ki az *Aliivibrio fischeri* tesztorganizmetnél (9. ábra). A téli mintavételi alkalommal sem mutatható ki toxikus minta, szintén enyhe serkentés volt észlelhető II. és IV. pontokon (10. ábra).



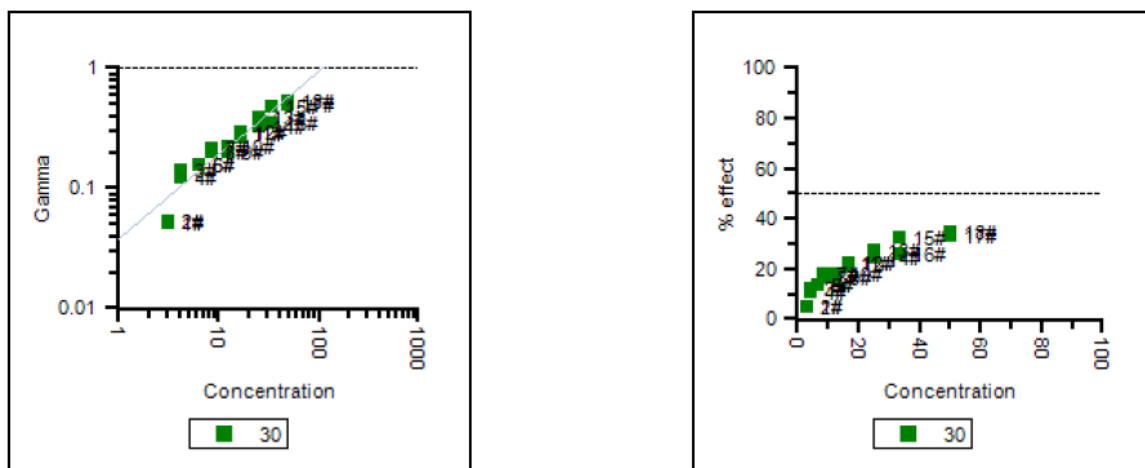
9. ábra: Az őszi mintavétel III. (balról az első) IV. (középső) V. (balról a harmadik) serkentést kiváltó mintáinak grafikonjai



10. ábra: A téli mintavétel II. (bal) és IV. (jobb) serkentést kiváltó mintáinak grafikonjai

A tavaszi időpontban vett vízminták esetében beszélhetünk toxicitásról, ugyanis az *Aliivibrio fischeri* fénykibocsátásában néhány esetben jelentkezett gátlás. Az I. mintavételi ponton vett vízminta EC₅₀ értéke 121,8%, T.U. egyenértéke 0,82, ami enyhén toxikus Vengris

et al. 2004-es besorolása szerint. A II. ponton az EC_{50} érték nem volt számolható, de a legnagyobb gátlás 21,35% volt. A legtoxikusabb vízminta (EC_{50} 110,6%; T.U. 0,9) a IV. mintavételi pontból származott (11. ábra), mely a ráckeresztúri szennyvíztisztító telep után helyezkedik el. Az V. pont mintája szintén kissé toxikus (EC_{50} 239,2%; T.U. 0,41).



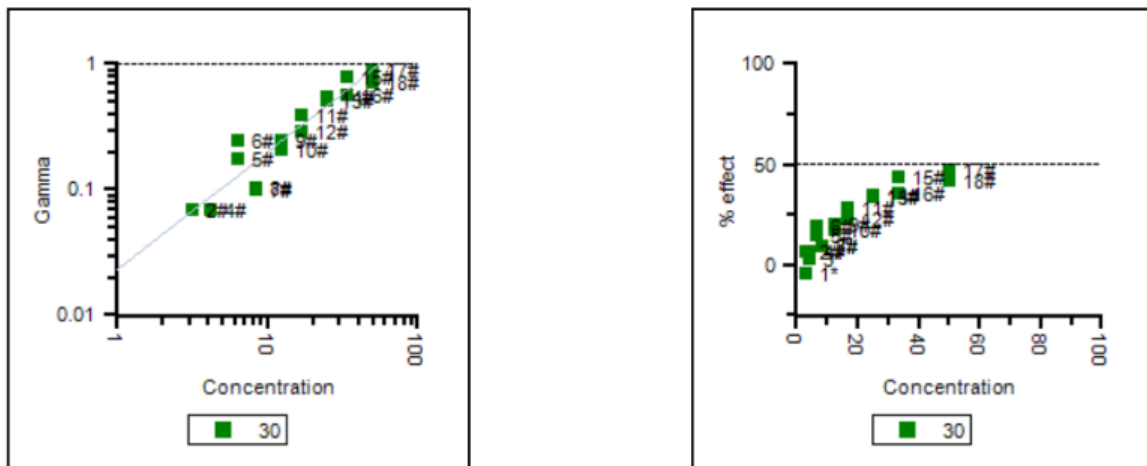
11. ábra: A legtoxikusabb vízminta (tavaszi mintavétel IV. pont) grafikonja

4.1.2 Üledékminták akut toxicitása

Az üledékminták toxicitásának mérése során a szakirodalmi feltételezéseknek megfelelően alakultak az adatsorok. Az üledék a szennyező anyagokat akkumulálhatja, ebből adódóan nagyobb toxicitást mutathatnak az üledékminták. Nyár végén a III. pontról vett vízminta nem mutatott toxicitást, ám az ugyanakkor, ugyanott vett üledékminta EC_{50} értéke 83,92%, T.U. értéke 1,19, tehát az üledékminta toxikus. Ugyanez a tendencia ugyanebben az időpontban az V. mintavételi helyen is kimutatható volt. Míg a vízminta nem toxikus, addig az üledék EC_{50} értéke 196%, T.U. egyenértéke 0,51, tehát kissé toxikus kategóriába esik.

A gátlások valóban nagyobbak voltak az üledékminták tekintetében, ám effektív koncentrációt itt sem minden esetben lehetett számítani. Az őszi időpontban vett üledékminták nem mutatnak toxicitást, ezzel ellentétben a III. és az V. pontokon enyhe serkentés volt észlelhető.

A legnagyobb gátlások az üledékminták esetében a télen vett mintákból mutathatók ki (12. ábra). A II. mintavételi pont üledékében az EC_{50} 47,71%, a T.U. érték 2,09, azaz toxikus.



12. ábra: Az üledékmintákban kimutatható legnagyobb gátlás (téli mintavétel II. pont)

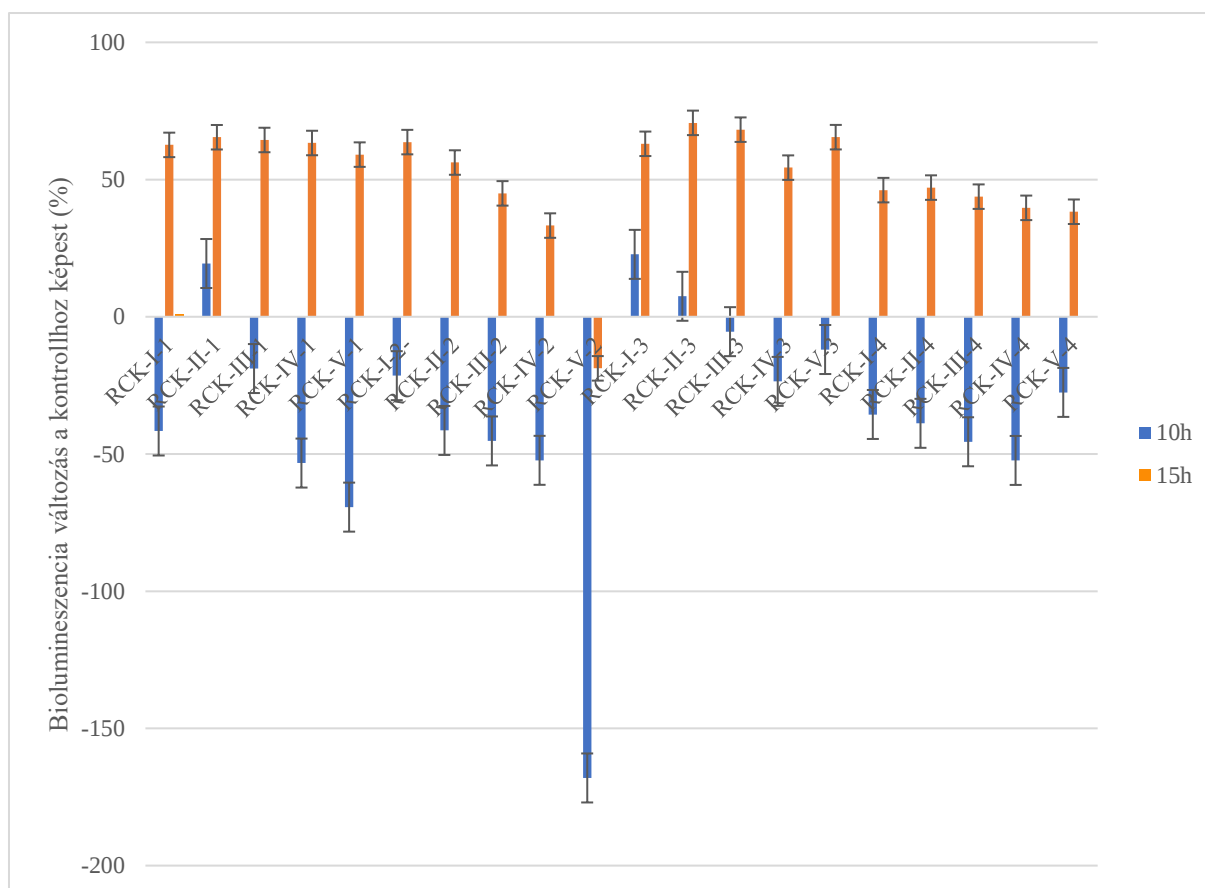
Ugyanebben a téli időpontban a III. mintavételi pont üledékmintáinak eredménye kissé toxikus értéket mutatott (EC_{50} 168,4%, T.U.=0,59). Továbbá enyhe gátlás kimutatható volt még a IV. mintavételi ponton, a szennyvíztisztító befolyása után. Itt EC_{50} értéket nem lehetett számolni, ám a legnagyobb fénykibocsátás gátlás 22,58% volt 50%-os hígításban.

A tavasszal vételezett üledékminták közül csak a IV. ponton vett bizonyult kissé toxikusnak (EC_{50} 149,1%, T.U.=0,67).

4.2 Krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási tesztek eredményei és értékelése

4.2.1 Vízminták krónikus citotoxicitása

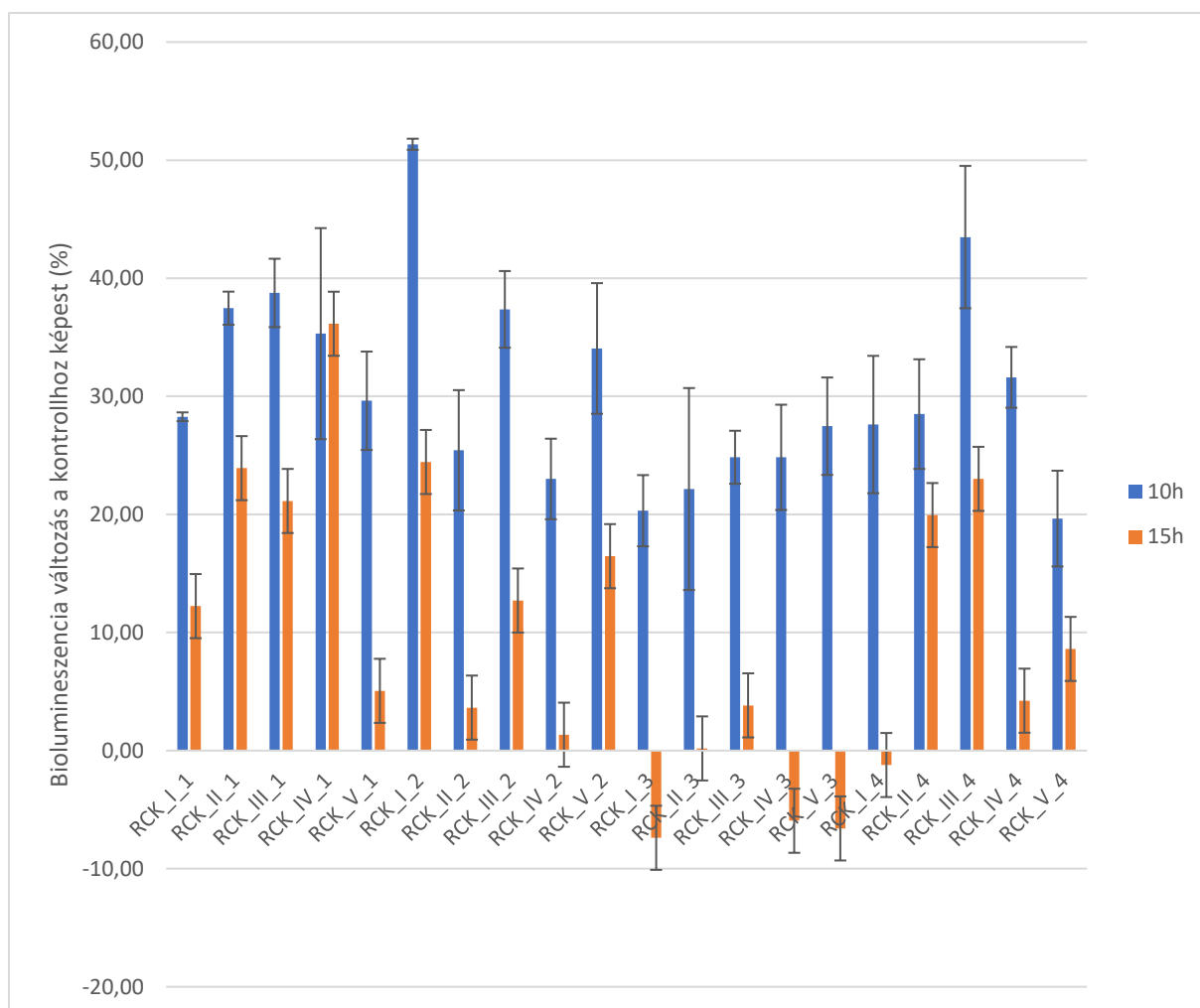
A vízminták krónikus citotoxicitása 10 órás kontaktidőnél csak 3 esetben fordult elő: a nyár végi mintavétel II. pontjánál, illetve a téli mintavétel I. és II. pontjánál (13. ábra). Egy minta, az őszi mintavétel V. pontjából kiemelkedő, 168 %-os serkentést eredményezett a 10 órás kontaktidőnél. 15 órás kontaktidőnél az említett egy minta kivételével (őszi mintavétel V. pontja) mindegyik toxikusnak bizonyult (13. ábra).



13. ábra: Vízminták *Aliivibrio fischeri*-re gyakorolt hatása krónikus (25 h) testben

4.2.2 Üledékminták krónikus citotoxicitása

Az üledékminták nedves kivonatai esetében 10 órás kontaktidőnél az összes minta toxikus volt (14. ábra). A legnagyobb, 51,35%-os gátlás az őszi mintavétel I. pontján jelentkezett. A 15 órás kontaktidőnél a nyár végi mintavétel IV. mintáját kivéve mindenhol enyhült a biolumineszcencia gátlása. Négy minta kivételével (téli mintavétel, I. IV. és V. tavaszi mintavétel I. pontja) azonban még így is toxikus hatással bírtak az *AVF* tesztszervezetre.



14. ábra: Nedves üledékkivonatok *Aliivibrio fischeri*-re gyakorolt hatása krónikus (25 h) tesztben

4.3. *Daphnia magna* akut immobilizációs tesztek eredményei

A *Daphnia magna* akut immobilizációs tesztet a 20 vízmintákra állítottuk össze. A nyári, őszi, téli vízmintákhoz tartozó kontroll oldatnál, valamint az RCK_II. jelű őszi vízmintánál a kezelt egyedek 10% mutatott mozgásképtelenséget (4. táblázat). Ez a mintavételi pont egy a pataktól 100 m-en belül elhelyezkedő tejelő szarvasmarha telep után található. A többi vízminta esetében egyiknél sem tudtunk megállapítani mozgásképtelenséget és/vagy elhalálozást. A 4. táblázatban látható, hogy a kontroll oldatok oldott oxigén szintje és pH értéke a szabványnak megfelelő volt a 24 órás és a 48 órás mérésnél is. A vízmintáim hatástalannak bizonyultak a *Daphnia magna* fiatal egyedeire nézve, a 48 órás akut, szabvány szerint kivitelezett tesztben.

A 24. és 48. órában a mozgásképtelenség mellett nem sikerült megállapítanunk egyéb, észrevehető tünetet. Az állatok megfelelő módon és intenzitással úsztak, nem mutattak stresszre

utaló jeleket. Tehát a vízminták egyike sem fejtett ki toxikus hatást a *Daphnia magna* testszervezetekre.

4. táblázat: *Daphnia magna* akut immobilizációs teszt eredményei

		Kezelt állatok száma	0h		24h	48h		
			DO (mg/L)	pH	Immobilizáció	DO (mg/L)	pH	Immobilizáció
Kontroll (E. M4)		20	8,44	6,36	5%	8,25	6,22	10%
2023.10.02	RCK_I.	10	9,41	7,38	0%	8,2	8,16	0%
2023.10.02	RCK_II.	10	9,73	8,06	0%	8,22	8,51	0%
2023.10.02	RCK_III.	10	9,52	8,18	0%	8,11	8,74	0%
2023.10.02	RCK_IV.	10	8,48	7,87	0%	8,15	8,75	0%
2023.10.02	RCK_V.	10	6,46	7,82	0%	8,15	8,8	0%
2023.11.27	RCK_I.	10	8,58	7,74	0%	8,07	8,79	0%
2023.11.27	RCK_II.	10	8,38	7,87	10%	8	8,68	10%
2023.11.27	RCK_III.	10	8,49	7,88	0%	8,07	8,68	0%
2023.11.27	RCK_IV.	10	8,27	7,88	0%	8	8,66	0%
2023.11.27	RCK_V.	10	7,87	7,86	0%	8,07	8,58	0%
2024.01.24	RCK_I.	10	9,12	8,06	0%	8,09	8,64	0%
2024.01.24	RCK_II.	10	9,05	8,06	0%	8,04	8,61	0%
2024.01.24	RCK_III.	10	8,96	8,08	0%	8,08	8,58	0%
2024.01.24	RCK_IV.	10	8,75	8,08	0%	8,04	8,63	0%
2024.01.24	RCK_V.	10	8,91	7,99	0%	8,07	8,67	0%
Kontroll (E. M4)		20	8,36	6,18	0%	8,11	6,25	0%
2024.03.03	RCK_I.	10	9,64	7,33	0%	8,99	7,18	0%
2024.03.03	RCK_II.	10	8,48	7,67	0%	8,14	7,51	0%
2024.03.03	RCK_III.	10	9,26	7,77	0%	9	7,55	0%
2024.03.03	RCK_IV.	10	9,2	7,72	0%	9,01	7,53	0%
2024.03.03	RCK_V.	10	9,54	7,8	0%	9,27	7,57	0%

4.4 BLYES/BLYAS/BLYR *Saccharomyces cerevisiae* alapú bioripporter tesztekől származó eredmények

A BLYES, BLYAS és BLYR élesztőalapú tesztek felhasználásával vizsgáltuk a 20-20 víz és üledékmintánk vizes kivonatát. A környezeti mintáinkkal exponáltatva a törzseket, a 0. és az 5. órában mértük azok fénykibocsátását az ösztrogén, androgén, és sejtoxikus hatások felderítése miatt.

A pozitív kontroll vegyületek - az E2 és a DHT - esetében a koncentráció-válasz görbékből EC₅₀ értéket számoltunk.

A környezeti minták nélküli, élesztő sejteket tartalmazó szuszpenziók és a metanolt tartalmazó minták fénykibocsátása közötti eltérés a megadott határon belül mozgott ($\pm 50\%$),

tehát a metanol nem befolyásolta károsan a a BLYES és BLYAS törzsek fénykibocsátását. Az irodalmi EC_{50} értékek $6,3 \pm 2,4 \text{ E-10 M E2-re}$ és $1,1 \pm 0,5 \text{ E-08 M DHT-ra}$ (Sanseverino et al., 2009). Az általam mért EC_{50} értékek $1,33\text{E-09 M E2-re}$ és $9,87\text{E-09 M DHT-ra}$, mely értékek alapján a tesztorganizmusok érzékenysége megfelelőnek mondható.

Az E2 és DHT pozitív kontroll anyagokra számított EC 50 értékek is minden esetben megfeleltek az irodalmi adatoknak, tehát a BLYES és BLYAS törzsek érzékenysége minden esetben megfelelő volt az ösztrogén és androgén hormonhatások vizsgálatára.

A BLYES és BLYAS tesztek mérési eredményei alapján sem ösztrogén, sem androgén hatás nem volt kimutatható sem a víz, sem pedig az üledékmintákból, mivel sehol sem tapasztaltunk biolumineszcencia intenzifikációt. Nem tudtunk kimutatni ösztrogén- vagy androgén receptorokhoz közvetlenül kapcsolódni képes hormonhatású anyagokat a mintáinkból.

A BLYR tesztek mérési eredményiben a vízmintáknál, az októberi mintavételkor 10 % körül alakultak a mért gátlások, azonban az irodalmi adatokkal összevetve ezek a minták sem bizonyultak toxikus hatásúnak.

5. Következtetések és javaslatok

- **Szabványos akut *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt**

Az *Aliivibrio fischeri* szabványos akut biolumineszcencia gátlási tesztben néhány alkalommal, nagyon kevés esetben volt megfigyelhető citotoxicitás.

A vízminták esetében a tavaszi mintavételi időpontban mutatott válaszreakcióinak okát a mezőgazdasági tevékenység megkezdődésében látom. A mintavételt megelőző időszakokban már elkezdődött a műtrágyák kijuttatása, valamint közvetlen, a mintavételt megelőző napon 3,9 mm csapadék hullott. Ebből arra következtetek, hogy a kijuttatott terméshozók, peszticidek egy része a környező szántóföldekről feltételezhetően bemosódtak a Szent László-patakba.

Tavasszal a IV. és az V. mintavételi pontok közti 1 km-es szakaszon a toxikus anyagok valószínűleg hígultak, ezért magasabb az EC₅₀- és alacsonyabb a T.U. egyenérték.

A nyár végi mintavételkor az ugyanazon a helyen és időpontban vett víz- és üledékminták eltérő toxikus eredménye azzal magyarázható, hogy nyár végére, ősz elejére, mikor a mintavételezés történt, a mezőgazdaságba való terméshozók, növényvédő szerek kijuttatása befejeződött. A vízmintákban már nem volt kimutatható általuk okozott potenciális toxicitás, ám az üledékmintában feltételezhetően akkumulálódott anyagok fejtettek ki toxikus hatást az *Aliivibrio fischeri* tesztorganizmusokra. A hazai felszíni vizekkel kapcsolatban egyre nagyobb figyelmet kap a növényvédő szerek hatóanyagainak felszíni vizekben való detektálása, mely során látható volt a mezőgazdasághoz köthető időszakos toxicitás megjelenése a Balaton vízgyűjtő területén (Tóth & Háhn et al., 2022).

Az üledékmintáknál a legnagyobb gátlást eredményező minta (téli mintavétel II pont), egy a pataktól 100 m-en belül elhelyezkedő tejelő szarvasmarha telep után lett véve. Ez magyarázatot adhat a minta vizsgálati eredményeire. A szarvasmarhák ürüléke, vizelete bemosódhatott a talajba, ahonnan pedig elérhette a patakot. Bár a mintavételi pont közvetlen szomszédságában mezőgazdasági táblák találhatók, ebben a téli mintavételi időpontban nem vártam hatást onnan. Valószínűbbnek tartom a szarvasmarhatelep hatását.

Az *Aliivibrio fischeri* baktériumok biolumineszcenciájának legnagyobb gátlását minden esetben a szennyvíztisztító-telep utáni, IV. mintavételi pontokon vártam, ám ez csak a tavaszi időpontban jelentkezett a víz- és üledékmintáknál.

- **Szabványos krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt**

Az akut tesztekkel szemben a krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt már sokkal többször mutatott citotoxicitást a mintákban. A vízminták esetében a 10 órás

kontaktidőnél még nem, de a 15 óránál már toxikus volt a minták nagy része. Ezzel szemben az üledékminták vizsgálatánál a 10 órás kontaktidőnél mutatkozott több helyen toxicitás, 15 órára kissé mérséklődött. Az utóbbi tendencia magyarázható azzal, hogy a 15 órás kontaktidőre a sejtek alkalmazkodni voltak képesek a mintákban lévő toxikus anyagokhoz, vagy képesek lehettek azokat metabolizálni.

Ebben az esetben javasolnám a teszt megismétlését, hogy lássuk, a 10 vagy a 15 órás kontaktidő mutat ténylegesen nagyobb toxicitást. Ezen kívül azon minták esetében, melyek biolumineszcencia gátlást okoztak, mindenképpen javasolt a minták vizsgálata hígítási sor alkalmazásával a pontos effektív koncentrációk megállapítása érdekében, melyek így összehasonlíthatóvá válnak az akut tesztek eredményeivel.

A krónikus toxicitást mérő tesztben tapasztalt gyakori toxicitás alátámasztja azt, hogy a környezetben kis koncentrációban, de folyamatosan jelen lévő, potenciálisan toxikus szennyezőanyagok negatív biológia hatásainak detektálására sokkal alkalmasabbak a krónikus tesztek. Ezért, ahol csak mód van rá, támogatandó azok használata ökotoxikológiai állapotfelméréskor és nem elegendő csak az akut tesztek eredményeire hagyatkozni.

Az üledékminták vizsgálatát érdemesnek tartanám szuszpendált szilárd fázisként is elemezni, hiszen az üledék tartalmazhat olyan toxikus szennyezőket is, melyek nem vízzoldékonyak. A szilárd üledék közvetlen tesztelésére általában olyan állatokat alkalmaznak, amelyek életciklusuk egy részét vagy egészét az üledékben vagy annak felszínén töltik, és laboratóriumi körülmények között könnyen tenyészthetők (Halász, 2010).

- ***Daphnia magna* akut immobilizációs teszt**

A *Daphnia magna* akut immobilizációs teszt esetében semmilyen toxicitás nem volt kimutatható egyik mintavételi ponton sem. Ökotoxikológiai vizsgálatok alapján azonban több anyagnak is a krónikus hatását tartják jelentősnek (Zhang et al., 2008). Mivel az *Aliivibrio fischeri* tesztszervezet esetében sem volt minden esetben akut hatás, ám krónikus már kimutatható volt, így javasolnám a *D. magna* reprodukció gátlásán alapuló, krónikus teszt elvégzését is.

- **BLYES/BLYAS/BLYR teszt**

A BLYES és BLYAS tesztek mérési eredményei alapján sem ösztrogén, sem androgén hatás nem volt kimutatható sem a víz, sem pedig az üledékmintákból. A BLYR teszt az októberi mintákban mutattak 10% körüli gátlást. Ez ugyan még nem számít toxikusnak, de érdemesnek tartom tovább vizsgálni, hogy a más időpontban vett mintákhoz képest mi okozta a nagyobb

gátlást. Ebből kifolyólag szükségesnek látom a minták elemzését más hormonhatás vizsgálatokkal, illetve más szervezetet alkalmazó tesztekkel is.

- **Egyéb következtetések és javaslatok**

Ebben a tanulmányban kettő trofitási szinten végeztem a vizsgálatokat. A különböző rendszertani egységekbe tartozó fajokkal végzett tesztek együttes értékelése azonban jobban jellemzi az adott minta toxicitását (Halász, 2010). Egy széleskörűbb ökotoxikológiai jellemzéshez elengedhetetlennek tartom a nagyobb trofitási szinten elhelyezkedő testszervezettel történő vizsgálatokat is. Érdekesnek tartanám a továbbiakban algákkal, vagy halfajokkal kombinált ökotoxikológiai tesztek végezni.

Továbbá úgy gondolom, hogy az ökotoxikológiai vizsgálatokat rendszeresíteni kellene az eddig kijelölt mintapontokon. Annál részletesebb eredményt kapunk a vizsgált szakasz ökotoxikológiai állapotáról, minél több vizsgálatot végzünk. Különösen azokról a helyszínekről kell nagyobb információval rendelkezünk, ahol az általam végzett tesztek mutattak toxicitást, például a II ponton, a szarvasmarhatelep közelében, és a IV. ponton a tisztított szennyvíz befolyása után.

A tavaszi időpontban a IV. mintavételi pontról vett minták az *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt akut és krónikus változatában, a víz- és üledékmintákban egyaránt mutattak toxicitást. Úgy vélem, hogy az eredménynek egyrészt köze van a mezőgazdaság időszakos hatásához, másrészt pedig a tisztított szennyvíz kibocsátásához, mivel a mintavételi pont a tisztított szennyvíz befolyása után található. A nyár végi mintavételezésnél a III. és V. pontok üledékmintáinak akut és krónikus vizsgálata, valamint krónikus vízmintája is mutatott toxicitást. Ugyanez a tendencia a téli mintavételezés II. és III. pontjairól is elmondhatóak. Ezeken a pontokon, ahol akut és krónikus toxicitás is kimutatható volt egyszerre, további vizsgálatokat javasolnék. Ha tovább vizsgáljuk ezeket a pontokat, megtudhatjuk, hogy egyszeri véletlenszerű szennyezésről, vagy bizonyos időközönként jelenlévő szennyezésről van-e szó.

A kutatásom lényege, hogy ökotoxikológiai oldalról vizsgáltam a vízfolyást, ám mint említettem, az ökotoxikológiai vizsgálatok kiegészítik az analitikai vizsgálatokat. Érdekes lenne ugyanezekből a vett mintákból analitikai vizsgálatokat végezni. Ebből információt nyerhetnénk arról, hogy az egyes pontokon mért toxicitások milyen anyagok következményei lehetnek. Az így kapott eredményeket összevethetők az ökotoxikológiai vizsgálatokkal.

A Ráckeresztúr térségen végzett kutatásom azonban nem elég reprezentatív a Szent László-patak teljes alsó szakaszára nézve. Ez a helyszín főként a négy települést ellátó szennyvíz

tisztító telep miatt került kiválasztásra. Tisztított szennyvíz és egyéb szennyeződések azonban más településeken is érhetik a patakot. Ezért javasolnék hasonló vizsgálatokat Gyúró, Tordas, Martonvásár és Ercsi térségében is, hogy átfogó képet kapjunk a teljes alsó szakasról. Ezen felül érdekes lenne az alsó szakasz ökotoxikológiai eredményeit összevetni a felső és középső szakasz eredményeivel. Ehhez a patak teljes hosszán kellene ökotoxikológiai, esetleg analitikai vizsgálatokat végezni.

6. Összefoglalás

Felszíni vizeinket számos antropogén hatásból eredő diffúz és pontszerű szennyezés éri, mely toxikus hatással bírhat az ott élő szervezetekre. Diplomamunkámban egy felszíni kis vízfolyáson végeztem ökotoxikológiai állapotfelmérését. A vizsgált víztest a Szent László-patak alsó szakaszának egy része, mely helyzetéből kifolyólag mezőgazdasági eredetű szennyezéseknek van kitéve, emellett lakossági tisztított szennyvizet fogad be.

A vizsgált szakaszon, Ráckeresztúr térségében öt mintavételi pontot jelöltem ki, melyről 2023-2024-ben négy alkalommal gyűjtöttem víz- és üledékmintákat. A mintákat a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezetbiztonsági Tanszéke segítségével vizsgáltam. A vizsgálatok során akut és krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás mérésén alapuló ökotoxicitási tesztet, *Daphnia magna* akut immobilizációs tesztet, valamint BLYES/BLYAS *Saccharomyces cerevisiae* alapú, hormonhatás mérésére alkalmas bioripporter tesztet végeztem el.

Az akut *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás mérése alapján a tavaszi mintavétel I. (szarvasmarha telep előtt) II. (szarvasmarhatelep után) IV. (szennyvíztisztító-telep után) és V. (szennyvíztisztító-telep után 1 km távolságra lévő) pontjából származó vízminták mutattak toxicitást. Az üledékminták közül a nyár végén a III. (A szennyvíztisztító telep előtt) és az V. (szennyvíztisztító-telep után 1 km távolságra lévő) pontból, télen a III. (A szennyvíztisztító telep előtt) IV. (szennyvíztisztító-telep után) pontból, tavasszal a IV. (szennyvíztisztító-telep után) pontból vett minták bizonyultak toxikusnak, illetve kissé toxikusnak.

A krónikus *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás tesztben a vízminták esetében 10 órás kontaktidőnél a nyár végén a II. (szarvasmarhatelep után) pontban, télen pedig az I. (szarvasmarha telep előtt) és II. (szarvasmarhatelep után) pontban mutatkozott toxicitás, 15 órás kontaktidőnél azonban egy minta kivételével (ősz mintavétel V., azaz a szennyvíztisztító-telep után 1 km távolságra lévő pont) mindenhol mutatkozott toxicitás. Az üledékminták tekintetében 10 órás kontaktidőnél volt több toxikus minta, 15 órás kontaktidőből pedig kevesebb. Összességében elmondható, hogy nem volt olyan mintavételi pont, ahol ne lett volna sem a vízben, sem az üledékben krónikus, vagy akut toxicitás az *Aliivibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás tesztben.

Ezzel szemben a *Daphnia magna* akut immobilizációs teszt nem mutatott ki semmilyen toxikus hatást a tesztorganizmusra.

BLYES/BLYAS/BLYR *Saccharomyces cerevisiae* alapú bioripporter teszt szintén nem mutatott sem ösztrogén, sem androgén, sem pedig citotoxikus hatást.

Úgy vélem, hogy a vizsgálatom jól kiegészíti a Vízyűjtő-gazdálkodási terv második felülvizsgálatának eredményeit. A vizsgálatom eredményei pedig további kutatásokat alapoznak meg. Ahhoz, hogy még átfogóbb és reprezentatívabb képet kapjunk a patak ökotoxikológiai állapotáról, további vizsgálatokat javaslok több szakaszon és többféle tesztstruktúra alkalmazásával.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani a Diplomamunkám elkészüléséhez nyújtott segítségért témavezetőimnek, Dr. Háhn Juditnak, és Dr. Tóth Gergőnek, akik végig magasfokú szakértelemmel és türelemmel kísérték végig a kutatást és dolgozatírást. Továbbá szeretnék köszönetet mondani Göbölös Balázs PhD hallgatónak a laboratóriumi vizsgálatokban nyújtott segítségért, valamint a MATE, AKI Környezetbiztonsági Tanszékének, hogy biztosította a felszerelést a mintavételtől a tesztek elvégzéséig. Köszönöm még Édesapámnak, aki minden alkalommal segítségemre volt a terepi mintavételezéseknél.

Végül, de nem utolsósorban szeretnék köszönetet mondani azoknak, akik biztattak, támogattak és tanáccsal láttak el a munkám során.

8. Irodalomjegyzék

1. Ács, A. (2010): Alternatív ökotoxikológiai tesztek környezetszennyező komponensek detektálására. Doktori értekezés, Pannon Egyetem Vegyészmérnöki tudományok és Anyagtudományok Doktori Iskola, Veszprém
2. Ács A., Kovács K., Kovács N., & Stenger-Kovács, Cs. (2012): Természetes vizek védelme. Pannon Egyetem, Veszprém, 59-60. p., 119 p.
3. Borics, G. (2015): Felszíni vizek fitoplankton alapú ökológiai állapotértékelése. MTA ÖK Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztály, Debrecen
4. Buzier R., Tusseau-Vuillemin M. H., dit Meriadec C.M., Rousselot O., Mouchel J.M. (2006) Trace metal speciation and fluxes within a major French wastewater treatment plant: Impact of the successive treatments stages, Chemosphere 65 pp. 2419-2426
5. Gerencsérné, B. R., Rácz, G., Galambos, I. (2015): Gyógyszermaradványok eltávolítása különböző típusú szennyvizekből. In: Simon, L., Vincze, Gy. (szerk): Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért. Nyíregyháza: Nyíregyházi Főiskola, pp. 21-32.
6. Eldridge, M.L., Sanseverino, J., Layton, A.C., Easter, J.P., Schultz, T.W., Sayler, G.S. (2007). *Saccharomyces cerevisiae* BLYAS, a new bioluminescent bioreporter for detection of androgenic compounds. Appl. Environ. Microbiol. 73:6012–6018.
7. Escher, B. I., Bramaz, N., Quayle, P., Rutishauser, S., & Vermeirssen, E. L. M. (2008): Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. Journal of Environmental Monitoring, 10(5): 622-631.
8. Froehner, K., Meyer, W., & Grimme, L. H. (2002): Time-dependent toxicity in the long-term inhibition assay with *Vibrio fischeri*. Chemosphere, 46(7): 987–997.
9. Gruiz, K., Murányi, A., Molnár, M., & Horváth, B. (1998): Risk assessment of heavy metal contamination in Danube sediments from Hungary. Water Science and Technology, 37(6–7): 273–281.
10. Gulyás, G. (2020): Települési szennyvíz nehézfém-tartalma és annak hatása a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának lehetőségeire. Doktori értekezés, Pannon Egyetem Vegyészmérnöki tudományok és Anyagtudományok Doktori Iskola, Veszprém

11. Háhn, J., Szoboszlai, S., Tóth, G., & Kriszt, B. (2017): Assessment of bacterial biodegradation of herbicide atrazine using *Aliivibrio fischeri* cytotoxicity assay with prolonged contact time. *Ecotoxicology*, 26(5): 648–657.
12. Halász, G.E. (2010): Felszíni vizek és üledékeik minőségének megítélésére alkalmas analitikai és ökotoxikológiai módszerek fejlesztése és alkalmazása. [PhD értekezés] Gödöllő: Környezettudományi Doktori Iskola.
13. Keresztényi I. (2008): Kőolajipari termékek és előállításuk során képződő szennyvizek biológiai tisztításának ökotoxikológiai jellemzése. [PhD értekezés] Gödöllő: Biológiai Tudományi Doktori Iskola.
14. Közép-dunántúli Vízügyi igazgatóság (2024): Szent László-patakkal kapcsolatos adatszolgáltatás. Székesfehérvár: ikt.sz.: Szfvár-002917-0004/2024
15. Krifaton, Cs., Kriszt, B., Risa, A., Szoboszlai, S., Cserhádi, M., Harkai, P., Eldridge, M., Wang, J., Kukolya, J. (2013): Application of a yeast estrogen reporter system for screening zearalenone degrading microbes. *Journal of Hazardous Materials*, 244–245: 429–435.
16. Liu, A., Duodu, G. O., Goonetilleke, A., & Ayoko, G. A. (2017): Influence of land use configurations on river sediment pollution. *Environmental Pollution*, 229: 639–646.
17. Marton, I. (2005): A Balaton vízgyűjtőjén folyó mezőgazdasági termelés hatása a tó környezeti állapotára. *Gazdálkodás XLIX. évfolyam 2. szám*
18. Mateo-Sagasta J., Zadeh S.M., Turral H. (2017): Water pollution from agriculture: a global review. Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Water Management Institute. FAO, Rome
19. Merkl, O., Kele, P. (2015): Eleven lámpások az éjszakában. *Természet világa* 146. évf. 5. sz. 202-205 pp.
20. Michelini, E., Leskinen, P., Virta, M., Karp, M., & Roda, A. (2005): A new recombinant cell-based bioluminescent assay for sensitive androgen-like compound detection. *Biosensors and Bioelectronics*, 20(11): 2261–2267.
21. Miyashiro, T., & Ruby, E. G. (2012): Shedding light on bioluminescence regulation in *Vibrio fischeri*. *Molecular Microbiology*, 84(5): 795–806.
22. Molnár, M., Kungl, N. Zs., Hajdu, Cs., Fekete-Kertész, I. (2013): Ökotoxikológiai módszerek vízi tesztorganizmusokkal. *Környezettoxikológia Laboratóriumi gyakorlat, Elméleti bevezetés*. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék

23. Peer, G. (2018): A Balatonból és vízgyűjtőjéről származó víz- és üledékminták ökotoxikológiai vizsgálata. Diplomadolgozat, SZIE, MKK, Ökotoxikológus MSc, nappali tagozat, Gödöllő
24. Roberta, B., Benedetta, P., & Silvia, Q. (2014): An Ecotoxicological Approach to Assess the Environmental Quality of Freshwater Basins: A Possible Implementation of the EU Water Framework Directive? *Environments*, 1(1): 92–106.
25. Sanseverino, J., Eldridge, M. L., Layton, A. C., Easter, J. P., Yarbrough, J., Schultz, T. W., & Sayler, G. S. (2009): Screening of potentially hormonally active chemicals using bioluminescent yeast bioreporters. *Toxicological Sciences*, 107(1): 122–134.
26. Sanseverino, J., Gupta, R.K., Layton, A.C., Patterson, S.S., Ripp, S.A., Saidak, L., Simpson, M.L., Schultz, T.W., Sayler, G.S., (2005): Use of *Saccharomyces cerevisiae* BLYES Expressing Bacterial Bioluminescence for Rapid, Sensitive Detection of Estrogenic Compounds. *Appl. Environ. Microbiol.* 71:4455–4460
27. Tkaczyk A., Bownik Á., Dudka J., Kowal K., Ślaska B. (2021): *Daphnia magna* model in the toxicity assessment of pharmaceuticals: A review. *Science of The Total Environment*, Volume 763, 1 April 2021, 143038.
28. Tóth, G., Háhn, J., Szoboszlay, S., Harkai, P., Farkas, M., Radó, J., Göbölös, B., Kaszab, E., Szabó, I., Urbányi, B., Kriszt, B. (2022): Spatiotemporal analysis of multi-pesticide residues in the largest Central European shallow lake, Lake Balaton, and its sub-catchment area. *Environmental Sciences Europe*, 18p.
29. Trapido, M., Epold, I., Bolobajev, J., Dulova, N. (2014): Emerging micropollutants in water/wastewater: growing demand on removal technologies. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 2014 Nov; 21(21):12217-22. doi:10.1007/s11356-014-3020-7.
30. Vámosi, B. (2021): Mikroszennyezők előfordulása és ökotoxikológiai állapotfelmérés a Kis-Balatonon. Szakdolgozat, BSc, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Szent István Campus, Természetvédelmi mérnök szak, Gödöllő
31. Vengris, T., Binkiene, R., Butkiene, R., Nivinskiene, O., Melvydas, V., & Manusadžianas, L. (2004): Microbiological degradation of a spent offset-printing developer. *Journal of Hazardous Materials*, 113(1–3): 181–187.
32. Zhang, Y., Geissen SU, Gal C (2008): Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere* 73:1151-1161
33. Xu T., Young A., Narula J., Sayler G., Ripp S. (2020): High-Throughput Analysis of Endocrine-Disrupting Compounds Using BLYES and BLYAS Bioluminescent Yeast Bioassays. *Methods Mol Biol.* 2081:29-41.

Jogszabályok és rendeletek:

1. Water Framework Directive, (2000/60/EC) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex%3A32000L0060> (2024 01.)
2. 31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0400031.kvv> (2024 01.)
3. 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1000010.vm> (2024 01.)
4. 1084/2016. (II. 29.) Korm. határozat a Környezeti és Energhatékonyági Operatív Program éves fejlesztési keretének megállapításáról <https://njt.hu/jogszabaly/2016-1084-30-22> (2024 01.)
5. 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól <https://njt.hu/jogszabaly/2004-28-20-0N> (2024 01.)

Internetes hivatkozások:

http1: <https://www.vizugy.hu/index.php?module=content&programelemid=56>

http2: https://terkeptar.vizugy.hu/vgt3_atlasz/01_A_viztestek_es_a_vizgyujtok_jellemzese.htm

http3: <https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/#up01>

http4: <https://www.ovf.hu/projektek/futo-hazai-projektek/szent-laszlo-patak-rehabilitacioja>

http5: http://akadalymentes.kdtvizig.hu/hu/futo_projektek/cd14c002-3800-4ae2-9b5e-7b7dfb9b443a

http6: <https://mernokvagyonok.hu/blog/2022/10/20/a-szent-laszlo-patak-fenntarthato-vizgazdalkodasara-14-milliard-forintot-forditanak/>

http7: <http://www.kdtvizig.hu/kozep-dunantuli/projektek/lezarult-hazai-projektek/szent-laszlo-patak-rehabilitacioja>

http8: <http://www.kdtvizig.hu/kozep-dunantuli/eu-viz-iranyelvek/viz-keretiranyelv/viz-keretiranyelv>

http9: <https://www.feol.hu/helyi-kozelet/2023/11/a-szent-laszlo-patak-vizrendezesenek-masodik-uteme-is-lezarult-ez-tortent-martonvasar-rackeresztur-es-ercsi-tersegeben>

http10: <https://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/idoszaki/pdf/kornyhelyzetkep18.pdf>

http11: <https://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/idoszaki/pdf/kornyhelyzetkep20.pdf>

http12: <https://www.bgs.ac.uk/geology-projects/emerging-contaminants-in-groundwater/>

http13: https://vizeink.hu/wp-content/uploads/2022/10/VGT3/mellekletek/3_1_melleklet_Szennyvizterheles.xlsx

http14: <http://www.bicske.hu/ekdu/>

http15: <https://www.feol.hu/helyi-kozelet/2019/05/negy-telepulest-szolgaltat-a-korszeru-martonvasari-tisztito>

http16: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823>

http17: <https://unsceb.org/sites/default/files/2020-12/UN-Water-2013-Annual-Report.pdf>

http18: <https://www.unep.org/resources/unep-annual-report-2016>

http19: https://vizeink.hu/wp-content/uploads/2022/10/VGT3/terkepmellekletek/orsz_0307.pdf

http20: https://terkeptar.vizugy.hu/vgt3_app/?mapName=orsz_0401

http21: <https://www.google.com/maps/place/R%C3%A1ckereszt%C3%BAr,+2465/@47.2786653,18.8166765,4777m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x4741fc6032277841:0x87aabe65699a4e12!8m2!3d47.2729155!4d18.8330106!16s%2Fm%2F02rh5mc?hl=hu&entry=ttu>

9. Ábrák és táblázatok jegyzéke

1. ábra: Szent László-patak vízgyűjtő területe	5
2. ábra: Szent László-patak és vízgyűjtőjének szennyvízterhelése.....	15
3. ábra: A ráckeresztúri szennyvíztisztító telep befolyása 2023 nyarán.	16
4. ábra: Diffúz nitrogénterhelés a felszíni vizekben és a Szent László-patak vízgyűjtő területének környékén (fekete oválissal jelölve)	18
5. ábra: Diffúz foszforterhelés a felszíni vizekben és a Szent László-patak vízgyűjtő területének környékén (fekete oválissal jelölve).....	18
6. ábra: Mintavételezési pontok a Szent László-patakból Ráckeresztúr térségében.....	24
7. ábra: Mintavételek a Szent László-patakból Ráckeresztúr térségében	26
8. ábra: A mintákban és kontroll oldatokban tartott szervezetek inkubálása.....	32
9. ábra: Az őszi mintavétel III. (balról az első) IV. (középső) V. (balról a harmadik) serkentést kiváltó mintáinak grafikonjai	35
10. ábra: A téli mintavétel II. (bal) és IV. (jobb) serkentést kiváltó mintáinak grafikonjai....	35
11. ábra: A legtoxikusabb vízminta (tavaszi mintavétel IV. pont) grafikonja.....	36
12. ábra: Az üledékmintákban kimutatható legnagyobb gátlás (téli mintavétel II. pont).....	37
13. ábra: Vízminták <i>Aliivibrio fischeri</i> -re gyakorolt hatása krónikus (25 h) tesztben	38
14. ábra: Nedves üledékkivonatok <i>Aliivibrio fischeri</i> -re gyakorolt hatása krónikus (25 h) tesztben.....	39
1. táblázat: A Szent László-patakból Ráckeresztúr területén vett minták pontjai.....	23
2. táblázat: Szabványos akut <i>Aliivibrio fischeri</i> biolumineszcencia gátlási teszt hígítási sora.....	29
3. táblázat: Toxic Unit (T.U.) kategóriái Vengris et al. alapján.....	30
4. táblázat: <i>Daphnia magna</i> akut immobilizációs teszt eredményei.....	40

10. Mellékletek

1. számú melléklet: Az Elendt M4 mesterséges tartóvíz elkészítésének módja, valamint az összetevőinek a listája.

I. törzsoldat

	Vízhez hozzáadott anyag mennyisége (mg/L)	A hozzáadott oldatok mennyisége az I. számú törzsoldathoz (ml/L)
		Elendt M4
I. törzsoldat komponenseinek listája		
H ₃ BO ₃	57190	1,0
MnCl ₂ *4H ₂ O	7210	1,0
LiCl	6120	1,0
RbCl	1420	1,0
SrCl ₂ *6H ₂ O	3040	1,0
NaBr	320	1,0
Na ₂ MoO ₄ *2H ₂ O	1230	1,0
CuCl ₂ *2H ₂ O	335	1,0
ZnCl ₂	260	1,0
CoCl ₂ *6H ₂ O	200	1,0
KI	65	1,0
Na ₂ SeO ₃	43,8	1,0
NH ₄ VO ₃	11,5	1,0
Na ₂ EDTA*2H ₂ O	5000	-
FeSO ₄ *7H ₂ O	1991	-
21 Fe-EDTA oldat	-	20,0

II. törzsoldat

	Összes hozzáadott víz (mg/l)	A hozzáadott II törzsoldatok mennyisége a közeg elkészítéséhez (ml/L)
		Elendt M4
I. törzsoldat (kombinált nyomelemek)	-	50
Makrotápanyag törzsoldatok (egyetlen anyag)		
CaCl ₂ *2H ₂ O	293800	1,0
MgSO ₄ *7H ₂ O	246600	0,5
KCl	58000	0,1
NaHCO ₃	64800	1,0
¹ Na ₂ SiO ₃ 9H ₂ O	50000	0,2

NaNO₃	2740	0,1
KH₂PO₄	1430	0,1
K₂HPO₄	1840	0,1
Kombinált vitaminoldat	-	0,1
A kombinált vitamin törzsoldatot úgy készítjük el, hogy a 3 vitamint 1 liter vízhez adjuk az alábbiak szerint:		
Tiamin dihidroklorid	750	-
Cianokobalamin (B12)	10	-
Biotin	7,5	-

¹A laboratóriumban használt mesterséges médium nem tartalmazza a Na₂SiO₃*9H₂O összetevőt.

2. számú melléklet: A Growth medium és a Growth mediumot alkotó oldatok receptjei a BLYES, BYAS, BLYR élesztőtörzsek szaporításához.

Growth Medium (500 mL-re számolva)	
1. YMM Medium	427,25 mL
2. Glükóz oldat	50 mL
3. L-aszparaginsav oldat	12,5 mL
4. L-treonin oldat	4 mL
5. CuSO ₄ oldat	1,25 mL
6. Vitamin oldat	5 mL

Growth medium recept	
1. YMM Medium	
KH ₂ PO ₄	13,61 g
(NH ₄) ₂ SO ₄	1,98 g
KOH	4,2 g
MgSO ₄	0,2 g
FeSO ₄	1 ml (40 mg/50 ml H ₂ O)
L-hisztidin	50 mg
Adenin	50 mg
L-arginin-HCl	20 mg
L-metionin	20 mg
L-tirozin	30 mg

L-izoleucin	30 mg
L-lizin-HCl	30 mg
L-fenilalanin	25 mg
L-glutaminsav	100 mg
L-valin	150 mg
L-szerin	375 mg
Desztillált víz	1000 mL
2. Glükóz oldat	
D-Glükóz	20 g
Desztillált víz	80 mL
3. Aszparaginsav oldat	
L-aszparaginsav	200 mg
Desztillált víz	50 mL
4. L-treonin oldat	
L-treonin	240 mg
Desztillált víz	10 mL
5. CuSO₄ oldat	
CuSO ₄	374,5 mg
Desztillált víz	50 mL
6. Vitamin oldat	
Tiamin	4 mg
Piridoxin	4 mg
Pantoténsav	4 mg
Inozitol	20 mg
Biotin	10 mg
Desztillált víz	100 mL

3. számú melléklet: A BLYES/BLYAS/BLYR tesztek mikrotiter lemez beosztása a Szent László-patakból származó víz- és üledékminták kivonataival.

BLYES
BLYAS
BLYR

üledék kivonat

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
B	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1	-V-1	-I-2-	-II-2	-III-2	IV-2	V-2	I-3	II-3
C												
D	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
E	-III-3	-IV-3	-V-3	-I-4	-II-4	-III-4	-IV-4	-V-4	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1
F												
G	BLYES H2O			BLYES-K			BLYES-H2O			BLYES-MeOH		
H	E2 hígítási sor											

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK-	RCK-	RCK-	RCK-
B	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1	-V-1	-I-2-	-II-2	-III-2	IV-2	V-2	I-3	II-3
C												
D	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
E	-III-3	-IV-3	-V-3	-I-4	-II-4	-III-4	-IV-4	-V-4	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1
F												
G	BLYAS H2O			BLYAS-K			BLYEAS-H2O			BLYAS-MeOH		
H	DHT hígítási sor											

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
B	-V-1	-I-2	-II-2	-III-2	-IV-2	-V-2	-I-3	-II-3	-III-3	-IV-3	-V-3	-I-4
C												
D	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
E	-II-4	-III-4	-IV-4	-V-4	-V-1	-I-2	-II-2	-III-2	-IV-2	-V-2	-I-3	-II-3
F												
G	RCK-III-3			RCK-IV-3			RCK-V-3			RCK-I-4		
H	RCK-II-4			RCK-III-4			RCK-IV-4			RCK-V-4		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
B	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1	-V-1	-I-2-	-II-2	-III-2	-IV-2	-V-2	-I-3	-II-3
C	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
D	-III-3	-IV-3	-V-3	-I-4	-II-4	-III-4	-IV-4	-V-4	-I-1	-II-1	-III-1	-IV-1
E	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK	RCK
F	-V-1	-I-2	-II-2	-III-2	-IV-2	-V-2	-I-3	-II-3	-III-3	-IV-3	-V-3	-I-4
G	RCK	RCK	RCK	RCK	BLYR H2O			BLYR MeOH			BLYR K	
H	-II-4	-III-4	-IV-4	-V-4								

11. Függelékek

NYILATKOZAT

a diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve:	Takács Flóra
A Hallgató Neptun kódja:	VVWP00
A dolgozat címe:	A Szent László-patak víz- és üledékmintáinak ökotoxikológiai vizsgálata Ráckeresztúr térségében
A megjelenés éve:	2024.
A konzulens intézetének neve:	Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet
A konzulens tanszékének a neve:	Környezetbiztonsági Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott diplomadolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: 2024. év április hó 22. nap


Hallgató aláírása

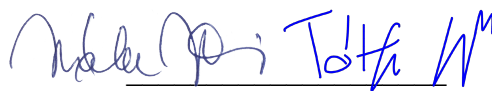
NYILATKOZAT

Takács Flóra (név) (hallgató Neptun azonosítója: VVWP00) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A diplomadolgozatot a záróvizsgán történő védeésre **javaslom** / **nem javaslom**¹.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen **nem***²

Kelt: 2024. év április hó 22. nap



belső konzulens

¹ A megfelelő aláhúzendó.

² A megfelelő aláhúzendó.