



Ökotoxikológia és környezetvédelem

Dr. Milinki Éva

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben az ipar és mezőgazdaság intenzív fejlődése, valamint a fejlett gazdasággal rendelkező országok fogyasztói szemléletének felerősödése következtében a környezetünkbe kerülő természetidegen anyagok mennyisége drasztikusan megemelkedett. Fenti jelenség számos környezeti katasztrófa bekövetkeztéhez vezetett, vagyis mi magunk idéztük elő a környezeti elemek élővilágának elszegényedését és számos, a környezet szennyezéssel összefüggő betegség megjelenését. Az emberiség nem vette figyelembe azt a tényt, hogy ami káros a többi élőlény számára és azok pusztulását okozhatja, ugyanannak a hatásnak humánegészségügyi kockázata is komoly problémákhoz vezethet. Az ökotoxikológiai és környezetvédelmi kutatások összefonódottsága, az elért eredmények nyilvánosságra hozatala nagymértékben hozzájárult egy környezettudatosabb nemzedék felnövekedéséhez, akiknél az egészséges környezetünk iránti felelősségvállalás egyfajta „attitűd” kezd válni.

Az ökotoxikológia, mint interdiszciplináris tudomány ebben a szemléletformálásban kiemelkedő szerepet játszik, segíti az ismeretek integrálásának képességet, a természettudományos ismeretek egységben való megközelítését. A különböző tudományterületek közti kompetencia határok ma már nem húzhatók meg egyértelműen, a szétszabdaltság helyett a problémák komplex megközelítése elengedhetetlen. Az ökotoxikológiai folyamatok értelmezése, összefüggések megfelelő szakmai kontextusba helyezése megköveteli az integráns szemléletet, ezért a fejezet megfelelő megalapozottságot nyújt a témakörhöz kapcsolódó FSZ és BSc képzésben részvevő hallgatók multidiszciplináris szemléletének elmélyítéséhez.

Tartalmi áttekintés

1. Bevezetés az ökotoxikológiába

- 1.1. A toxikológia rövid története
- 1.2. Ökotoxikológia helye és szerepe a toxikológián belül
- 1.3. Az ökotoxikológiai kutatások nemzetközi és hazai helyzetének áttekintése
- 1.4. Ökotoxikológia és környezetvédelem kapcsolata

2. Toxikológiai és ökotoxikológiai alapfogalmak

- 2.1. Toxikus hatást befolyásoló tényezők
 - 2.1.1. Dózis
 - 2.1.2. Hatás időtartama
 - 2.1.3. Expozíció módja, expozíciós utak
 - 2.1.4. Toxikus hatás fajtól való függése
 - 2.1.5. Biológiai hozzáférhetőség
- 2.2. Toxikológiai és ökotoxikológiai tesztek kritériumai

3. Környezeti rendszerekben ható ökotoxikus tényezők

- 3.1. Ökoszisztémák és ökotoxikológia kapcsolata, ökoszisztémák komplexitása, vegyi anyagok ökológiai kockázata
- 3.2. Mikroszennyezők, mint környezeti stressz-tényezők (nehézfém és peszticid szennyezés környezeti és humánegészségügyi hatásai)
 - 3.2.1. Nehézfémek környezeti hatásai, nehézfém szennyezés következményei
 - 3.2.2. Peszticid (növényvédő szer) szennyezés hatásai a környezetünkben

4. Legnagyobb kockázatot jelentő mezőgazdasági és ipari szennyező anyagok és környezeti hatásaik

- 4.1. Klórozott szénhidrogének
- 4.2. Szerves foszforsavészterek
- 4.3. Triazinok és származékaik
- 4.4. Poliklórozott bifenilek (PCB)
- 4.5. Poliklórozott p-dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok (dioxinok)
- 4.6. Policiklusos aromás szénhidrogének (PAH)

5. Toxikológiai tesztek típusai

- 5.1. Egy-fajú és több-fajú tesztek alkalmazásának lehetőségei
 - 5.1.1. Egy-fajú tesztek szerepe a toxikus hatás kimutatásában
 - 5.1.2. Több-fajú tesztek jellemzői és alkalmazásuk kritériumai
- 5.2. Ökotoxikológiai vizsgálatok, mérések végpontjai
 - 5.2.1. Geno-, és citotoxikológiai vizsgálatok alkalmazása az ökotoxikológiában
 - 5.2.2. Ökotoxikológiai mérések egyed, populáció és ökoszisztéma szinten

6. Általánosan alkalmazott teszt-szervezetek, elterjedt teszt-módszerek

- 6.1. Bakteriális biotesztek
- 6.2. Növényekkel végzett tesztek
 - 6.2.1. Alga - tesztek
 - 6.2.2. Csíranövény- teszt
 - 6.2.3. Elodea (átokhínár) – teszt
 - 6.2.4. Lemna (békalencse) – teszt
- 6.3. Állati teszt-szervezetek alkalmazása
 - 6.3.1. Protozoa (egysejtű) szervezetekkel végzett tesztek
 - 6.3.2. Daphnia akut és krónikus teszt
 - 6.3.3. Collembola (úgróvillások) – teszt
 - 6.3.4. *Eisenia foetida* (földigiliszta) - teszt
 - 6.3.5. Akut és krónikus hal- teszt

7. Toxikus anyagok sorsa a környezeti rendszerekben

- 7.1. Bioindikáció, bioakkumuláció, biokoncentráció és biomagnifikáció
- 7.2. Biodegradáció mérése az ökotoxikológiai vizsgálatokban
 - 7.2.1. Biodegradáció folyamata, gyakorlati alkalmazhatósága
 - 7.2.2. Biodegradációs vizsgálati technikák, biodegradációs tesztek

8. Ökotoxikológia és kockázatfelmérés, korai figyelmeztető rendszerek típusai

- 8.1. Környezeti hatásvizsgálat, vegyi anyagok kockázatának becslése
- 8.2. Korai figyelmeztető rendszerek (KFR) alkalmazhatósága

9. Mikrokozmosz, mezokozmosz, szabadföldi kísérletek és bioremediációs technológiák

- 9.1. Mikrokozmosz modellek
- 9.2. Mezokozmosz modellek
- 9.3. Remediációs és bioremediációs technológiák alkalmazhatósága
 - 9.3.1. Bioremediáció lehetőségei a szennyező anyagok környezeti kockázatának csökkentésében
 - 9.3.2. Fitoremediációs technológia és gyakorlati alkalmazhatósága

10. Toxikológiai határértékek, hazai és nemzetközi szabványrendszerek, engedélyeztetési eljárások

- 10.1. Toxikológiai határértékek kialakításának jogi szabályozása
- 10.2. Kémiai anyagok engedélyeztetési eljárásai
 - 10.2.1. Terménynövelő anyagok és növényvédő szerek engedélyeztetése
 - 10.2.2. Állatgyógyászati szerek engedélyeztetési eljárása

1. Bevezetés az ökotoxikológiába

1.1. A toxikológia rövid története

A toxikológia a görög „toxikon” (nyíl) szóból származik. A mérgek alkalmazása egyidősnek tekinthető az emberiséggel. Dél-Amerikában élő apró nyílméreg békákat már az ősi indián törzsek is felhasználták harcaik során. Ezeknek a béka fajoknak (Dendrobates, Phyllobates fajok) a bőrváladéka olyan alkaloidákat tartalmaz, amelyek a világ legerősebb természetes méreganyagai közé sorolhatók (1. kép). Ezzel a mérgező hatású bőrváladékkal kenték be az indiánok a nyilaik végét. A természetben található anyagok mérgező hatásán túl az ember korán felismerte azok gyógyító hatását is megfelelő mennyiségben és formában alkalmazva.

1. kép: Dendrobates truncatus (Benkó Zsolt)

Ókori Egyiptomi kultúra: i.e. IV – III. évezredben Egyiptomban már foglalkoztak gyógynövénytermesztéssel, mivel ezeket rendszeresen felhasználták a gyógyításban. Az Ebers papirusz - melyet egy múmia mellett találtak meg - már feljegyzett számos növényt, melyeket betegségek kezelésénél hatásosan alkalmaztak (pl. fehér üröm, sáfrány, bürök, 2. kép). Hennából pedig pépet készítve gombaölő szerként hasznosították.

2. kép: Ebers papirusz (Győry Hedvig)

Ókori görög és római kultúra:

Hippokratész (i.e. 460-377)

Ókori görög orvos, az orvoslástan és orvosi etika megalkotója. A tapasztalást és a természet gyógyító erejét hangsúlyozta. A betegségek kezelésében kiemelten fontosnak tartotta a gyógynövények alkalmazását. Tárnicból, fahéjból, bürökből készített betegei számára főzeteket, kenőcsöket. Hippokratészt ezért mind a modern medicina, mind a természetgyógyászat elődjének tartja.

Felismerte a túladagolás veszélyét, azt vallotta, hogy a természetben található hatóanyagokat is csak megfelelő arányban lehet alkalmazni: **„Ugyanazok a dolgok, amelyek a betegséget okozzák, meg is gyógyítják azt.”**

Cornelius Celsus (i.e. 50 - 25)

Római enciklopédista, „De Medicina Libri” című gyógyszeres könyve 250 gyógyhatású növényt ír le, kiemelve a mályva és az édeskömény pozitív hatását (1. animáció).

1. animáció: Az ókorban is alkalmazott gyógynövények (www.szfki.hu,
www.biokert.network.hu)

Mályvafélék közül a fodros mályva, édeskömény serkenti az emésztőszervrendszer működését, anyagcserére kifejtett hatásával segíti a testsúly kontrollálását. A bürök esetében gyógyhatásának és mérgező hatásának ismerete már az ókorba nyúlik vissza. Jótékony hatása van asztmás tünetek kezelésénél, azonban nagyobb koncentrációban a foltos bürök nedve annyira mérgező, hogy halálraítélteket bürök itatásával végezték ki. Nagyobb mennyiségben légzésbénulást okoz.

Középkor időszaka:

Paracelsus (1493 – 1541)

Orvos és természettudós, a toxikológia tudományának atyja. Gyógyszerei főleg gyógynövényekből és fémekből készültek (főzeteket és kenőcsöket alkalmazott). Gyógyszerként használt fel egyébként mérgező hatású anyagokat pl. higany, kén és vas vegyületeket. Paracelsus kísérletekkel bizonyította, hogy a mérgező hatás kialakulásában a szervezetbe bejutott hatóanyag mennyiségnek elsődleges szerepe van.

Vallotta, hogy ami nagy adagban mérgező, az kis adagban orvosság. **„ A mennyiség teszi a mérget. Minden dolog mérgező, ha önmagában nem is az: csupán a mennyiség teszi, hogy egy anyag nem mérgező”.**

Paracelsus a farmakokémia megalapítója volt. Munkássága nyomán a gyógyszeres (farmakológia) ugrásszerű fejlődése következett be. Eredetileg növényi alapú gyógyszerek egész sorát alkották meg félszintetikus és szintetikus úton. Ezek a mesterségesen előállított

készítmények a természetben nem fordulnak elő, így az emberi szervezet számára idegen anyagok, melyeknek ezért számos mellék -, és utóhatásuk van.

1.2. Ökotoxikológia helye és szerepe a toxikológián belül

A toxikológia eredetileg az orvoslástan és gyógyszerteran területéhez tartozott és abból kiválva lett önálló tudományág. A toxikológia legnevesebb múlt századi művelői, mint pl. Claude Bernard gyógyszerészek voltak. A gyógyszerek túladagolásakor bekövetkezett mérgezésekkel és azok tüneteivel foglalkoztak. A toxikológia önálló tudományággá válásában elsődlegesen az ipari és mezőgazdasági termelés intenzív fejlődésének volt szerepe. Különösen a vegyipar nagymértékű fejlődését kell kiemelni: számos új kémiai anyag jelent meg (modern műanyagok, műtrágyák, növényvédő szerek) és néhány évtized alatt a környezeti rendszerekben ezek, mint szennyezőanyagok krízist idéztek elő.

Ezeknek a változásoknak lett a következménye, hogy ma már a toxikológián belül is számos új szakág különült el (KISS 1997):

- Humántoxikológia
- Környezettoxikológia
- Ökotoxikológia
- Ipari és mezőgazdasági toxikológia
- Élelmezési toxikológia
- Foglalkozási toxikológia
- Kémiai – analitikai toxikológia

A felsorolt területeken kívül jelentős fejlődés következett be az elmúlt évtizedben a genotoxikológiai kutatások területén, illetve napjainkban a nanotoxikológia térhódításának lehetünk szemtanúi.

Az ökotoxikológia multidiszciplináris tudomány, több tudományág eredményeit egyesíti egy új megközelítést adó magasabb minőségi szinten és integrálja azok eddig elért eredményeit (2. animáció). Az ökológia, mint tudomány a legfontosabb alapját képezi, mivel erre alapozva határozható meg a fajok közti kölcsönhatások az ökoszisztémában, illetve a toxikus anyagok szerepe az ökoszisztéma szerkezetében és funkciójában bekövetkező változásokban.

2. animáció: Az ökotoxikológia interdiszciplinaritása (D. Connell alapján)

A **toxikológia (méregtan)**: a mérgező anyagokkal foglalkozó tudományág, a mérgek fizikai, kémiai tulajdonságaival, meghatározásukkal, előállításukkal és az élőszervezetekre kifejtett hatásukkal foglalkozik.

Az ökológia vizsgálati területét már Ernst Haeckel 1866 -ban definiálta: „az élőlények és környezetük kölcsönhatásait az egyedek, a populáció (azonos fajhoz tartozó, azonos biotópon egy időben élő, szaporodási közösséget alkotó egyedek összessége), az életközösség és bioszféra (a földi élet színtere) szintjén tanulmányozza.

Az **ökotoxikológia** elnevezése Truhaut nevéhez fűződik, aki úgy határozta meg az ökotoxikológiát, mint „a toxikológia olyan ága, mely a toxikus hatásokkal foglalkozik természetes és szintetikus előállított anyagok és az ökoszisztémát alkotó szervezetek (növények, állatok és emberi szervezet) kölcsönhatásának eredményeként” (TRUHAUT 1977).

Callow (1993) meghatározása alapján az ökotoxikológia olyan tudomány terület, mely „ a már ismert és az új szennyezőanyagokat, és azok környezetre gyakorolt ökológiai hatását tanulmányozza”. Az ökotoxikológia a toxikológiai és ökológiai kutatások megállapításain túl beépíti és hasznosítja a fiziológia, kémia, matematika, geológia, genetika és mikrobiológia eredményeit is. A kémiai vizsgálatok az abiotikus és biotikus kölcsönhatások értelmezésénél nélkülözhetetlenek. A matematikai, számítástechnikai modellezés pedig a bekövetkező változások előrejelzéséhez, illetve az extrapolálásához szükséges.

1.3. Az ökotoxikológiai kutatások nemzetközi és hazai helyzetének áttekintése

Az elmúlt évtizedekben végbemenő változások (ipari és mezőgazdasági termelés intenzív növekedése, életformaváltás) az ökoszisztémákban végbemenő folyamatok újra értelmezését és megértését tették szükségessé. Az emberi tevékenység eredményeként a természetben új anyag- és energiaáramlások jöttek és jönnek ma is létre, és ezek egyre

jobban veszélyeztetik környezetünk épségét. Az antropogén hatások következtében az abiotikus és biotikus rendszerek közötti korábbi interakciók fellazultak, ezek helyett újabb és újabb kölcsönhatások alakultak ki. Ezen kölcsönhatások negatív eredményeként nem csak a környezetünk, hanem az egész emberiség léte és jövője is veszélybe került. Az életfeltételeinket biztosító bioszféra már nem képes ezekhez a felgyorsult folyamatok okozta változásokhoz alkalmazkodni. Az emberi tevékenység eredményeként kialakult technoszféra környezetünkben megfigyelhető hatásai ma már döntőbbek, mint a természeti erők okozta hatások. A technoszféra a bioszféra gyakorolt sokrétű hatása és a bioszféra erre adott – rendszerint negatív – reakcióláncolata, válasza vezetett a környezetkrízishez.

A környezeti rendszerekbe kerülő, vagy került idegen szennyezőanyagok széles skálája maga után vonta mind az ökológiai, mind a toxikológiai kutatások egyre hatékonyabb kiterjesztését. Ezek a vizsgálatok azonban eleinte inkább egymással párhuzamosan történtek és nem kiegészítették egymást.

Az ökológusok ezért hosszú ideig nem ismerték fel a környezetünkbe kerülő új kémiai anyagok és az ökoszisztémákban megfigyelhető változások közti összefüggéseket. Figyelmük elsősorban a klímaváltozás hatásaira, a faj invázió, illetve a biodiverzitás kutatására terjedtek ki. A toxikológusok pedig az új kemikáliák jellemzőinek feltárására, a határérték képzés módszereinek kidolgozására fektették a hangsúlyt, az ökoszisztémákban bekövetkező tényleges hatásokat nem elemezték.

Az áttörést Rachel Carson művének a „Silent Spring”-nek / Néma tavasz / a megjelenése jelentette (CARSON 1962). Könyve irányította rá a figyelmet a kémiai anyagok, illetve azok metabolitjainak káros környezeti következményeire és már felismerte, hogy az egyes anyagok közti kölcsönhatások (interakciók) jelentősen befolyásolják és megváltoztathatják egy adott anyag toxikus hatását. Carson mutatott rá először a DDT alkalmazásának veszélyeire, bizonyítékokat tárt fel annak rákkeltő hatásáról, és ezzel elindította az első környezetvédelmi mozgalmakat, illetve a környezetvédelem állami szintű intézményeinek megteremtése neki köszönhető. Állhatatos munkája eredményeként a Természetvédelmi Világszervezet (WWF) a DDT használatának betiltását szorgalmazta az egész világon.

Az elmúlt évtized kutatásai alátámasztják azt a feltételezést, hogy az ökológiai és ökotoxikológiai vizsgálatok együttese szükséges a környezeti kockázatok reális megítéléséhez és a szükséges intézkedések megtételéhez (DE ZWART et al. 2005). Az ökotoxikológiai

vizsgálatok jelentőségére mutatott rá néhány, igen súlyos következményekkel járó ipari baleset pl. Minamata-öbölnél bekövetkezett katasztrófa, vagy Olaszországban a Sevesoi vegyi üzem balesete Milánó közelében.

Japánban a Minamata-öbölben egy acetaldehidet előállító gyár higany tartalmú szennyvizei kerültek az öböl vizébe (1938). A baleset következtében 1970 –ig 300 ember halt meg a szennyezés eredményeként, és ez felhívta a világ figyelmét a nehézfém szennyezés veszélyeire. A vegyi üzemből kikerült metil-higany akkumulálódott a halak és kagylók szervezetében, valamint a tápláléklánc révén bejutott az ott élő emberekbe is. A higany idegrendszer károsító hatás miatt koordinációs és egyéb súlyos mozgásszervi megbetegedéseket, vakságot és demenciát (elbutulást) okozott. Magzati fejlődést károsító hatása miatt számos fejlődési rendellenességgel született gyermek jött világra a Minamata-öböl környéki településeken.

Olaszországban Milánó mellett Sevesonál következett be 1976-ban vegyi üzem robbanása miatt környezeti katasztrófa. A mérgező hatású gáz dioxint tartalmazott, a környező területeken a talaj elszennyeződése olyan mértékű volt, hogy a lakosságot 3 évvel később lehetett csak biztonságosan visszatelepíteni. A mérgezés következtében az expozíciónak kitett személyeknél először bőr panaszokat, majd máj, vese, immunrendszeri károsodásokat, daganatos elfajulásokat regisztráltak a katasztrófát követő években.

Az ökotoxikológiai kutatások területén az elmúlt 60 év során hét, markánsan elkülönülő időszak választható el egymástól (BLAISE 1998):

- 1950-es évek (dark ages – környezetvédelmi szempontok egyáltalán nem érvényesültek, szennyezők hatását nem vizsgálták)
- 1960 –as évek (szennyezések feltérképezése megkezdődik, toxikológia tesztelés főleg halakkal, fish–testing)
- 1970-es évek (szennyező anyagok kibocsájtásának szabályozása, határértékek meghatározása)
- 1980 –as évek (ökotoxikológiai szemléletmód előtérbe kerülése)
- 1990 –es évek (mikrobiológiai tesztek széleskörű alkalmazása)
- 2000 –es évek (ökotoxikogenetikai módszerek megjelenése)

- 2010 –es évek (nanoökotoxikológia térhódítása)

A nanotechnológia a parányi méretekkel dolgozik, atomi szinten történő változásokat vizsgálja, az előállítani kívánt anyag atomjainak irányított összerakása a cél. Ezzel a technológiával nanométeres nagyságú objektumokat lehet létrehozni (informatikában, orvostudomány területén ma még szinte elképzelhetetlen eredmények várhatók a nanotechnológia terén, innovációs láncreakció indulhat el). Ennek a technológiának a térhódítása azonban magába rejt potenciális környezeti veszélyeket is (COLVIN 2003). Nanoméretű fém-oxidok minden ökoszisztémában jelen vannak és ezekhez az élővilág az evolúció során alkalmazkodott. A mesterségesen képződő nano-részecskék azonban potenciális veszélyt jelenthetnek (HANDY et al. 2008), de az erre vonatkozó megállapítások jelenleg nem tekinthetők többnek pusztá feltételezéseknél (NOWACK 2009).

Ökotoxikológia hazai kutatási területei is követik a nemzetközi trendet. A környezeti rendszerek súlyos elszennyeződése, katasztrófák bekövetkezte Magyarországon sem ismeretlen jelenség. 2000 –ben a Tiszán és a Szamoson bekövetkezett cianid és nehézfém szennyezés hatásai éveken át nyomon követhetőek voltak. A szennyező hullám levonulását 150 tonna összegyűjtött haltetem kísérte. Különös várakozás kísérte a cianid szennyezést követő évben, hogy a hungaricumnak számító tiszavirág (*Palingenia longicauda*) vajon túlélte-e a természeti katasztrófát, és nyári látványos rajzása nem marad-e el. Szerencsére az elkészült szakvélemények egyértelműen megállapították, hogy a szennyezés következtében egyetlen faj sem pusztult ki, csak állományuk megcsappant, valamint a tiszavirág rajzását is a folyó megszokott szakaszain meg lehetett figyelni (3 kép).

3 kép: Tiszavirág rajzási területe (www.tiszaviragutja.hu)

A cianid és nehézfém szennyezés hatásai még évekig éreztethetik hatásukat, illetve a kiülepedés miatt a meder anyagának nehézfém terhelése bármikor mobilizálódhat és a táplálékláncon keresztül veszélyeztetheti a környék élővilágát (FLEIT 2001, CSENGERI et al. 2001, LAKATOS et al.2003, REGŐS et al. 2005).

Az emberi gondatlanság miatt bekövetkező környezeti katasztrófák közül nem hagyhatjuk említés nélkül a 2010-ben bekövetkezett ajkai vörösiszap katasztrófát. A Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) tulajdonában lévő, Kolontár és Ajka települések közti vörösiszap-tároló gátjának átszakadásával többszáz ezer köbméter erősen lúgos, maró hatású zagy öntött el mintegy 40 km² területet (3. animáció).

3. animáció: Vörösiszap katasztrófa Kolontár és Ajka közti térségben (forrás: MTI/H Szabó Sándor)

A vörösiszap szennyezés 40 km² területen szinte belepett mindent, a Torna patak élővilágát kipusztította, valamint 10 ember életét vesztette. A magyarországi tragédia nemzetközi összefogást és támogatást váltott ki. Ilyen mértékű vörösiszap által okozott katasztrófa még világméreteken sem fordult eddig elő. Az Európai Unió szakértőivel közösen kezdődtek meg a kárelhárítási munkálatok.

Az ipar károsító hatása mellett a másik nagy szennyező anyag kibocsájtó a mezőgazdaság. A növényvédő szerek a felhasználás területéről elsodródhatnak (off-target hatás), bemosódnak az élővizekbe (run-off hatás), és nem a célszervezetekben fejtik ki hatásukat (DARVAS & POLGÁR 1998). A klórozott szénhidrogének együttese volt az első olyan csoportja a peszticideknek, melyeknél a kedvezőtlen tulajdonságok, mint kumuláció, perzisztencia, biomagnifikáció, karcinogenitás felhívták a figyelmet a kémiai növényvédelem veszélyeire. A mezőgazdasági ökotoxikológia az alkalmazott növényvédő szerek toxikus hatásának megállapításán túl, adott szer alkalmazhatóságával, engedélyeztetésének gyakorlati szempontjaival is foglalkozik (DARVAS & SZÉKÁCS 2006, VÁRNAGY 1995, 2005).

Napjainkban a terület fontosságának megfelelően az ökotoxikológiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémia irányításával teljesen önálló kutatási részt fednek le, illetve a felsőoktatási képzésben is az ökotoxikológia, mint tantárgy önálló kurzusként jelenik meg.

1.4. Ökotoxikológia és környezetvédelem kapcsolata

Az ökotoxikológiai vizsgálatok alapján előrejelzés adható arról, hogy a környezetbe került vegyi anyagok miként módosítják adott ökoszisztéma struktúráját és funkcióját, milyen mértékű kockázatot jelentenek az élő szervezetek számára. Természetesen a teljes

ökoszisztémát érő hatásokat és azok következményeit mai tudásunk alapján nem tudjuk feltárni, azonban a toxikológiai és ökotoxikológia tesztek eredményeiből extrapolálni lehet a valós életközösségekre. Az ökotoxikológia adott vegyi anyag környezeti koncentrációjából indul ki, és a rendelkezésre álló adatok alapján megpróbálja meghatározni a vizsgált anyag környezeti kockázatát (GRUIZ et al. 2001).

A toxikológiai vizsgálatok fontos részét képezik a környezeti hatásvizsgálatoknak, melyek célja az emberi tevékenység eredményeként bekövetkező környezeti állapotváltozás becslése. A hatásvizsgálatok során előzetes hatástanulmány készül, majd részletes hatásvizsgálat alapján adott vegyi anyag környezeti kockázata számszerűsíthetővé válik (FÖLDI & HALÁSZ 2009). Ez a számokban való kifejezhetőség segíti a megfelelő környezetvédelmi, környezet gazdálkodási és környezetpolitikai döntések meghozatalát (1. ábra).

1. ábra: Ökotoxikológia szerepe a környezetvédelemben (GRUIZ K. alapján)

A környezeti rendszerekbe kerülő vegyi anyagok hatása a dózis-válasz, illetve koncentráció-válasz összefüggés alapján megbecsülhető. A kapott eredmények alapján pedig a még nem káros koncentrációk, illetve a javasolható határértékek meghatározhatók.

Tesztkérdések:

Karikázd be a helyes választ!

1. Kinek a nevéhez fűződik az alábbi megállapítás? . „ A mennyiség teszi a mérget. Minden dolog mérgező, ha önmagában nem is az: csupán a mennyiség teszi, hogy egy anyag nem mérgező”.

- a) Hippokratész
- b) Paracelsus
- c) Cornelius Celsus
- d) Callow

2. Mi a vizsgálati területe az ökotoxikológiának?

- a) az élővilág és környezete közti kölcsönhatás
- b) új szennyező anyagok környezetre gyakorolt ökológiai hatása
- c) normál fiziológiai jelenségek értelmezése

d) etológiai megfigyelések

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

a) Minamata-kór b) dioxin c) Néma tavasz d) vörösiszap e) parányi méretű részecskékkel dolgozik

3. Rachel Carson

4. metil-higany

5. Severoi környezeti katasztrófa

6. nanotechnológia

7. Kolontár

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

8. A vizek üledékében található nehézfémek bármikor mobilizálódhatnak.

9. Egy adott anyag toxikus hatása nem mennyiség-függő.

10. Az ökotoxikológiai vizsgálatok eredményei nagymértékben segítik a környezetvédelmi, környezetgazdálkodási és környezetpolitikai döntések meghozatalát.

2. Toxikológiai és ökotoxikológiai alapfogalmak

2.1. Toxikus hatást befolyásoló tényezők

A toxicitás az anyagok olyan speciális fizikai, kémiai és biokémiai aktivitása, amely az élő rendszerre potenciális veszélyt jelent. A toxicitás nem fejezhető ki egyetlen paraméterrel, hanem több változó függvénye (KISS 1997).

Adott anyag toxikus hatását elsősorban a következő tényezők határozzák meg:

- dózis
- a hatás időtartama
- az expozíció módja
- teszteléshez alkalmazott faj
- biológiai hozzáférhetőség

2.1.1. Dózis

Valamely anyag azon mennyisége, amely az élő szervezetbe belép, illetve felszívódik (mg/testtömeg kg). Ugyanazon dózis eltérő toxikus hatást vált ki a testtömeg függvényében (4. animáció).

4. animáció: Testtömeg-dózis kapcsolata (Milinki É.)

Minden anyag toxicitását egy dózis-hatás (*dose-effect*) függvénnyel jellemezhetjük. Ez a függvény megmutatja, hogy adott anyag dózisének emelésével a károsító hatás mértéke hogyan növekszik (2. ábra).

2. ábra: Dózis – hatás görbe (Szőnyi J. alapján)

Azt a biológiai válaszreakciót, amely a vizsgált dózisonál a károsító hatás kimutatására, indikációjára alkalmas, tünetnek nevezzük. Az angolszász irodalom erre az „end–point” kifejezést használja. A jelentkező tüneteknek lehetnek fokozatai (az enyhe tünetektől a súlyosig számos átmenet előfordulhat), vagy leírhatóak „van/nincs” (0 vagy 1) formában (3. ábra).

3.ábra: Dózis–hatás függvény (parametrikus fokozatok a vér szénmonoxid koncentrációjának változása és a jelentkező tünetek esetén (KISS I. alapján)

Adott anyag hatását nem egyetlen egyed válaszreakciója alapján határozzuk meg, hanem több egyedből álló populációt vizsgálunk. A populáció tagjai a vizsgált anyaggal szemben különböző érzékenységek, ezért a toxikus tünet előfordulási gyakorisága a populációban bizonyos fokú szórást mutat. Ha a populáció minden egyede a hatással szemben egyforma érzékenységgű lenne, akkor egy bizonyos küszöbértékig egyetlen egy egyed sem pusztulna el, a küszöbérték felett pedig mindegyik elpusztulna. A hatásmennyiség növelésével azonban az tapasztalható, hogy az elpusztult teszt-szervezetek száma fokozatosan növekedik, mivel a populáció egyes tagjai eltérő érzékenységek a vizsgált anyagra, vagy hatásra (NÉMETH 1998).

Egy hatás valószínűsége és a kitétség közötti kapcsolat S – alakú görbét ad. A dózis–hatás görbe is szigmoid görbe, ahol a görbe baloldali részén az átlagosnál érzékenyebb egyedek (hiperszenzitívek), a jobb oldalon pedig a toleránsabb egyedek (hiposzenzitívek) találhatóak. A dózis–válasz függvény lefutása különböző anyagok esetén eltérő lehet. Minél meredekebb a kapott görbe, annál nagyobb a megbízhatósága, mivel ilyenkor a legkisebbek az egyedi eltérések. A toxikológiában a tünetek megítélésére általában a halálozást (mortalitás) alkalmazzák, mivel ez egyértelműen mérhető és kvantitatív módon kifejezhető. A tünetek „van/nincs” formában való kifejezésekor a toxicitási érték 0 és 1 között változik. Az 1 érték a letális érték, mely a toxikológiában a legsúlyosabb tünetnek tekinthető. A mortalitás gyakorisága a dózis függvényében normál, Gauss eloszlást mutat (4. ábra).

4. ábra: Gauss normál eloszlás görbéje

A Gauss görbe mediánja körül mutatható ki az 50% -os válasz értéke. Ettől \pm irányba távolodva a szórás (SD) függvényében egyre csökken a gyakoriság. \pm SD távolságban a kapott adatok 68,3 %-a, \pm 2SD távolságban 95,5%- a, \pm 3SD távolságban 99,7% -a helyezkedik el. A gyakorlatban konvencionálisan a 2SD szórástávolság mellett kapott 95% -os megbízhatósági szintet jelentő konfidencia intervallumot fogadják el. A dózis–válasz függvényénél az abszcisszán a dózist, vagy annak természetes alapú logaritmusát, míg az ordinátán az adott dózis hatására kialakult tünet (mortalitás) százalékos gyakoriságát tüntetik fel.

LD₅₀ érték: a toxicitás mértékeként a közepes letális dózist alkalmazzák, amely a vizsgálati anyag azon dózisértékét jelenti, melynél egyszeri kezelés esetén a teszt-szervezetek 50% -os pusztulása figyelhető meg (mg/kg testtömegre vonatkoztatva). A szakirodalomban elsősorban patkányokon mért akut orális LD₅₀ értéket adják meg (5. ábra, 1. táblázat).

5. ábra: Patkányon mért LD₅₀ értéke (mg/ttkg) aldrin esetében (SZŐNYI J. alapján)

Anyag	LD ₅₀ (mg/ testtömeg kg)
Etilalkohol	10 000
Konyhasó	4000
Morfin	900
Na-fenobarbitál	150
Sztrichnin	2
Nikotin	1
d-tubokurarin	0,5
Terodotoxin	0,1
Dioxin	0,001
Botulin toxin	0,00001

1. táblázat: Különböző anyagok LD₅₀ értékei patkánynál mg/testtömeg kg (KISS I.)

LC₅₀ érték: annak a koncentrációnak az értéke, melynél a teszt-szervezetek 50% -os pusztulása figyelhető meg. Az ökotoxikológusok a dózis helyett a környezeti koncentráció értékét használják, mivel az ökoszisztémát alkotó szervezeteknél nem ellenőrizhető, hogy a környezetben lévő anyagból mennyi jut be a vizsgált egyedekbe. Itt a humántoxikológiában alkalmazott módszer nem kivitelezhető, mivel a humántoxikológus egy ismert dózis bevétele után (etetés, beinjektálás) vizsgálja a tesztelt állat biológiai válaszreakcióit.

Probit analízis: mind az LD₅₀, mind az LC₅₀ valószínűségi értéket ad meg, ugyanazon körülmények és dózisos alkalmazásánál más-más populációk esetében a vizsgálatok

megismételésekor nem feltétlenül kapunk azonos értéket. A valószínűség helyett a hatásbecslésben gyakran a probit egységet használják, ilyenkor az S –alakú görbe egyenes vonallal helyettesíthető. A probit analízis alkalmazása könnyebbé teszi a toxikológiai vizsgálatok elvégzését és a kapott adatok értékelését. A szigmoid dózis–hatás görbét ugyan is csak akkor kapjuk meg a toxikológiai tesztelésnél, ha nagy számú egyeddel, valamint az adott anyag széles skálájú koncentráció sorozatával végezzük el a vizsgálatokat. Ennek a kivitelezése igen idő –és költségigényes, illetve igen sok teszt-szervezet elpusztításával jár. A probit analízis során a valószínűség (P) százalékos értékét probit értéké (Pr) alakítják át (2. táblázat).

%	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	-	2,67	2,95	3,12	3,25	3,36	3,45	3,52	3,59	3,66
10	3,72	3,77	3,82	3,87	3,92	3,96	4,01	4,05	4,08	4,12
20	4,16	4,19	4,23	4,26	4,29	4,33	4,36	4,39	4,42	4,45
30	4,48	4,50	4,53	4,56	4,59	4,61	4,64	4,67	4,69	4,72
40	4,75	4,77	4,80	4,82	4,85	4,87	4,90	4,92	4,95	4,97
50	5,00	5,03	5,05	5,08	5,10	5,13	5,15	5,18	5,20	5,23
60	5,25	5,28	5,31	5,33	5,36	5,39	5,41	5,44	5,47	5,50
70	5,52	5,55	5,58	5,61	5,64	5,67	5,71	5,74	5,77	5,81
80	5,84	5,88	5,92	5,95	5,99	6,04	6,08	6,13	6,18	6,23
90	6,28	6,34	6,41	6,48	6,55	6,64	6,75	6,88	7,05	7,33
-	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
99	7,33	7,37	7,41	7,46	7,51	7,58	7,65	7,75	7,88	8,09

2. táblázat: A P % átszámítása probit értéké (FINNEY, 1971)

A táblázatból leolvasható, hogy az 50% -os értéknek a probit 5 érték felel meg. A toxikológiai tesztelésnél kapott P% értékeket átalakítva probit értéké, és a kapott pontokat egyenes vonallal összekötve, az 5-ös probit értéket levetítjük a X- tengelyre és megkapjuk az LD₅₀ –et (6. ábra).

6. ábra: Mortalitási probit – függvény (KISS I. alapján)

2.1.2. Hatás időtartama

A toxikológiai tesztek osztályozásánál az egyik fő tényező a tesztelés időtartama:

- **Akut toxikológiai tesztek** (rövid időtartamúak): Általában 24 – 96 órás vizsgálatok, a potenciálisan veszélyes anyag egyszeri bejutása során kialakuló válaszreakciót

állapítja meg. Ennél a tesztelésnél a mortalitási %-ot határozzák meg, a reprodukció nyomon követésére nincs lehetőség. A gyorsan felszívódó mérgek gyakran akut hatást váltanak ki, a direkt mérgezések megállapítására az akut tesztek jól használhatóak (DICKSON et al. 1992). Akut toxicitás mérésénél a tesztelési időtartam rövideje miatt elkövethető az a hiba, hogy a hatás csak a teszt idejének lejártá után következik be. Az akut hatások jelzőszámaként a dózis – válasz görbéről leolvasható LD_{50} , illetve az LC_{50} értékét adják meg. Az LC_{50} értéke mellett használják az EC_{50} értéket is. Az EC_{50} azt a koncentrációt jelenti, melynél a tesztelt szervezetek 50%-ánál valamilyen káros hatás kimutatható.

- **Krónikus toxikológiai tesztek** (hosszabb időtartamú / long-term megfigyelések): Általában 20–30 napig, ritkán 200 napig is eltarthatnak. A tesztelés alatt a potenciálisan veszélyes anyag kisebb koncentrációjánál, többszöri, ismételt bejutásnál vizsgálják annak élettani, alaktani, reprodukciós, vagy táplálkozásbiológiai hatását. A kiváltott hatás erőssége és jellege szempontjából fontos az adott anyag ismételt adagolásai között eltelt idő (expozíció frekvenciája). A krónikus hosszantartó tesztelésnél a potenciálisan veszélyes anyaghoz való hozzászokás, tolerancia alakulhat ki, illetve a felhalmozódás, akkumuláció veszélye állhat fenn.

A krónikus toxicitás végpontjaiként a következő értékeket határozzák meg:

- **NOEC** (No Observed Effects Concentration) – az a legnagyobb koncentráció, amelynek nincs megfigyelhető hatása
- **NOEL** (No Observed Effects Level) – az a legnagyobb dózis, amelynek nincs megfigyelhető hatása
- **NOAEC** (No Observed Adverse Effects Concentration) – az a legnagyobb koncentráció, amely még nem okoz megfigyelhető káros hatást
- **NOAEL** (No Observed Adverse Effects Level) – az a legnagyobb dózis, amely még nem okoz megfigyelhető káros hatást
- **LOEC** (Lowest Observed Effects Concentration) – az a legkisebb koncentráció, amelynek hatása már megfigyelhető
- **LOEL** (Lowest Observed Effects Level) – az a legkisebb dózis, amelynek hatása már megfigyelhető
- **MATC** (Maximum Allowable Toxicant Concentration) – a szennyezőanyag maximális, még megengedhető koncentrációja

A NOEC és a LOEL értéke egymásból kiszámítható : $NOEC = LOEC/2$. MACH értéke a LOEL és a NOEC érték átlagaként adható meg.

Az akut és krónikus teszteknel kapott jelzőszámok alapján az akut – krónikus arány (Acute Chronic Rate – ARC) meghatározható, és néhány vegyületcsoport esetében megállapították az ARC értékét (Giesy et al. 1989):

$$ACR = LC_{50} / NOAEL$$

ahol LC_{50} – 96 órás akut tesztelés során kapott LC_{50} érték

NOAEL – a krónikus tesztelés során megállapított legnagyobb dózis, amely még nem okoz megfigyelhető káros hatást

Akut – krónikus arány (ARC) szerepe: azonos vegyületcsoportba tartozó kémiai anyagok esetében az akut tesztelésnél kapott eredmények alapján a krónikus teszt NOAEL értéke is megadható.

2.1.3. Expozíció módja, expozíciós utak

Az expozíció a toxikológiában azt jelenti, hogy vizsgáljuk a potenciálisan mérgező anyagnak az élő szervezettel való érintkezését az adott dózisonál. Ismert dózisonál fontos megállapítani, hogy adott anyag milyen módon jut be a szervezetbe, illetve milyen a biológiai hozzáférhetősége.

Leggyakoribb expozíciós utak:

- orális – szájon át történő bejutás, a gastrointestinalis rendszerrel okozhat anatómiai és funkcionális elváltozásokat
- inhalációs – belégzéssel jut a szervezetbe a vizsgált anyag, felszívódása a tüdőn át történik
- dermális – bőrön át történik az expozíció
- egyéb parenterális utak pl. intravénásan, intramuscularisan (izomba juttatva), subcutan (bőr alá juttatva)

A különböző expozíciós utaknál a mérgező hatás különböző erősségű válaszreakciót vált ki. Legerősebb hatást természetesen közvetlenül a vérbe jutás okozhat (intravénás bejuttatás). Ez a gyakorlatban gyógyszerek alkalmazásánál léphet fel. A potenciálisan mérgező anyagok a környezetünkben elsődlegesen a bőrön, a légzőszervrendszeren és a tápcsatornán keresztül kerülnek be.

Dermális expozíció:

A legjobb védelmi rendszert az ép bőrfelület jelenti. A gerinces szervezeteknél kialakuló többrétegű elszarusodó hám megfelelő védelmet nyújthat a különböző kémiai anyagokkal szemben. A bőrnek, mint az első védelmi vonalnak a felületét képező szaru réteg (stratum corneum) igen ellenálló a mechanikai és kémiai behatásokkal. Az ép bőrfelület nagymértékben meggátolja a toxikus anyagok bejutását, a bőr sérülései azonban veszélyforrást jelenthetnek. Vizsgálatok kimutatták, hogy a szaruréteg sérülése jelentősen csökkenti a xenobiotikumokkal (környezetidegen, ember által előállított anyagok) szembeni védelmet. A detergenssek ugyancsak jelentősen károsítják a bőrt és ezzel elősegítik a veszélyes anyagok átjutását.

Inhalációs expozíció:

Az inhaláció útján bekerülő mérgek gyorsan felszívódhatnak a tüdő vékony hámján keresztül és a kapillárisok falán átjutva a vérárammal az egész szervezetben szétterjedhetnek. A szállítás sebességét az inhalációval szervezetbe került gőzök, vagy gázok vérben való relatív oldékonysága határozza meg. Ha a mérgező anyag por, vagy füst részecskéhez kötődve jut a szervezetbe, a makrofágok fagocitózisa segítségével szintén a vérkeringésbe kerülhet.

Orális expozíció:

A tápcsatornába kerülő, majd felszívódó anyagok passzív, illetve aktív transzporttal juthatnak a bélhámsejtek belsejébe. A passzív transzport diffúzióval, az aktív transzport carrier molekulák segítségével történik. Aktív transzportnál ATP energia felhasználásával koncentráció gradiens ellenében is történhet a szállítás.

A máj fontos szerepet tölt be a bejutott toxikus anyagok eltávolításában, vagyis a méregtelenítés folyamatában. A máj sejtjei enzimek segítségével átalakítják a mérgező anyagokat. Ezek vagy az epével távozhatnak a szervezetből, illetve vízben oldhatóvá válva a mérgező anyagok a vesén keresztül a vizelettel kiürítésre kerülhetnek. A szervezet méregtelenítő képességét számos tényező befolyásolja pl. bejutó mérgező anyag mennyisége, vízben való oldhatósága, az egyén érzékenysége adott mérgező anyagra.

2.1.4. Toxikus hatás fajtól való függése

Ugyanazon toxikus anyag mérgező hatása igen eltérő lehet még rendszertanilag közelálló fajoknál is. A növényvédelem pontosan ezt a szelektív toxicitást próbálja kiaknázni. A fajok közti különbségek az anatómiai felépítés különbségeiből, az anyagcsere jellegzetességeiből (eltérő hatású metabolitok képződése, a felhalmozódás és kiürülés különbségei), illetve a genetikai faktorok eltéréseiből adódhatnak (ANDERSON et al. 2008). A környezeti koncentrációja egy adott anyagnak és az élő szervezetek által felvett dózis nincs egymással szoros kapcsolatban. A fentiekben felsorolt faji különbségek mellett egy élőlény alakja, testének fajlagos felülete is befolyásolja a környezeti koncentráció és a felvett dózis arányát. A környezetből való anyagfelvétel mennyisége fajfüggő és jelentős eltérések mutathatók ki ezen a területen.

2.1.5. Biológiai hozzáférhetőség

Egy vegyi anyag negatív biológiai hatását jelentősen befolyásolja felvehetősége és biológiai hozzáférhetősége. A biológiai hozzáférhetőség ezért fontos tényező a szennyező anyagok környezeti veszélyességének, kockázatának megítélésében. Adott szennyezőanyag koncentrációja és biológiai hozzáférhetősége eltérő lehet (7. ábra). A kémiai analízissel kimutatott érték nem szükségszerűen nagyobb, mint a biológiailag hozzáférhető mennyiség, ezért az ábrán bemutatott arányok jelentősen változhatnak mind térben, mind időben.

7. ábra: A biológiai, kémiai és valódi koncentráció viszonyának alakulása (GRUIZ K. alapján)

A környezetben előforduló szennyezőanyag koncentráció lényegesen kisebb lehet olyan anyagok esetében, ahol a bioakkumulációs hajlam nagy, így az élő szervezetekben felhalmozódás következik be, de ennek ellenkezője is előfordulhat. Ilyenkor az élőlényekben a környezetben lévő koncentráció töredéke mutatható csak ki. Az ökotoxikológiai teszteknek egyik fő célja a biológiai hozzáférhetőség becslése. Egy vizsgált szennyezőanyag bejutását adott biológiai rendszerbe több tényező befolyásolja: az anyag fiziko-kémiai tulajdonságai (molekulasúly, oktanol-víz megoszlási hányados, vízdékonyság, gőznyomás, forráspont), környezeti faktorok (pH, redoxpotenciál, enzim-hatások), illetve a közegben végbemenő egyéb interakciók. A kémiai analízissel a kémiai anyagok közti kölcsönhatások nem

mutathatók ki, pedig ezek eredményeként a toxikusság mértéke összegződhet, csökkenhet, vagy fokozódhat (additív, antagonist, szinergista hatások).

Analitikai méréseknél a toxikus anyagot oldószerekkel nyerjük ki, majd egyenes arányossági számítással következtetünk a környezeti rendszerben való koncentrációjára, vagyis a jel-koncentráció összefüggés lineáris. A toxikológiai tesztek görbéi, mint ahogy a dózis-válasz görbénél elemeztük szigmoid görbék, a telítési görbe egy hipotetikus receptornak a toxikus anyag molekuláival való telítődését mutatja (8. ábra)

8. ábra: Analitikai és ökotoxikológiai méréseknél a koncentráció-jel viszonya (Gruiz K. alapján)

Az eddig felvázoltakat még tovább bonyolítják a különböző expozíciós útvonalak megléte, több hipotetikus receptor jelenléte, illetve a sejtekbe való bejutás és hozzáférhetőség módjainak széles skálája. A különböző kémiai anyagok a biológiai rendszerekbe bejutva megváltoztatják viselkedésüket. A talaj mikroflórája, az emberi szervezet emésztőenzimeit átalakítják a bekerült anyagokat, módosítva azok biológiai hozzáférhetőségét. Biotranszformációs folyamatok révén olyan metabolitok képződhetnek, melyek toxikus hatása még fokozottabb lehet, mint a kiindulási anyagé volt. A biotranszformáció a szervezetben általában két lépésben valósul meg:

- először egy primer termék jön létre oxidáció, redukció, vagy hidrolízis révén
- ezt követően a primer termék kapcsolódik vízoldható vegyületekhez (pl. glutation, glicin, cisztein, szulfátok) és bekapcsolódik a különböző endogén anyagcsere utakba, vagy kiválasztásra kerül

Biológiai hozzáférhetőség modellezése: a biológiai hozzáférhetőség modellezésére az emésztési kísérleteket alkalmazzák. Biológiaiilag hozzáférhetőnek tekinthető a szennyezőanyag azon része, amelyet az emésztőenzimek elkülönítenek a mátrixtól. Ez az elkülönített rész abszorbeálódhat és átjuthat az emésztőszervrendszer hámján át, ezáltal bekerül a vér, illetve a nyirokkeringésbe. A szervezetben biotranszformációs mechanizmusok révén átalakulhat más vegyületté, vagy az epén keresztül kiválasztásra kerülhet. Adott anyag biológiai hozzáférhetőségét nagymértékben meghatározza, hogy milyen expozíciós útvonalon jut a szervezetbe (az orálisan bevitt anyagok biológiai hozzáférhetősége kisebb

mértékű), illetve a kontakt idő és a transzport folyamatok típusa szintén módosító tényező lehet.

2.2. Toxikológiai és ökotoxikológiai tesztek kritériumai

Az ökotoxikológiai tesztek közvetlenül kimutatják a környezet, vagy a környezeti minták aktuális toxicitását, a vizsgált anyag, vagy anyagok biológiai hozzáférhetőségét.

Környezeti mintákkal a szennyezőanyagok együttes hatása mérhető, az erősítő és kioltó faktorok elkülöníthetők, a hatás-módosulások nyomon követhetőek. Az ökotoxikológiai tesztek eredményei alapján alakíthatók ki a gyakorlatban elfogadott határértékek. A tesztelést általában laboratóriumi körülmények között végzik, mivel így biztosíthatók az állandó környezeti feltételek, és ez teszi lehetővé a vizsgálatok standardizálhatóságát. Kivitelezésük viszonylag egyszerű, könnyen megismételhetők és megbízható eredményeket szolgáltatnak. Hazánkban is számtalan szabvány készült toxikológiai vizsgálati célokra, de az európai OECD szabványok még szélesebb választási lehetőséget biztosítanak.

A laboratóriumi vizsgálatok során adott komponensek külön választhatóak, biológiai hatásuk egymástól elkülönítve is megfigyelhető. A fentiekben felsorolt előnyökből fakadnak azonban hiányosságai is. A laboratóriumi mesterséges körülmények nagymértékben eltérnek az élőlények természetes környezetétől. Az ott zajló fizikai, kémiai, biokémiai és biológiai folyamatok, átalakulások jelentősen módosíthatják egy adott elem, vegyület toxikusságát.

A tiszta mintákkal végzett laboratóriumi vizsgálatok során általában a kémiai-analitikai módszerekkel mérhető koncentrációk arányosak a toxikus hatással, környezeti mintáknál viszont eltérések tapasztalhatóak. Biológiailag hozzáférhetetlen, nagy koncentrációban jelenlévő szennyezők esetében előfordulhat, hogy ökotoxikus hatásuk elenyésző (pl. bizonyos króm vegyületek, nagyon apoláros szénhidrogének). A szennyező oxidációs foka is befolyásolja mérgező hatását. Vízi ökoszisztémákban az üledék felületén kialakuló biofilm módosíthatja a toxicitás mértékét, mivel mind a szilárd fázistól, mind a pórusvíztől eltérő aktivitási szintet mutat. Ökotoxikus hatás alakulhat ki olyan esetben is, amikor a kémiai vizsgálati eredmények ezt nem támasztják alá (pl. még ismeretlen kémiai anyagról van szó, analitikai módszerekkel nem kimutatható formában található a szennyezőanyag, illetve additív, vagy szinergista hatás következett be). A biodegradáció során is képződhetnek igen

toxikus köztes, mellék, vagy végtermékek. A problémát tovább bonyolítja a tesztelésnél alkalmazott szervezetek kiválasztása.

Bizonyos szennyezőkre, vagy szennyezés típusokra ajánlott teszt-szervezetek listája jelenleg kidolgozatlan. Amíg a humántoxikológiában már jól használható módszerek és széles adatbázis áll rendelkezésre, addig az ökotoxikológiai területén nincs egységes metodika. Egyik fő elvárás a teszt-szervezetekkel kapcsolatban az, hogy széles geográfiai elterjedésűek legyenek, természetes élőhelyükön nagy egyedszámban forduljanak elő, az ökoszisztémában fontos strukturális, funkcionális szerepet töltsenek be és a laboratóriumi mesterséges körülményekhez könnyen akklimatizálódjanak. Ennek a kritériumnak általában olyan szervezetek tudnak megfelelni, melyek nagyfokú alkalmazkodó képességgel rendelkeznek, természetes környezetükben stressz tűrők, és jól elviselik a környezet elszennyeződését. Legtöbbször azonban nem reprezentálják kellő biztonsággal az ökoszisztéma többi fajtát. Megfelelő eredményt csak akkor kapunk, ha különböző élőlényekkel, illetve egy adott élőlénycsoport eltérő érzékenységű fajaival végzünk vizsgálatokat. Minősítésnél a legérzékenyebb teszt-szervezettel kapott érték a mérvadó. A tesztek egy része ún. egy-fajú teszt. Ezek a vizsgálatok megbízható eredményt adnak az adott fajra veszélyt jelentő környezeti hatás becslésében, de a kapott adatokat nehéz valós ökoszisztémákra extrapolálni. Jobb megoldást jelent, ha több fajjal is elvégezzük a tesztelést. Gyakran a szakirodalomban kombinált tesztek alkalmazását javasolják (BREITHOLTZ et al. 2006). A tesztelés megbízhatóságát növeli, ha különböző trofitási szintet képviselő szervezeteket alkalmazunk, vagy eltérő táplálkozási stratégiát hasznosító fajokkal is elvégezzük a vizsgálatokat. Kutatások kimutatták, hogy számos kemikália esetében például a vízi növényzet érzékenysége egy adott vegyületre nézve kisebb volt, mint a vízi állatvilágé. Természetesen számos esetben ennek ellenkezőjét is tapasztalták. Nem létezik ugyanis olyan szervezet, amely minden szennyezőanyagra egyformán érzékeny lenne (DÉVAI et al. 1992). Ugyancsak módosíthatja a reális értékelést az a bevett gyakorlat, hogy a szabványosítás miatt azonos korú példányokat használnak, és csak egészséges egyedekkel végzik a tesztelést. Az eltérő korosztályú szervezetek különböző érzékenységgűek, a lárvakor és a korai juvenilis fejlődési stádium a legveszélyeztetettebb. Ugyancsak megállapítható, hogy a természetben nemcsak egészséges egyedek, illetve állományok találhatók, így ezek érzékenysége is igen eltérő lehet (ADELMAN et al. 1976). A teszteléshez használt törzstenyészetekben számolni kell a genetikai variabilitás csökkenésével, illetve egyes

szervezetek a különböző szennyeződésekhez hozzászokhatnak, akklimatizálódhatnak. Pisztrángokkal végzett vizsgálatok bizonyították, hogy az akklimatizált példányok LC₅₀ értéke majdnem kétszerese volt a nem akklimatizált egyedekének.

A teszt-szervezetekkel szembeni követelmények tehát szerteágazóak, a következőkben foglalhatjuk össze a velük szembeni legfontosabb elvárásokat:

- széles geográfiai elterjedésűek legyenek
- strukturálisan és funkcionálisan fontos szerepet töltsenek be az ökoszisztémában
- jól reprezentálják az adott életközösséget
- könnyen beszerezhetők, vagy begyűjthetők legyenek (természetes környezetükből, vagy törzsgyűjteményből)
- laboratóriumi körülmények között könnyen tarthatók, illetve szaporíthatók legyenek (tenyészet története, genetikája ismert legyen)
- érzékenyek legyenek több típusú vegyi anyagra
- ne legyenek patogén fajok

A toxikológiai tesztelésre a legkülönbözőbb élőlény csoportba tartozó szervezeteket alkalmazhatunk, így elkülöníthetők pl. bakteriológiai-tesztek, alga-tesztek, csíranövény-tesztek. Állatoknál a gerinctelen szervezetek közül leggyakrabban rákokat (*Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Cyclops* fajok), kagylókat, férgeket alkalmaznak tesztelésre. Gerincesek közül elsődlegesen halakkal, illetve kistermetű emlősökkel végeznek vizsgálatokat.

Tesztkérdések

Karikázd be a helyes választ!

1. Mit jelent a hiperszenzitív egyed fogalma?

- a) nem ad válaszreakciót a környezeti változásokra
- b) toleráns a környezeti változásokkal szemben
- c) átlagosnál érzékenyebb válaszreakció jellemzi
- d) túlzott mozgásaktivitással válaszol

2. Mit jelent a toxikológiában az 1-es érték?

- a) minden egyed életben maradt

- b) a tesztelt egyedek viselkedésében következett be változás
- c) letális érték
- d) egy egyeddel végezzük a tesztelést

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

- a) közepes letális dózis
- b) emésztéses kísérletek
- c) rövid időtartamú
- d) normál eloszlás jellemzi
- e) az a legkisebb koncentráció, amelynek hatása már megfigyelhető

3. Gauss-görbe

4. LOEC

5. akut toxikológiai teszt

6. biológiai hozzáférhetőség

7. LD₅₀

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

- 8. A növényvédelem a szelektív toxicitás kiaknázásán alapul.
- 9. Adott vegyi anyag biológiai hozzáférhetősége nem befolyásolja környezeti kockázatát.
- 10. Akut toxikológiai tesztekkel toxikus anyagok bioakkumulációja kimutatható.

3. Környezeti rendszerekben ható ökotoxikus tényezők

Az elmúlt évtizedekben bekövetkezett változások (ipar és mezőgazdaság intenzív fejlődése, életformaváltás) eredményeként a környezeti rendszerek vegyi anyag terhelése mind lokálisan, mind globális méretekben egyre nagyobb problémát jelent. A vegyi anyagok széleskörű alkalmazásával a jövőben is számolnunk kell, kiiktatásuk helyett használatuk szigorúbb ellenőrzését szükséges megvalósítani, mivel az erőteljes kemizáció az ökoszisztémák strukturális és funkcionális megváltozását vonta maga után.

3.1. Ökoszisztémák és ökotoxikológia kapcsolata, ökoszisztémák komplexitása, vegyi anyagok ökológiai kockázata

Az ökoszisztémák önszabályozó rendszereknek tekinthetők, melyek zavartalan működését dinamikus egyensúlyi állapotuk biztosítja. Ez a biológiai dinamikus egyensúly hosszú idő alatt alakul ki és az emberi tevékenység az elmúlt évtizedekben ebbe az önszabályozási rendszerbe drasztikusan beavatkozott. A biológiai önszabályozás ökológiai értelemben megszűnt, helyette döntő szerep az ember átalakító tevékenységének jutott. Az ökoszisztémák önszabályozó képessége azonban nem korlátlan, terhelhetőségük csak egy bizonyos tűrési határig lehetséges és ezt a határt átlépve a szabályozási mechanizmusok, illetve a regenerációs folyamatok nem érvényesülnek (VÁRNAGY 1995).

Az ökotoxikológiai vizsgálatok a vegyi anyagok környezeti kockázatának meghatározásához szükséges adatokat szolgáltatják. Adott vegyi anyag fiziko-kémiai tulajdonságai, kémiai szerkezete alapján várható biológiai hatása bizonyos határok között megjósolható. Természetesen nem hagyható figyelmen kívül az a tény, hogy a környezeti rendszerekben számos hatás módosíthatja egy vegyi anyag tényleges toxikusságát (pl. UV sugárzás, hőmérséklet, pH, más anyagokkal való interakciók). Különösen nehéz a biológiai bonthatóság, átalakíthatóság megítélése a xenobiotikumok esetében. Ezek az ember által előállított természetidegen anyagok az élő szervezetek számára gyakran lebonthatatlanok, biokémiai transzformálhatóságuk megoldatlan.

Az ökoszisztéma szintű toxikus hatások értelmezése komplex szemléletet és megközelítést igényel. Adott vegyi anyag egy konkrét egyeddel lép kölcsönhatásba, de a hatás következményei áttevődnek a teljes ökoszisztémára (CAMPBELL 1993). Számos vegyi anyag

ökotoxikus és humánegészségügyi veszélyességének felismeréséhez évtizedekre volt szükség. Bizonyos vegyi üzemek környékén évek alatt egyre több, hasonló tünetet produkáló megbetegedést regisztráltak, illetve vegyi katasztrófákat követően súlyos egészségkárosodás mutatható ki az ott élő populációban. Mikroszennyezők közé tartozó toxikus nehézfémek veszélyességére hívta fel a figyelmet az 50-es évektől Japánban a Minamata-öböl környékén élők között higany szennyezés következtében megjelenő kór, illetve szintén Japánban kadmiummal szennyezett rizs eredményezte az ITAI-ITAI kór megjelenését. Vegyi katasztrófák közül a súlyos dioxin szennyezést okozó olaszországi sevesoi (1976), illetve a bázeli (1986) ipari balesetet emelném ki (4. kép).

4. kép: Vegyi katasztrófa Seveso és Bazel esetében (www.katasztrofak.abbcenter.com)

A Sandoz gyár Bazelben lévő vegyi üzemében bekövetkező katasztrófa következtében a Rajna vize vérvörösre színeződött. Nagymennyiségű dioxin és növényvédő szer került ki a környezetbe, amely a Rajna élővilágában jelentős pusztulást okozott. Ezzel a szennyezéssel a folyót néhány óra alatt nagyobb terhelés érte, mint a megelőző években együttesen.

Ezeknek a baleseteknek a súlyos ökológiai és humánegészségügyi következményei vezettek oda, hogy a legveszélyesebb vegyi anyagok ún. „fekete listáját” összeállították, a legveszélyesebb 20 anyag között az ATSDR lista alapján a toxikus nehézfémek, illékony szerves vegyületek (VOC–volatile organic compound), poliklórozott bifenilek (PCB), policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) és növényvédő szerek szerepelnek (9. ábra).

9. ábra: ATSDR lista (Incze-Lakatos alapján)

Az ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) amerikai Toxikus Anyagok és Betegségek Ellenőrző Hivatala az egészséget veszélyeztető vegyi anyagok kockázatát és a szükséges intézkedések körét határozza meg.

3.2. Mikroszennyezők, mint környezeti stressz-tényezők (nehézfém és peszticid szennyezés környezeti és humánegészségügyi hatásai)

Napjainkban a szennyezőanyagok közül a mikroszennyezők a figyelem középpontjába kerültek. Kis mennyiségben mutathatók ki, de alacsony koncentrációnál is jelentkezhet káros hatásuk (pl. íz – és szagrontók, karcinogének, mutagének, teratogének). Vizeinkben már $\mu\text{g/l}$ koncentrációnál is megfigyelhető negatív hatásuk, mely elsődlegesen toxikus és akkumulációs képességükben nyilvánul meg. Ökotoxikus hatásuk miatt kiemelten kell kezelni a szerves mikroszennyezőkhöz tartozó nehézfémeket, illetve a szerves mikroszennyezőkhöz tartozó peszticideket.

Mindkét csoportra jellemző, hogy nem, vagy csak kismértékben hozzáférhetőek biológiailag, ezért az élő szervezetben felhalmozódhatnak. Biokémiai reakcióik során még mérgezőbb vegyületekké alakulhatnak át, mint az eredeti anyag volt. Bioakkumulációjuk, valamint a tápláléklánc mentén történő transzportjuk révén nem csak környezetvédelmi, hanem humánegészségügyi szempontból is egyre komolyabb problémát jelentenek (KIPPLER et al. 2007, SOHÁR & VARGA 2003).

A mikroszennyezők korunk környezeti stressz-tényezőjévé váltak, egymással, illetve a környezetükben lévő anyagokkal való interakciójuk következtében toxikus hatásuk még meg is sokszorozódhat. Az ipar károsító hatása mellett századunkban megjelent másik nagy szennyezőanyag kibocsátóként a mezőgazdaság. Valamennyi kemikália, amely a természeti környezetbe bekerül, bizonyos koncentráció tartományon kívül káros anyaggá válhat. Ez a hatásuk különösen akkor szembetűnő, ha additív módon, vagy szinergizmus révén összegződik, vagy felerősödik (McGEER et al. 2007).

A természetes módon képződő anyagok biokémiai úton elbomlanak, majd ismét bekerülnek a biogeokémiai körforgásba. Ezzel ellentétben a biológiailag aktív, de természetidegen anyagok jelentős perzisztenciával rendelkeznek és az ökológiai rendszerekben feldúsulnak. Perzisztencián egy kémiai vegyület tartózkodási idejét értjük a természeti környezet jól körülhatárolt régiójában (KISS 1997, MILINKI & MURÁNYI 1997, SÁNDOR et al. 2000). Ezen folyamatok eredményeként egy adott szennyezőanyag koncentrációja az élőszervezetekben nagyságrendekkel nagyobb lehet, mint a környezetben, illetve a tápláléklánc mentén ez a hatás még megsokszorozódhat (HODSON 1988).

3.2.1. Nehézfémek környezeti hatásai, nehézfém szennyezés következményei

Nhézfémek alatt a hétköznapi értelemben gyakran a mérgező hatású fémek csoportját értik, pedig a nehézfémeken belül esszenciális fémek is elkülöníthetők pl. réz, cink. Az esszenciális fémek az élettani folyamatokhoz elengedhetetlenül szükségesek, biológiailag könnyen hozzáférhetőek, de egy adott koncentráció felett mérgező hatásúak lehetnek. A nehézfémek elkülönítése sűrűség alapján történik. Az 5 g/cm^3 –nél nagyobb sűrűségű fémek tekinthetők nehézfémeknek. Az emberi tevékenység eredményeként (pl. nyersanyag kitermelés, energia előállítás, fémfeldolgozó ipar, mezőgazdaság) a környezetbe kerülő és mobilizálódó nehézfémek mennyisége nagyságrendekkel meghaladhatja a geokémiai ciklusból természetes úton bejutó fémtartalmat. Dúsulásuk elsősorban a táplálékláncon keresztül valósul meg (FÖRSTNER & WITTMANN 1979, SÁNDOR et al. 2006).

Adott környezeti rendszer nehézfém-tartalma az antropogén eredetű szennyezés érzékeny indikátora, mivel biológiailag nem távolítható el. Az antropogén dúsulási tényező a természetes szinthez viszonyítva $10^2 - 10^5$ értéket is elérheti. Egyensúlyi állapotban az üledékben és a talajban felhalmozódó nehézfémek mobilizálódása, valamint élő szervezetekben való akkumulációja nem következhetne be. A környezeti tényezők megváltozásával azonban az addig hozzáférhetetlen nehézfémek potenciális veszélyt jelentenek az élőlények számára (CSENGERI et al. 2001). A talajban és üledékben lévő, biológiailag hozzáférhetetlen fémek kémiai időzített bombaként lehetnek jelen a környezeti rendszerekben (RONCAK et al. 1997, GRUIZ et al. 1998). A nagy megkötő kapacitással rendelkező környezeti elemekben az addig hozzáférhetetlen toxikus anyagok mobilizálódása bármikor bekövetkezhet. A talaj, vagy üledék nehézfém terhelésének mérése ezért alkalmasabb az adott rendszer potenciális veszélyeztetettségének kimutatására (GRUIZ et al. 2001).

Külön ökológiai és környezetegészségügyi határértékrendszer nem került kidolgozásra. Felszíni vizek esetében az üledék nehézfém-tartalmára vonatkozóan kevés feldolgozható adat áll rendelkezésre. A Duna, Tisza és a Balaton esetében találunk hosszabb időszakra visszatekintő adatsorokat. A Tiszán a 2000 évi cianid és nehézfém szennyezést követően a folyó felső-, középső-, és alsó szakaszán részletes üledékvizsgálatok történtek (FLEIT & LAKATOS 2002). Ezen vizsgálatok is egyértelműen alátámasztják azt a véleményt, mely

szerint az üledékben kimutatható változások jobb indikátorai a vízgyűjtő szintű zavaró hatásoknak, mint a víztest pillanatnyi koncentráció értékei. A nemzetközi monitorozási gyakorlatban is a hangsúly a vízfázisról az üledék, illetve talaj fázisra tevődik át. Mind a nemzetközi, mind a hazai viszonylatban komoly problémát jelent az adatok összehasonlíthatósága, viszonyíthatósága. Történeti adatokkal való összevetés lehetősége gyakran hiányzik, illetve a rendelkezésre álló adatsorok rövid intervallumot ölelnek fel. Referencia terület hiányában – a nehézfémek természetes háttér koncentrációjának meghatározásakor – alkalmazható a talaj és üledék magminták vételének módszere. Az egymást követő rétegekből kimutatható mikroszennyezők mennyisége az elszennyeződés időbeliségét tükrözik.

A nehézfémek felvételét számos abiotikus és biotikus tényező befolyásolja. Abiotikus faktorok közül a hőmérsékletet, pH-t, vizekben az oldott oxigéntartalmat, vízkeménységet kell kiemelnünk. Biotikus tényezők esetében a fajok közti különbségek, a kor, a méret, az adaptív képességekben való eltérések a mérvadóak. Vízi környezetben kísérletekkel igazolták, hogy a víz hőmérsékletének emelkedése általában a nehézfémek felvételének intenzitását fokozza. Számos gerinctelen szervezet esetében megfigyelhető, hogy 10-15 °C tartományban nehézfémek akut toxikus hatása nem mutatható ki, de 25 -30 °C -nál a mérgező hatásuk jelentősen felerősödhet (WANG 1987). A vízkeménység, szalinitás, pH érték szintén befolyásolják a nehézfémek toxikusságának mértékét. A pH csökkenésével a mérgező hatás növekszik, magasabb pH értéknél a nehézfémek felvehetősége csökken.

A nehézfémek kiszámíthatatlan átalakulási folyamataik révén sok esetben veszélyesebbnek tekinthetők, mint más szennyezések. Az elmúlt évtizedekben a környezeti rendszerekben a nehézfémek koncentrációja nagyságrendekkel megnövekedett, és a táplálékláncon keresztül jelentős akkumulálódásuk következett be az élő szervezetek szöveteiben. Ennek a szöveti nehézfém felhalmozódásnak a veszélyeire hívta fel a figyelmet Japánban a kadmium okozta ITAI-ITAI kór, illetve a metil- higany vegyületek miatt fellépő MINAMATA-kór.

MINAMATA-kór esetében hosszú évek alatt megnőtt az idegrendszeri károsodások száma a populációban. Remegésről, különös pozíciókban megmerevedett végtagokról számoltak be az orvosok („lélegző fabábuk”), több száz betegnél a kór halálos kimenetellel végződött. A Minamata-öbölnél működő vegyi gyár eredetileg kevésbé toxikus szervesetlen higany-szulfátot

juttatott az öböl vizébe, ahol ez a vegyület mikroorganizmusok hatására igen mérgező szerves metil-higany vegyületté alakult át. A képződött metil-higany könnyen átjut az élőlények sejtmembránján, az agy-vér gáton és kifejti egészségkárosító hatását.

ITAI-ITAI kór a krónikus kadmium terhelés következményeire figyelmeztet. Kadmiummal szennyezett rizs fogyasztása Japánban csontrendszeri elváltozásokat, csontritkulást, illetve hosszú ideig tartó expozíció esetében veseelégtelenséget eredményezett (5.kép).

5. kép: MINAMATA és ITAI-ITAI kór (www.wikipedia.org.)

Magyarországon is kadmium terhelésnek kitett embereknél a fentiekben említett tünetek megjelennek. GyöngyöSOROSZI környékén élő férfiak csontritkulása 300% -al haladja meg az országos átlag értékeket.

A talajban a mikroflóra tagjai érzékenyek a kadmium koncentráció emelkedésére, ezért olyan rezisztencia-mechanizmusokat alakítottak ki adaptációs folyamatok eredményeként, mely segítségével fehérjékhez kötve semlegesítik, biológiailag hozzáférhetetlenné teszik a kadmiumot. Talajoknál a megállapított határérték kadmiumra 0,5 mg/kg.

A nehézfémek a természeti környezetben különböző formákban jelenhetnek meg, toxikus hatásukat speciációjuk határozza meg. A környezetben lévő egyéb molekulákkal komplexeket képezhetnek és a komplexképződés eredményeként a szabad hidratált fémionok koncentrációja csökken, a transzport folyamatok sebessége, valamint élettani szerepük megváltozhat. Kritikus állapot akkor következik be, ha egy adott koncentráció értéke eléri az ökológiai szempontból még nem jelentős hatás, és az ökológiai rendszer tartós megváltozásának határát. Természetes, vagy természet-közeli körülmények között előforduló toxikus fémek biológiai hozzáférhetőségét nehéz előre megjósolni. A fémek toxicitási mechanizmusai igen összetett folyamatokon keresztül valósulnak meg. Adott nehézfém az élő szervezetbe kerülve kapcsolatba lép enzimek, vagy más fehérjék funkció csoportjaival. A fehérjék funkció csoportjainak gátlásával élettani folyamatok zavarát idézik elő. Ugyancsak jelentősen növekedhet egy adott fém mérgező képessége más fémmel, vagy fémekekkel való kompetíciója esetén is (GALVEZ et al. 2007). Egyes fémionok között versengés alakulhat ki adott enzim aktív centrumáért (pl. cink-kadmium, kalcium-kadmium). A cink és a kalcium helyét a mérgezőbb kadmium foglalhatja el és ez a kompetitív gátlás a

foszfátanyagcsere zavarához, valamint nagyfokú csonttritkuláshoz, csonttörékenységhez vezethet. Mérgezést okozhatnak azok az oxidatív tulajdonságú fémionok (pl. kromátion), melyek hosszabb expozíciós időtartam alatt karcinogén hatásúak.

A nehézfémek mérgező képességét tovább bonyolítja, hogy a köztük kialakuló interakciók révén egymás biológiai felvehetőségét, élettani szerepét jelentősen módosíthatják (PELGROM et al.1994, NORWOOD et al. 2003, POHL et al. 2003). A bekövetkező interakciók jellegét az adott nehézfém típusa, koncentrációja, az egyes fémek egymáshoz viszonyított aránya, a környezet fiziko-kémiai és biológiai paraméterei határozzák meg (GLOVER et al. 2004). A kadmium és cink kisebb koncentrációinál, együttes expozíciójuk esetén antagonistá hatás figyelhető meg (BRZÓSKA & MONIUSZKO-JAKONIUK 2001). A cink alacsony koncentrációban védi a sejteket az apoptózissal és az oxidatív stresszel szemben kadmium expozíciójánál. Cink jelenlétében a kadmium metallothioneinhez (MT) való kötődése nő, erősödik a sejtek kadmiummal szembeni rezisztenciája. Az MT multifunkcionális fehérje, mely képes a fém kationok megkötésére és antioxidáns szerepet is betölt. Nehézfém expozíciójánál az élő szervezetekben fokozódik az MT fehérjék szintézise (USENA et al. 2007). A nehézfémek káros biológiai hatása azon keresztül érvényesül, hogy gátolják a szervezetben a reaktív szabad-gyökök közömbösítését, fokozzák az oxidatív stresszt és az apoptózist (LEONARD et al. 2004, PULIDO & PARRISH 2003). Nehézfémek közül legtöbb szabadgyök képződés a sejtekben kadmium expozíciójánál mutatható ki.

3.2.2. Peszticid (növényvédő szer) szennyezés hatásai a környezetünkben

A peszticidek alkalmazásának jelentős növekedése az elmúlt évtizedekben az intenzív mezőgazdasági termelés következményének tekinthető. A növényvédő szer olyan anyag, vagy anyagok keverékét tartalmazó természetes eredetű, vagy vegyi úton előállított készítmény, amely növények, növényi részek, raktározott termények károsítóinak elpusztítására, illetve elriasztására alkalmas. Pusztíthatják a talaj élővilágát, talaj degradációt idézhetnek elő, illetve kimosódás révén a talajvizek és felszíni vizek szennyeződését okozhatják (LENGYEL & FÖLDÉNYI 2003). Széleskörű alkalmazásuk miatt ma már a felszíni vizeink és a vezetékes ivóvíz 53%-a tartalmaz növényvédő szer maradványt. A felszíni vizek tekintetében az MSZ 12749/1993. számú magyar szabvány előírásai a mérvadóak (3. táblázat).

hatóanyag megnevezése	I. kiváló μ/l	II. jó μ/l	III. tűrhető μ/l	IV. szennyezett μ/l	V. erősen szennyezett μ/l
klórozott szénhidrogén lindán	0,1	0,2	0,5	2,0	> 2,0
szerves foszforsavészter malation	0,1	0,2	0,5	2,0	> 2,0
triazin származékok	0,5	1,0	2,0	5,0	> 5,0

3. táblázat: Peszticid határértékek az egyes vízminőségi osztályokban

Az EU az ivóvíz és felszíni vizek védelme érdekében a peszticidekre prioritási listát készített (EURÓPA PARLAMENT ÉS TANÁCS 76/464/EEC, EC 2003). Ebben meghatározták az emberi felhasználásra kerülő vizeknél a maximálisan megengedhető növényvédő szer határértékeit. Napjainkban ugyan csökkenő tendencia figyelhető meg a peszticid felhasználásban, de a rendelkezésre álló adatok nem mindig tükrözik a valóságot. A kis családi gazdaságok megszorodásával, illetve az illegálisan importált peszticidek miatt nehezen határozható meg a tényleges növényvédő szer felhasználás (BALOGH 2004, OCSKÓ 2005, TOMPA 2005). A peszticidek csoportosítása azon alapszik, hogy milyen károsító szervezetre hatnak (10. ábra).

10. ábra: Peszticidek csoportosítása (Darvas - Vörös alapján)

A fejlődő országokban az inszekticidekből, a fejlettebb gazdasággal rendelkező térségekben a herbicidekből alkalmaznak többet (VÁRNAGY 1995). Az elmúlt években egy növényvédő szer használatánál és gyakorlati alkalmazhatóságánál elsődleges szempontként a perzisztenciát, a toxicitást és a bioakkumulációt veszik figyelembe (VÁRNAGY 2005). Adott

növényvédő szer viselkedése igen eltérő a különböző környezeti rendszerekben. Toxikus hatásukat elsődlegesen a talajban való mobilitásuk, vízdhatóságuk és akkumulálódási képességük határozza meg. Minél kevésbé oldódik vízben egy vegyület, annál inkább ellenáll a biokémiai bontásnak, és annál nagyobb mértékben akkumulálódik az élőlények szöveteiben. A toxikusság és a perzisztencia egy-egy növényvédő szer esetében eltérő lehet. Ezt igen jól bizonyítják a peszticidek őskorában és a ma alkalmazott szerek közti különbségek. Az 50-es évektől inszekticid hatása miatt használt DDT kevésbé volt toxikus, de mivel igen perzisztens vegyület, ezért a környezeti rendszerekben nagymértékben felhalmozódott és a tápláléklánc mentén az élő szervezetek zsírszöveteiben akkumulálódott (RUIGIANG et al. 2007). A DDT-t kiváltó parationra és származékaira ugyan a gyors lebomlás jellemző, vagyis kevésbé perzisztensek, azonban kísérletekkel igazolták, hogy emlősökre sokkal mérgezőbbek (PÁLFI 2001). A peszticidek bomlása biológiai, kémiai és fotokémiai folyamatok során megy végbe. A fotodegradáció mértéke egyik meghatározó tényezője adott peszticid környezeti hatásának. A fotokémiai folyamatok során képződő metabolitok csökkenthetik, vagy felerősíthetik adott szer mérgező képességét. Fény-indukált toxikusság növekedést mutattak ki vizekben bentikus makrogerinctelen fajokban (HATCH et al. 1999).

Tesztkérdések

Karikázd be a helyes választ!

1. Mit tekintünk xenobiotikumoknak?

- a) élelmiszeripari adalékanyagok
- b) természetben található anyagok gyűjtőneve
- c) kozmetikumok
- d) természetidegen anyagok

2. Mi okozza az ITAI-ITAI kórt?

- a) réz mérgezés
- b) romlott étel
- c) kadmium mérgezés
- d) vírusos fertőzés

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

- a) peszticidek
- b) felerősítő hatás
- c) kémiai időzített bomba
- d) rovarölőszerek
- e) MT
- f) esszenciális fém
- g) abiotikus tényező
- h) sűrűségük nagyobb 5 g/cm³-nél

3. kadmium kötő képességű
4. talaj, üledék nehézfém tartalma
5. inszekticid
6. szinergizmus
7. nehézfémek
8. réz
9. fotodegradáció
10. hőmérséklet

4. Legnagyobb kockázatot jelentő mezőgazdasági és ipari szennyezőanyagok és környezeti hatásaik

A mezőgazdaság intenzív kemizálása, valamint az ipari termelés megsokszorozódása miatt ismeretlen hatású kémiai anyagok kerültek jelentős koncentrációban a környezeti rendszerekbe és ezen keresztül az emberi szervezetbe. A világon csak nem 10 millió különböző szerkezetű vegyi anyagot tartanak nyilván, ebből 100 000 a kereskedelemben is beszerezhető engedélyezett szer. Az iparban keletkező vegyületek, valamint a növényvédő szerek és műtrágyaféleségek állandóan jelenlévő potenciális veszélyforrások a környezetünkben. Hatásukat más kemikáliákkal való interakcióik még fel is erősíthetik. Humánegészségügyi vonatkozásban az élvezeti szerek, tartósítószer és gyógyszerek kombináció lehetnek különösen veszélyesek.

Peszticidek esetében a klórozott szénhidrogének mellett a szerves foszforsavésztereket, valamint a triazin származékokat szükséges kiemelni. A mezőgazdasági eredetű szennyezéseken túl az ipari tevékenység és a közlekedés révén, valamint a háztartásokból is számos toxikus anyag jut a környezeti rendszerekbe. Elrettentő esetekről számolt be a világsajtó a poliklórozott bifenilek (PCB), a dioxinok és a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) környezeti szennyezése miatt. A fent felsorolt vegyületek képviselői mindenütt előfordulnak a környezetünkben és akkumulációjuk révén egészségkárosító hatásukkal évek, sőt évtizedek múlva is számolnunk kell.

4.1. Klórozott szénhidrogének

Az 50-es években a széleskörűen alkalmazott klórozott szénhidrogének mind a mai napig komoly környezeti-és egészségügyi problémát jelentenek. Az ide tartozó DDT-t (diklór-difenil-triklórmetilmetán) az egész világon elterjedten használták, kiváló inszekticideknek bizonyult és a trópusi területeken hatékonyan alkalmazták a malária visszaszorítására. A DDT kijuttatása után néhány évvel megjelentek a szerre rezisztens kártevők és egyre nyilvánvalóbbá vált, hogy igen erősen perzisztens vegyület révén a környezeti rendszerekben felhalmozódott, valamint a tápláléklánc mentén az élő szervezetek zsírszöveteiben akkumulálódott. Lipofil tulajdonsága miatt a zsírban gazdag szerveket károsítja, elsődlegesen a központi idegrendszer érintett, de a máj és a vese működése is zavart szenved. A szívizomzat adrenalin érzékenységét növeli és ezáltal kamrai fibrillációt idézhet elő.

Egészségkárosító hatása miatt a DDT használatát 1968-tól betiltották, mégis az állati eredetű élelmiszerekben mind a mai napig megtalálható. A humán populáció körében végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a DDT mennyisége a zsírszövetben jelenleg is 15-20 mg/kg (11. ábra).

11. ábra: DDT maradékok alakulása a budapesti lakosok zsírszövetében (Sohár–Matyasovszky alapján, OÉTI)

Hasonló hatásúak a DDT-hez a aldrin, dieldrin és lindán vegyületek. Ezek a poliklórozott szerves vegyületek POP (Persistent Organic Pollutants) mindenütt jelen vannak a környezetben (ubiquiter szennyezők). Hosszú ideig megmaradnak, a táplálékláncban dúsulnak, a zsírszövetben felhalmozódnak, átjutnak a placentán és az anyatejbe is kiválasztódnak (anyatejben kimutatható értéke elérte a 340 mg/l –t). Az anyatej összes DDT tartalmát illetően a 70-es években Magyarország az erősen szennyezett országok közé tartozott (12 ábra). A poliklórozott vegyületek 90 %-ban élelmiszerek útján jutnak az emberi szervezetbe, a környezetben perzisztáló maradékokból kerülnek be az élelmi láncba. Különösen veszélyesek, mert biológiai hatásuk később jelentkező toxicitásban nyilvánul meg (teratogenitás, karcinogenitás, immunotoxicitás).

12. ábra: Az anyatej összes DDT tartalmának átlagértékei különböző országok összehasonlításában 1970-1980 között (Sohár – Matyasovszky alapján, OÉTI)

4.2. Szerves foszforsavészterek

Peszticidek közül kevésbé perzisztensek a szerves foszforsavészter származékok. Az ide tartozó növényvédő szerek biológiai hatásukat az enzimek működésének blokkolásával fejtik ki. Gátolják az acetilkolinészteráz aktivitását és ezzel megakadályozzák a kolinerg típusú szinapszisokban az acetilkolin lebomlását kolinra és ecetsavra. Szívizom és légzőszervbénulás lehet a mérgezés következménye.

4.3. Triazinok és származékaik

Triazinok közé elsődlegesen gyomirtó szerek, herbicidek tartoznak. A 90-es évekig nagymennyiségben kerültek ki ilyen típusú hatóanyagok a termőtalajokra. Talajvizekből

ezért ezek vegyületek, vagy maradványaik mindenütt kimutathatóak (pl. atrazin, terbutin, prometrin). A talajok magas triazin koncentrációja jelentősen veszélyezteti a jövőben az ivóvíz bázisokat.

Peszticid szennyezés környezeti veszélyei, kimutatásuk: a talajok növényvédő szer szennyezettsége komoly veszélyeket rejt magába, mivel vizeinkbe bemosódva azok eltávolíthatósága szinte lehetetlen. A jelenleg ismert víztisztítási technológiák többnyire alkalmatlanok a peszticid származékok eltávolítására. A mezőgazdasági eredetű diffúz szennyezésekre vonatkozó adatok a Környezetvédelmi Felügyelőségekhez, illetve a Talaj és Növényvédelmi Szolgálatokhoz futnak be, majd ezek feldolgozását az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) végzi. A Víz Keretirányelv (VKI) a peszticideket az ún. „elsőbbbségi anyagokhoz” sorolja. A szerves veszélyes „elsőbbbségi anyagok” közé tartoznak növényvédő szerek közül: endosulfán, diuron, simazin. A VKI megállapítása szerint ezen anyagok monitoringja hazánkban és a környező országokban sem megoldott. A Tisza magyarországi szakaszán három automatikus mérőállomás létesült, de ezek a növényvédő szerek negatív ökológiai hatásának kimutatására kevésbé alkalmasak. Az ilyen jellegű méréseket is ellátó rendszerek kidolgozása jelenleg folyamatban van, de megvalósításuk céldátuma 2015. A teljes körű talaj és víz monitoring rendszerek kiépítése elengedhetetlen, mivel ezek teszik csak lehetővé veszélyes mértékű expozíciók esetében az ok-okozati összefüggések feltárását, a növényvédő szerek rövid, illetve hosszú távú hatásának megállapítását adott ökoszisztéma stabilitására.

4.4. Poliklórozott bifenilek (PCB)

A PCB (poliklórozott bifenilek) vegyületek szennyezett levegővel, szennyezett élelmiszerekkel és régi típusú elektronikus berendezések érintése útján jutnak a szervezetbe. A PCB vegyületek toxikussága a klóratomok számától és helyétől függ. A perzisztencia mértéke a klórozottság növekedésével fokozódik. Vízben rosszul, szerves oldószerekben, illetve az élőlények zsírszöveiben viszont jól oldódnak, bioakkumulációra és biomagnifikációra képesek. A magas klórtartalmú szerves vegyületek ellenállóak a biodegradációval szemben. 2001-től a Stockholmi Egyezmény tiltja a PCB anyagok termelését. Az ipar elsősorban transzformátorokhoz, kondenzátorokhoz dielektromos folyadékként használta, illetve ragasztók, festékek, műanyagok gyártásánál lágyító anyagként alkalmazták. Ma már az egész

világon kimutathatók a levegő, a talaj és az üledékmintákból. Különösen jelentős a Balti-tenger PCB szennyezettsége.

Expozíciós útvonalak: elsődlegesen szennyezett élelmiszerekkel jut a szervezetbe, tápláléklánc mentén koncentrációja nagyságrendekkel növekedhet, illetve élelmiszerek csomagoló anyagai is szennyeződést okozhatnak.

Káros hatásai: zsírban gazdag szövetekben halmozódik fel (idegrendszer, emlők, herék, petefészkek). Rákkeltő (karcinogén), csökkenti a reprodukciót, immunrendszert gyengíti, májkárosodást okozhat, memória tárolás zavarai, motorikus rendellenességek, fejfájás, zsibbadás léphet fel.

Az OÉTI vizsgálatai alapján kimutatták, hogy a magyarországi populációban a humán zsírszövet PCB tartalma a kor előrehaladtával jelentősen nő (13. ábra) és az évek alatt bekövetkező szöveti PCB szint csökkenése kismértékű.

13 ábra: Humán zsírszövet minták összes PCB tartalmának alakulása az életkor függvényében (OÉTI)

2001-ben hazánk is aláírta a Stockholmi Egyezményt és ennek értelmében korlátozó intézkedéseket hozott a PCB vegyületek környezeti kibocsátására vonatkozóan, de mivel a PCB-k felezési ideje 1-70 év közötti, eliminációjuk igen lassú folyamat.

4.5. Poliklórozott p-dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok (dioxinok)

A dioxinok változó számú klóratomot és aromás gyűrűt tartalmaznak. A PCB vegyületekhez hasonlóan toxikusságuk a klóratomok számától függ. Legveszélyesebb köztük a 2,3,7,8 – tetraklór-dibenzo –p-dioxin (TCDD). Dioxin típusú vegyületek a környezetben mindenütt megtalálhatók, igen stabil vegyületek és nagyon perzisztensek. Bioakkumulációra és biomagnifikációra képesek. Természetes állapotban nem fordulnak elő, hanem különböző vegyi folyamatok melléktermékeként keletkeznek. Leggyakoribb dioxin kibocsájtók a hulladékégetők, szénerőművek, fémkohászat, vegyipar.

Ipari balesetek, illetve emberi hanyagság eredményeként számos dioxin botrányról hallhattunk az elmúlt évek során. Dioxin került a környezetbe az olaszországi Sevesoban, illetve Bázelen a Sandoz gyár vegyipari katasztrófája során. Élelmiszerek dioxin szennyezése

kapcsán 2007-ben Indiában kirobbant dioxinos guargumi botrányt és 2011-ben Németországban a dioxin tartalmú tojások esetét szükséges kiemelni.

Expozíciós útvonalak: elsősorban szennyezett élelmiszerekkel jut a szervezetbe, élelmiszerekben a dioxinok mindig PCB-vel együtt fordulnak elő.

Káros hatásai: a poliklórozott bifenilekhez hasonlóan zsírszövetben halmozódnak fel, legveszélyesebb vegyületek, karcinogén hatásúak, idegrendszeri zavarokat, krónikus kiütéseket, klóraknét, májkárosodást, cukorbetegséget, pajzsmirigy működés zavarát válthatják ki. Károsítják az örökítő anyagot, vagyis genotoxikus hatásuk is bizonyított.

Az egyes dioxin vegyületeknek eltérő a biológiai hatása, mérgező képességüket a legtoxikusabb TCDD-hez viszonyítva ún. toxikus egyenértékben (TEQ) adják meg. Magas zsírtartalmú ételek dioxin szintje nagyobb, zöldség- és gyümölcs félék kevesebbet tartalmaznak.

Az EU 2002/69/EK irányelve rendelkezik az élelmiszerek megengedett dioxin tartalmáról és meghatározza a napi tolerálható bevitelt (TDI).

4.6. Policiklusos aromás szénhidrogének (PAH)

A PAH vegyületek aromás gyűrűkből épülnek fel, kevésbé vízdékonyak, legfontosabb képviselőjük a benzo/a/pirén erősen rákkeltő hatású. PAH-ok természetes körülmények között is keletkeznek pl. erdőtüzek alkalmával, illetve algák és bizonyos magasabb fejlettségű növények képesek ilyen anyagok szintézisére.

Azonban a természetes körülmények között képződő policiklusos aromás vegyületek mennyisége minimális mértékű az emberi tevékenység eredményeként a környezetbe jutó PAH vegyületekkel szemben. Ilyen jellegű szerves anyagok képződnek a fosszilis tüzelőanyagok égetésénél, gépjárművek kipufogó gázai 30 féle PAH vegyületet tartalmaznak, melyekből 10 kimutatottan rákkeltő. Benzinkutak, olajfinomítók környékén a talaj PAH szennyezettsége igen magas. Ezeken a területeken termelt növényekben is magas a PAH koncentráció. Városokban a közlekedés következtében a PAH expozíció komoly kitettséget jelent. Élelmiszerek útján ugyancsak terhelés éri az szervezetet: füstölt húsok, túlsütött ételek, többször felhasznált étolajok mind potenciális veszélyforrások.

Káros hatások: daganatkeltők, károsítják az immunrendszert, PAH vegyületek súlyosan károsítják a vízi szervezeteket. PAH vegyületekre vonatkozó irányelveket az EU 2005/ 69/EK határozza meg.

Összességében megállapítható, hogy a fentiekben bemutatott, élő szervezetekre különösen veszélyes anyagoknak számos közös jellemzőjük van: mindegyikre jellemző a nagy bioakkumulációs hajlam, nagymértékű perzisztencia jellemzi őket, biomagnifikációra hajlamosak, főleg az élőlények zsírszöveteiben halmozódnak fel, ahonnan bármikor mobilizálódhatnak. Az egész világon elterjedtek, magas koncentrációban találhatóak a különböző környezeti rendszerekben, ökotoxikus- és humántoxikológiai hatásuk révén strukturális és funkcionális zavarokat indukálnak. Biodegradálhatóságuk kismértékű, az élővilág védelmi és adaptációs hatékonysága nem megfelelő szintű ezekkel a vegyületekkel szemben.

Az egész bolygónkra kiterjedő globális felmelegedés is újabb problémákat hozott felszínre a kiemelten veszélyes vegyi anyagok tekintetében. A felmelegedés eredményeként évtizedekkel ezelőtt betiltott kemikáliák mosódnak be a környezeti rendszerekbe. Ezek az anyagok légáramlatokkal nagy távolságokra jutottak el és jelenleg, mint „lefagyasztott készletek” a felmelegedés következtében mobilizálódnak.

Tesztkérdések

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

- a) TCDD b) ubiquiter szennyező c) PAH vegyületek d) PCB vegyületek e) acetilkolinészteráz gátlók f) peszticidek

1. természetes módon pl. erdőtüzek alkalmával is keletkezhet
2. szerves foszforsavészterek
3. a VKI az elsőbbségi anyagokhoz sorolja őket
4. mindenütt jelen lévő
5. legtoxikusabb hatású dioxin
6. élelmiszerek csomagoló anyagából is az élelmiszerekbe kerülhet

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

7. A PCB vegyületek toxikusságát a klóratomszám nem befolyásolja.
8. A dioxin vegyületei természetes állapotban nem fordulnak elő, csak vegyi folyamatok melléktermékeként keletkeznek.

9. A perzisztens vegyületek gyorsan kiürülnek a szervezetből, mivel bioakkumulációs hajlamuk kicsi.
10. A környezeti elemekben mindig nagyobb egy adott szennyező koncentrációja, mint az élő szervezetek szöveteiben.

5. Toxikológiai tesztek típusai

Toxikológiai vizsgálatoknál mindig a kitűzött cél, a vizsgálat szempontja határozza meg, hogy milyen teszt alkalmazása releváns az adott probléma megoldására.

Toxikológia tesztek osztályozhatók:

- a) tesztelés időtartama alapján (akut és krónikus tesztek)
- b) alkalmazott teszt-szervezetek alapján (egy-fajú és több-fajú tesztek)
- c) megfigyelt élettani folyamatok alapján (pl. reprodukciós tesztek, növekedési tesztek)
- d) vizsgált szerveződési szint alapján (molekuláris, egyed, populáció, társulás és ökoszisztéma szintjén végzett tesztek)
- e) laboratóriumi, vagy szabadföldi toxikológiai tesztek
- f) statikus, vagy dinamikus rendszerben végzett tesztek
- g) „tisztá vegyületekkel” és/vagy környezeti mintákkal végzett tesztek
- h) szárazföldi, vagy vízi szervezetekkel végzett tesztek

Akut tesztek: rövid lejáratú tesztek (24–96 órás vizsgálatok) általában egy-fajúak és a direkt mérgezés megállapítására alkalmasak. Az akut toxikológiai vizsgálatok lehetővé teszik a minimális és maximális mortalitási értékek megállapítását, a mérgezés veszélyességének meghatározását, illetve megfelelő óvatossággal ésszerű helyettesítői lehetnek bizonyos esetekben a terepi, ökoszisztéma szintű vizsgálatoknak (DICKSON et al. 1992). Többnyire a rövid lejáratú expressz módszerek az akut, vagy heveny mérgezés megállapítására alkalmasak. Az eredmények a mérgező anyag jelenlétéről és ártalmatlan hatásának mértékéről adnak információt (ártalmatlan koncentráció, közepes tűrés határa).

Krónikus tesztek: hosszú lejáratú tesztek (long-term) alkalmasak az anatómiai, fiziológiai, táplálkozásbeli, endokrinológiai, reprodukciós, magatartás és viselkedésbeli elváltozások megfigyelésére is. A 96 óránál hosszabb ideig tartó vizsgálatokat a szubkrónikus módszerek közé soroljuk. A krónikus toxikológiai tesztek 20-30 napig, vagy ritka esetben 200 napig is eltarthatnak. Ezek a tesztek a túlélés időtartamán kívül alkalmasak adott mérgező anyag megengedhető, vagy ártalmatlan koncentrációjának a meghatározására is. A hosszú lejáratú tesztek eredményei tehát realisabb képet adnak egy adott szennyezőanyag tényleges toxikus

hatásáról, gyorsan szaporodó fajoknál már több generáción keresztül is nyomon követhetővé válik egy vegyi anyag káros biológiai hatása (pl. mutagén, karcinogén, citotoxikus elváltozások).

5.1. Egy-fajú és több-fajú tesztek alkalmazásának lehetőségei

5.1.1. Egy-fajú tesztek szerepe a toxikus hatás kimutatásában

Az akut toxikológiai tesztek általában egy-fajú tesztek és a vizsgálat célkitűzése határozza meg, hogy melyik teszt-szervezet alkalmazása a legmegfelelőbb. Természetesen más szempontokat kell érvényesíteni, ha egy adott anyag, vagy anyagok toxikus hatását vízi, illetve szárazföldi ökoszisztémák esetében kívánjuk megállapítani. Az expozíciós útvonalak számában és jellegében eltérések figyelhetők meg. Vízi szervezeteknél a teljes testfelület érintkezésbe kerül a szennyezőanyaggal, így a külső hámrétegen, az emésztőszervrendszeren és légzőszerven keresztüli káros hatások összeadódnak. Az expozíció módját jelentősen befolyásolja, hogy a vizsgált, potenciálisan toxikus anyag a folyékony, vagy szilárd fázisban található-e (RUFLI et al. 1998). A vizsgált kémiai anyag stabilitása, hidrofil, vagy hidrofób jellege más-más expozíciós útvonalat jelent az adott rendszerben (BREITHOLTZ & WOLLENBERGER 2003). Természetes környezetben az expozíciós utak feltárása sokkal bonyolultabb, mint laboratóriumi körülmények között. Egy anyag mérgező hatását és felvehetőségét nem csak a vízben való oldhatósága határozza meg, hanem az, hogy az adott folyamat abiotikus és biotikus faktorok együttes kölcsönhatásának eredőjeként miként valósul meg (CONRAD et al. 20002, GATERMANN et al. 2002). Az expozíció módját az élőhelyi adottságok, a táplálkozási formák, anyagcsere típusa nagymértékben befolyásolják. Egy adott fajra, vagy fajokra ható elsődleges mérgezés mellett egyre hangsúlyosabb szerepet kap napjainkban a tápláléklánc mentén megvalósuló másodlagos mérgezés hatásának és kockázatának becslése is (ESCHER & HERMENS 2002).

Az elmúlt években különösen nagy hangsúlyt kapott a hidrofób jellegű anyagok lehetséges expozíciós útvonalainak meghatározása, környezeti kockázatuk kimutatására alkalmas standardizált módszerek kidolgozása.

Szennyezett környezeti rendszerben élő szervezeteknél az expozíció összetett és bonyolult módokon valósulhat meg. A talaj és üledéklakó fajoknál speciális expozíciós útvonalak lehetségesek.

Az ökotoxikológiai teszteknel az egyik legnehezebb feladat a vizsgálati szempontból legrelevánsabb szervezet kiválasztása:

- Ha egy faj védelme az elsődleges célunk, akkor az adott fajt és annak táplálék bázisát szolgáltató szervezeteket kell vizsgálni.
- Ha egy adott szennyezőanyag toxikus hatására várunk választ, akkor célszerű az adott életközösségben fontos strukturális és funkcionális szerepet betöltő fajokkal is megismételni a tesztelést (általában három, különböző trofikus szintet képviselő speciest szükséges kiválasztani).

Összességében megállapítható, hogy az egy-fajú tesztek nagyon hasznosak a toxikus hatások prognosztizálásánál, de a teljes ökoszisztémára való extrapolálást nem teszik lehetővé, mivel az ökológiai kölcsönhatások túlzott leegyszerűsítése téves következtetések levonásához vezethet (SCHMITT – JANSEN et al. 2008).

Egy-fajú tesztek kiértékelésének statisztikai módszerei:

- a) **Grafikus interpoláció:** a toxikus végpontok meghatározása a dózis-válasz, és a koncentráció-hatás görbék alapján történik (LC_{50} , LD_{50} , EC_{50} , ED_{50}). A módszer hátránya, hogy nem lehet konfidencia intervallumot számítani.
- b) **Probit módszer:** leggyakrabban alkalmazott eljárás, ennél a módszernél a kapott adatsort valószínűségi egységgé (probit unit) transzformáljuk. A konfidencia intervallum könnyen meghatározható.
- c) **Logit módszer:** ennek is az adatok transzformációja az alapja. Az adatok transzformálása után a legjobban illeszkedő görbét keresi meg.

Az adatok feldolgozásához alkalmazható és hozzáférhető programok pl. TOXSTAT, SAS-PROBIT, SPSS-PROBIT (GRUIZ et al. 2001).

5.1.2. Több-fajú tesztek jellemzői és alkalmazásuk kritériumai

Több-fajú tesztek esetében lehetőség van a fajok közti kölcsönhatások vizsgálatára (pl. préda-predátor kapcsolat, kompetíció), illetve az életközösségen belüli kapcsolatrendszerek feltárására, modellezésére.

Több-fajú teszteknek tekinthetők a mikro-, és mezokozmosz modellek, valamint tágabb értelemben ide sorolhatjuk a szabadföldi kísérleteket is.

Mikrokozmosz modellek: laboratóriumban végzett kísérleteket jelentenek, ahol nincs szabványosítva a mikrokozmosz modell mérete, térfogata. A pár száz ml –es lombikban és a több száz literes akváriumban végzett kísérletek ugyan úgy mikrokozmosz szintű vizsgálatoknak minősülnek (5. animáció). A gyakorlatban mintegy 22 laboratóriumi mikrokozmosz modell módszerét dolgozták ki (GEARING 1989).

5. animáció: Laboratóriumi mikrokozmosz kísérletek (EKF, Biológiai Intézet)

Mezokozmosz modellek: általában szabadban kerülnek kialakításra, gyakran mesterségesen létrehozott tavak, mocsaras területek, víztározók, kertek, vagy mesterséges erdők formájában valósulnak meg. A mezokozmosz kísérletek már alkalmasak a tényleges ökoszisztéma szintű folyamatok szimulálására. A mezokozmosz vizsgálatok mintegy átmenetet képeznek a mikrokozmosz és a szabadföldi kísérletek között.

Szabadföldi vizsgálatok: a teljes ökoszisztémára való extrapolálás ezeknél a kísérleteknél a legbiztonságosabb, viszont igen költséges a kivitelezésük. A kapott eredmények alkalmasak a „lab-to-field” problémák feloldására, vagyis elfogadható választ adnak arra a kérdésre, hogy a laboratóriumi vizsgálatok mennyire és milyen mértékben tükrözik vissza a valódi ökoszisztémákban lejátszódó folyamatokat.

Több-fajú tesztek eredményének statisztikai értékelése: az adatok feldolgozása, értelmezése nehezebb, mint az egy-fajú tesztekénél. Itt az ismétlés lehetősége, a vizsgálatok standardizálhatósága komoly problémákba ütközik. Az adatok elemzésénél olyan többváltozós módszereket alkalmaznak, melyek segítségével az ökológiai rendszerekben érvényesülő összefüggések, törvényszerűségek feltárhatók. Ilyen értékelésre elsődlegesen

két módszer alkalmas: a PCA (fő-komponens analízis) és a NCAA (nem metrikus klaszteranalízis).

5.2. Ökotoxikológiai vizsgálatok, mérések végpontjai

Az ökotoxikológiai vizsgálatok tárgya és mérésének végpontja a biológiai rendszerek bármely szerveződési szintjére kiterjedhet. Gyakran a toxikológia egyéb ágainak alkalmazott módszereit is szervesen beépíti és felhasználja a vizsgálatok során. Valamely környezet, vagy környezeti minta aktuális toxikus hatásának kimutatásánál a biokémiai, genetikai, citológiai vizsgálati szinttől az egyed viselkedésbeli megnyilvánulásain át a populációk és az ökoszisztémák szintjén bekövetkező változásokat is nyomon tudja követni (14. ábra).

14 ábra: Ökotoxikológiai vizsgálatok tárgya a különböző szerveződési szinteken (Gruiz K. alapján)

5.2.1. Geno-, és citoxikológiai vizsgálatok alkalmazása az ökotoxikológiában

Az ökotoxikológiai vizsgálatok sokszor nem nélkülözhetik a környezeti rendszerekbe kerülő mérgező anyagok genetikai kockázatának felmérését. Napjainkban számos olyan vegyi anyag került a környezetünkbe, melyek kimutathatóan károsítják az örökítő anyagot és ezen keresztül fejlődési rendellenességek kialakulását, daganatos megbetegedések létrejöttét idézhetik elő. Gondoljunk csak az állandóan ismétlődő és a közvéleményt is megbotránkoztató dioxin botrányokra.

Dioxin: a nukleinsav szintézis gátlásával karcinogén (rákkeltő) hatású, illetve a dioxinnal szennyezett térségekben kimutathatóan több csecsemő fejlődési rendellenességgel születik. Olaszország déli részén az ún. „halál háromszögben” (Nápoly mellett) az elmúlt évek során mintegy 1200 illegális szemétkerakó telep jött létre, ennek következtében az itt élők között drasztikusan megemelkedett a daganatos megbetegedések száma, valamint egyre több fejlődési rendellenességgel született gyermek látott napvilágot. A bőrelváltozások között megjelent a dioxin szennyezésre tipikusan jellemző klórakne (6. kép).

6. kép: Dioxin mérgezés következményei (www.origo.hu)

A dioxin mérgezés tünetei bárhol és bármikor megjelenhetnek, mivel ez a vegyület csoport mindenütt jelen van a környezetünkben (ubiquiter). Ökoszisztéma szintű hatásait és veszélyességet a környezeti rendszerekre egy korábbi fejezetben már részletesen elemeztük.

Számos ipari és mezőgazdasági mérgező anyag az élő szervezetbe való bejutás után a DNS –hez, vagy kromoszómákhoz képes kötődni és azok szerkezeti változásait indukálják. Ezeket a mutációkat előidéző anyagokat mutagéneknek nevezzük, maga a mutáció pedig az örökítő anyag ugrásszerű megváltozását jelenti.

A genetikai károsodást előidéző vegyi anyagok, illetve különböző hatások (pl. ionizáló sugárzások) három szinten fejthetik ki mutagén hatásukat:

- genom mutációk (kromoszómák számának megváltozása)
- gén mutációk (olyan genetikai változás, amely új allél megjelenését okozza; általában a DNS bázissorrendjét megváltoztató pont mutáció hozza létre)
- kromoszóma mutációk (kromoszómák szerkezete és ezzel a rajtuk található gének működése is megváltozik)

A mutáció érintheti az ivarsejteket, ilyenkor a mutáció következtében bekövetkező károsodás öröklődik. Ha a mutáció a szomatikus (testi) sejteket érinti, akkor az egyed szintjén indul el kóros folyamat, amely pl. daganatos megbetegedéshez vezethet. A szomatikus mutációk nem öröklődnek.

Mutagén hatású anyagok:

- destruktív vegyületek - reaktív szabadgyök képződést indukálnak (pl. H_2O_2 , nitrátok, nitritek, bizonyos nehézfémek)
- alkilező vegyületek - alkil csoportjukat átadják a DNS nukleotidjainak (pl. mustárgáz származékok, epoxidok, diazovegyületek, nitrozovegyületek)
- szubsztitúciós vegyületek - nukleotid bázisanalógok, vagyis kémiai szerkezetük hasonló a DNS bázisaihoz, ezért a DNS szintézisének beépülnek a DNS bázisai helyett a nukleotidokba, így hibás szerkezetű DNS keletkezik.

Természetesen a szervezetben keletkező mutációk legtöbb esetben nem manifesztálódnak, mivel javító sejtszintű ún. repair mechanizmusok kiküszöbölik ezeket az elváltozásokat. A

környezeti szennyezés mértékének növekedésével azonban a mutációk száma olyan drasztikusan emelkedhet, hogy a repair mechanizmusok már nem tudják ezeket az elváltozásokat hatékonyan kijavítani, illetve a mutagén anyagok magát a javító mechanizmust is károsítják.

A genetikai elváltozások és azok következményei elsősorban humánegészségügyi vonatkozásban ismertek és kutatottak, ilyen megközelítésű ökoszisztéma szintű vizsgálatokra eddig még nem igazán került sor. Ökotoxikológiai teszteknel bizonyos vegyi anyagok mutációt indukáló hatását elsősorban peszticidek engedélyeztetési eljárásainál, illetve veszélyes hulladékok minősítésénél veszik figyelembe.

A genetikai elváltozások kimutatására alkalmasak a mutagenitási tesztek: a vizsgálatok indirekt tesztekkel történnek és a kísérletet elvégezhetik in vivo és in vitro módszerrel.

In vivo kísérlet (szó jelentése - élőben): élő szervezetben elvégzett vizsgálati technika, ilyenkor a kísérlet során betegítik meg a vizsgált szervezetet (pl. kísérleti állat etetése a potenciálisan toxikus hatású vegyi anyaggal, vagy különböző dózisu sugárzást alkalmaznak). A vizsgált test-szervezet válaszreakcióit követik nyomon (pl. táplálkozás, légzés, mozgás, magatartás-, és viselkedés megváltozása).

In vitro kísérlet (szó jelentése – üvegben, lombikban): a vizsgálatok nem élő szervezetekkel történnek, hanem az élőből eltávolított, majd laboratóriumi körülmények között tartott sejtekkel, sejtenyészetekkel.

A mutagenitási teszteknel az örökítőanyag károsodását jelezheti pl. az enzimaktivitás megváltozása, sejtosztódás folyamatának zavara, kromoszóma rendellenességek.

Genotoxicitás mérésére standardizált baktérium tesztek alkalmaznak a leggyakrabban pl. az AMES -teszt az enzimaktivitás megváltozását mutatja ki mutagén hatására.

Mutagén hatására a sejtosztódás során kialakuló diszorganizáció megfigyelésére alkalmasak a mikronukleusz tesztek.

AMES – reverz mutációs teszt (OECD 471)

Standardizált teszt, amely *Salmonella typhimurium* és *E. coli* törzsekkel végez méréseket. A *Salmonella* törzs az aminosavak közül a hisztidin szintézisére, míg az *E.coli* WP2 a triptofán szintézisére képtelen. Növekedésükhöz ezért a táptalajba hisztidin és triptofán bevitele

szükséges. Mutagén anyagok hatására a baktérium sejtek egy része visszanyeri hisztidin, illetve triptofán szintetizáló képességét és így hisztidin, vagy triptofán mentes táptalajon is képesek növekedésre. Minél több baktérium telep képződik, annál erősebb a vizsgált anyag mutagén hatása (6. animáció).

6. animáció: Mutagenitási tesztek: AMES-reverz mutációs teszt, mikronukleusz teszt (Molnár M. alapján, BME)

Mikronukleusz teszt

A mikronukleuszok a sejtagnál kisebb méretű, membránnal határolt képletek, melyek a sejtosztódás zavara esetén jelennek meg a citoplazmában. A mikronukleusz tesztek a kromoszóma mutációk kimutatására alkalmasak. Mutagénnel kezelt lóbabnál (*Vicia faba*) a kezelést követően a másodlagos gyökércsúcsban található mikronukleuszokat detektálják és a mikronukleuszok előfordulási gyakoriságát a kontroll gyökérsejtek mikronukleusz számához viszonyítva adják meg.

5.2.2. Ökotoxikológiai mérések egyed, populáció és ökoszisztéma szinten

Az egyed szintjén történő vizsgálatok elsősorban adott vegyi anyag káros fiziológiai hatásainak kimutatásával, az érintett szervek patológiás elváltozásaival, illetve magatartás -, és viselkedéssel zavarokkal foglalkoznak. Az elmúlt évtizedekben újabb és újabb kémiai anyagok szennyezik környezetünket és ezek közül különösen veszélyeseknek tekinthetők a xenobiotikumok, melyek környezetidegen anyagok. Eredetük alapján elkülöníthetünk fizikai, kémiai és biológiai xenobiotikumokat (7. kép)

7.kép: Leggyakoribb kémiai xenobiotikumok (élelmiszeradalékanyagok, gyógyszerek, polimerek, műanyagok, www.enfo.agt.bme.hu)

Kémiai xenobiotikumok közé tartoznak:

- az élelmiszeradalékok (ízfokozók, állagjavítók, tartósítószer)
- gyógyszerek
- ipari és mezőgazdasági tevékenységből származó vegyi anyagok

A xenobiotikumok ember által előállított anyagok, melyek lebontásához az élővilág még nem tudott adaptálódni.

A xenobiotikumok további sorsa a környezetben:

- 1) Ha adott xenobiotikum kémiai szerkezetében, tulajdonságaiban igen hasonlít olyan anyaghoz, mely az ökoszisztéma tagjai által már ismert, lehetőség van a biodegradációra.
- 2) Ha adott xenobiotikum szerkezetében, tulajdonságaiban teljesen ismeretlen az élő szervezetek számára, lebonthatatlan vegyi anyagként felhalmozódik a környezetben és az élőlények szöveteiben (ide tartoznak a perzisztens vegyületek).
- 3) Ha az adott xenobiotikum bekerül a lebontó biokémiai folyamatokba, de hasznosítható energiát nem szolgáltat, kometabolikus hatásról beszélhetünk.
- 4) Ha adott xenobiotikum lebontása közben az eredetnél toxikusabb köztes-, vagy végtermék keletkezik, akkor az ökológiai rendszerekben bekövetkező károsodások előrejelzése, illetve a veszély valós megítélése komoly nehézségekbe ütközik (pl. nehézfémek, peszticidek esetében).

Napjainkban a vegyi anyagok százai terhelik a környezeti rendszereinket, különösen a vízi és szárazföldi ökoszisztémák veszélyeztetettsége szembeűnő. Az ökotoxikológiai vizsgálatok egyik fő nehézsége, hogy az ökoszisztémák egészére vonatkozó következtetéseket és összefüggéseket nem lehet megállapítani. Az ép és érintetlen életközösségek szabályszerű viselkedését ma még nem ismerjük részleteiben. Néhány nemzetközi szintű kutatási projekt ugyan elkezdődött, melyek a trofikus lánc minden fájának strukturális és funkcionális szerepét igyekeznek feltárni, de ezek a vizsgálatok igen idő-, és költségigényesek. A valós következtetések levonását pedig még tovább bonyolítja az a tény, hogy a szennyezőanyagok a környezeti rendszerekben nem fordulnak elő egymagukban, hanem egymással és az adott rendszer anyagaival kölcsönhatásba léphetnek. Együttes expozíciójuk eredményeként a mérgező hatások összegződhetnek (addíció), csökkenhetnek (antagonizmus), illetve felerősödhetnek (szinergizmus). Ökoszisztéma szinten a különböző táplálkozási típusba tartozó csoportok közti kölcsönhatások feltárása, élelmi hálózatok feltérképezése szinte lehetetlen feladatnak látszik. Jelenlegi ismereteink alapján a szabadföldi vizsgálatok

legalkalmasabbak egy adott vegyi anyag ökoszisztéma szintű hatásának becslésére, környezeti kockázatának megítélésére.

Tesztkérdések

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet! (egy számhoz ugyanazt a betűt többször is használhatod)

a) akut toxikológiai tesztek b) probit módszer c) addíció d) xenobiotikum

1. mérgező hatások összegződnek
2. ízfokozó anyagok
3. rövid lejáratúak
4. gyógyszerek
5. toxikológiai eredmények statisztikai kiértékeléséhez használható
6. a mérgező anyag jelenlétét mutatja ki
7. műanyagok

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

8. A xenobiotikumok lebontásához az élővilág még nem tudott alkalmazkodni.
9. A genotoxicitás kimutatására alkalmas az AMES-reverz mutációs teszt
10. Az in vivo vizsgálatok nem élő szervezetekkel történnek, hanem az élőből eltávolított, majd laboratóriumi körülmények között tartott sejtekkel, sejtenyészetekkel.

6. Általánosan alkalmazott teszt-szervezetek, elterjedt teszt-módszerek

A toxikológiai vizsgálatoknál alkalmazott teszt-szervezet kiválasztását elsődlegesen a kitűzött cél, a gyakorlati megvalósíthatóság és az eredmények megbízhatósága határozza meg. Univerzális teszt-szervezet nem létezik, vagyis olyan élőlény, vagy élőlény csoport, mely bármely vegyi anyag káros hatásának indikálására egyforma érzékenységet mutatna nem található a környezetünkben. Az élő szervezetek különbözőképpen reagálnak az őket érő negatív hatásokra, illetve eltérő adaptációs mechanizmusokkal csökkentik az anatómiai és fiziológiás károsodások mértékét. Az elmúlt években kísérletek történtek olyan listák összeállítására, melyek bizonyos kémiai vegyületek, illetve vegyület csoportok toxikus hatásának kimutatására legadekvátabb teszt-szervezetek körét próbálták meghatározni. A korábbiakban kifejtett nehézségek, valamint a probléma komplexitása miatt ezek a törekvések a gyakorlati ökotoxikológiában ténylegesen hasznosítható eredményhez nem vezettek.

A teszteléshez leggyakrabban alkalmazott élőlények igen különböző fejlettségű szervezetekből kerülnek ki: a prokariótákhoz tartozó baktériumoktól az emlősökig számos fajjal végeznek vizsgálatokat. A tesztelés pontos módszertani kivitelezését, a standardizálhatóság szigorú kritériumait szabványokban rögzítik, illetve az Európai Unió államaiban az OECD ajánlásokat veszik figyelembe. Ezeknek az ajánlásoknak a maradéktalan betartása biztosítja, hogy az EU területén bármely laboratóriumban kapott teszt-eredmény összehasonlítható más laboratóriumokban mért vizsgálati eredményekkel.

6.1. Bakteriális biotesztek

A baktériumokkal végzett tesztek igen elterjedtek a toxikológiai gyakorlatban, mivel gyorsan elvégezhetők, könnyen kivitelezhetők laboratóriumi körülmények között, valamint jól reprezentálják az adott ökoszisztémát.

Talajkivonatok és felszíni vizek tesztelésénél gyakran alkalmazzák a *Pseudomonas fluorescens* tesztet (MSZ 21 470-88, OECD 301). Ez a baktérium faj szerves nitrogént igényel a növekedéséhez, ezért olyan minták tesztelésénél használható fel elsődlegesen, ahol a nitrogén forgalomban a nitrifikációnak döntő szerepe van (8. kép). A *Pseudomonas* teszt a szőlőcukor bontása során létrejövő savképződésen alapszik. Ha a vizsgált környezeti

mintában nincs toxikus anyag, akkor a szőlőcukor bontásakor képződő savak miatt a közeg pH értéke csökken. mérgező anyag jelenlétében a szőlőcukor bontása gátlódik, savképződés elmarad, pH nem, vagy lassan és kismértékben változik.

8. kép: *Pseudomonas fluorescens*-teszt (www.sciencedirect.com)

A baktériumok osztódását, a baktérium telep méretének növekedését jelentősen gátolhatja toxikus anyag jelenléte. A táptalajba diffundáló mérgező anyag hatására gátlási zóna alakul ki a tenyészetben. A gátlási zóna mérete arányos a toxikus hatás mértékével (9. kép).

9. kép: Baktérium telep körül kialakult gátlási zóna (EKF Mikrobiológiai Laboratórium)

6.2. Növényekkel végzett tesztek

A növényi tesztekhez az ökotoxikológiai gyakorlatban az egyszerűbb felépítésű algáktól a fejlettebb testfelépítésű szervezetekig számos fajt alkalmaznak. A magasabb fejlettségű növényeknél a pusztulást, illetve annak mértékét, a növekedés ütemét, a fotoszintetikus aktivitást, illetve a metabolikus enzimaktivitást használják fel egy adott vegyi anyag toxicitásának kifejezésére. A tesztelés módszereit leíró szabványok elsődlegesen könnyen kezelhető egynyári növényeket, valamint fűféléket javasolnak.

6.2.1. Alga - tesztek

Alga-teszteket főleg víztoxikológiai tesztelésnél alkalmazzák. A bakteriális biotesztekhez hasonlóan a mikroalgákkal végzett tesztek is igen elterjedtek, mivel az ide tartozó fajok jelentős része laboratóriumi körülmények között jól tenyészthető, kiválóan alkalmasak mikrokozmosz vizsgálatokhoz. Megfelelő összetételű tápoldatban, illetve a fotoszintézishez szükséges optimális körülmények megteremtésével (megfelelő hőmérséklet és megvilágítás, pH érték beállítása) rövid idő alatt jelentős biomassza produkcióra képesek. Bioreaktorokban tenyésztve rövid idő alatt nagymennyiségű mikroalga állítható elő a vizsgálatokhoz (10. kép).

10.kép: Bioreaktor (Eva Decker University Freiburg 2008)

Toxikológiai vizsgálatoknál adott anyag mérgező hatását vizsgálják az alga növekedés gátlásának kimutatásával. A teszteléshez javasolt alga fajokat az OECD 201 ajánlás határozza meg. Cianobaktériumok (kék algák) közül az *Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, kovaalgák (Bacillariophyceae) esetében a *Navicula pelliculosa*, zöld algáknál (Chlorophyta) a *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Chlorella vulgaris* javasolt, mint teszt–szervezet (11. kép).

11. kép: Alga tesztekben alkalmazott fajok (www.enfo.agt.bme.hu)

Ökotoxikológiai vizsgálatoknál az alga tesztek a vizsgált szervezetek növekedés gátlásának kimutatásán alapulnak. Adott vegyi anyag hatását az exponenciális növekedési fázisban lévő algatenyészet esetében követjük nyomon. A tesztelés időtartama általában 96 óra. 3-3 párhuzamos vizsgálati sorozatban az algák sejtkoncentrációjának változását naponta meghatározzuk mikroszkópos sejtszámlálással, klorofill–tartalom méréssel, vagy gravimetriás módszerrel. A mérgező hatás megállapításához a kontrollhoz viszonyított növekedési arányt, illetve a növekedés gátlását mutatjuk ki. Az alga tesztek végpontjaként az EC₅₀, NOEC és LOEC értékeit adjuk meg. Talajminták esetében az alga növekedési tesztek csak talajkivonatok esetében alkalmazhatjuk. Vízi ökoszisztémáknál az algákkal végzett tesztek általánosan elterjedtek és a vizsgált vegyi anyag típusa határozza meg, hogy melyik alga faj a legalkalmasabb teszt-szervezetként, illetve a vizsgálat milyen időintervallumot foglaljon magába (4. táblázat).

4. táblázat: Alkalmazott édesvízi algák az ökotoxikológiában (Calow alapján)

6.2.2. Csíranövény-teszt

A csíranövény-tesztek a csírázó magvak érzékenységét használják fel valamely szennyezett víz, vagy veszélyes hulladék elhelyezhetőségének megítélésénél. A teszt nagy előnye, hogy a vizsgálatához felhasznált magvak könnyen tárolhatók és az év folyamán bármikor beszerezhetők. Tesztelést leggyakrabban fehér mustármaggal (*Sinapis alba*) végzik (12. kép). A *Sinapis alba* a szennyezőanyagok széles skálájára érzékeny, ezért számos ökotoxikológiai tesztben alkalmazták. A kapott eredmények segítik a vízbázisok védelmét, valamint a felszín alatti vizeink minőségének megóvását szolgáló döntések meghozatalát.

12. kép: Fehér mustármaggal (*Sinapis alba*) végzett csíranövény-teszt

(www.enfo.agt.bme.hu)

A tesztelés pontos módszertani leírását az MSZ 21 976-17: 1993 szabvány tartalmazza. A csíranövény tesztnél adott magvak meghatározott laboratóriumi körülmények között 72 órán keresztül végzett csíráztatását figyeljük meg. A mustár magvakat 20 C° hőmérsékleten sötétben csíráztatjuk. Először 24 óra múlva számláljuk meg a kicsírázott magvakat és megmérjük a csírák hosszát. A következő számlálást 48 óra múlva végezzük, amikor már a szikalatti szár (hipokotil) és a gyökér hosszát is megmérjük. Az utolsó mérést 72 óra elteltével végezzük. Ha a kontroll mintákban jó csírázást tapasztalunk, de a vizsgált anyaggal kezelt mintákban a magvak nem, vagy csak kevésbé csíráztak ki, a vizsgált vegyi anyag csírázás gátló hatása egyértelműen megállapítható. A tesztelés végpontjaként a csírázásgátlás mértékét adjuk meg a kontroll minta százalékában, illetve a szár és gyökérnövekedés gátlását viszonyítjuk a kontroll mintákhoz képest. A tesztelés során meghatározható az ED₅₀ értéke is.

$$X = (K - M/K) \times 100$$

ahol X - a gyökérnövekedés %, illetve szárnövekedés %

K - kontroll magvak gyökér, illetve szárhossza (mm)

M - a kezelt magvak gyökér, illetve szárhossza (mm)

6.2.3. Elodea (átokhínár) – teszt

Virágos növények közül tesztelés céljára igen jól alkalmazható az észak- amerikai származású *Elodea canadensis* hínárfaj (13. kép).

13. kép: *Elodea canadensis* , átokhínár (www.sciencephoto.com)

Álló-, és lassú folyású vizeinkben mindenütt megtalálható, elterjedt akváriumi növény. Teszteléshez az átokhínár 10 cm-es csúcsi részét alkalmazzák. Ha szabadban gyűjtött anyagot használunk fel, a tesztelés megkezdése előtt néhány napig szoktatni kell a laboratóriumi mesterséges körülményekhez. A kontroll minta mellett üveghengerekben a vizsgálandó

anyagot tartalmazó oldatokba helyezzük a 10 cm-es hajtáscsúcsokat és fényen tartva őket a fotoszintetikus aktivitás hatékonyságát követjük nyomon 48 órán keresztül.

Az eredmények értékelése:

- letális koncentrációnak tekinthető adott anyag azon mennyisége, melynél a vizsgálati időtartam alatt a növény zöld színe és fotoszintetizáló képessége megszűnik, sőt sok esetben maga a növény szöveti szétesése is bekövetkezik
- károsnak tekinthető a vizsgált anyag azon koncentrációja, melynél a növény alsó levelei megsárgulnak, de a csúcsi rész életben marad
- ártalmatlannak azt a koncentrációt nevezhetjük, melynél a növény teljes egészében egészséges marad

Fotoszintetikus aktivitás vizsgálatára alkalmas a fluorimetriás nyomon követés módszere is, mivel a klorofill fluoreszcencia jó indikátora a környezeti stressz hatásoknak.

6.2.4. Lemna (békalencse) – teszt

A békalencse különböző fajai az egész földön elterjedtek, kis méretük, egyszerű testfelépítésük és könnyű tenyésztetőségük miatt gyakran alkalmazott teszt-szervezetek. Gyors növekedés jellemzi őket, a levelek duplázódási ideje 0,35 – 2,8 nap. Leggyakrabban toxikológiai teszteknel a *Lemna gibba* és a *Lemna minor* fajokat használják. A tesztelés módszertani leírását az OECD 221 ajánlás tartalmazza. Nehézfémek közül különösen érzékenyek a Lemna fajok a króm(VI) szennyezésre, illetve szintén erőteljes növekedés gátlás figyelhető meg gyomirtó szerek hatására is (14. kép).

14.kép: Lemna-teszt alkalmazása gyomirtó szerek növekedés gátló hatásának kimutatására (Gruiz K. alapján, BME)

6.3. Állati teszt-szervezetek alkalmazása

Az állatvilág esetében is igen különböző fejlettségű, érzékenységű, eltérő adaptációs mechanizmusokat megvalósító szervezeteket alkalmaznak ökotoxikológiai tesztekhez. Ezeknél e teszteknel is meghatározó a vizsgálati cél mellett a laboratóriumi eltarthatóságuk. A gerinctelenek közé tartozó szervezetek számára a megfelelő környezeti tényezők biztosítása általában egyszerűbb feladat, sok esetben egy adott szennyezőanyag hatása több

generáción keresztül is nyomon követhető. Az alkalmazott teszt-szervezetek közül vannak, amelyek mind vízi, mind üledék, illetve talajminták esetében is alkalmazhatóak.

6.3.1. Protozoa (egysejtű) szervezetekkel végzett tesztek

Az egysejtűek közé tartozó fajokat vízi ökoszisztémák és talajminták ökotoxikológiai vizsgálatára egyaránt alkalmazzák. Talajok esetében az egysejtű szervezetek a talaj pórusaiban élnek és nagyon érzékenyek az őket érő mérgező hatásokra. Egysejtűek közül leggyakrabban a tesztelést három fajjal végzik: *Tetrahymena pyriformis* (SAUVENT et al. 1999), *Colpoda culus*, *Paramecium aurelia* (15. kép).

15. kép: Leggyakrabban alkalmazott egysejtű szervezetek ökotoxikológiai tesztekénél (www.enfo.agt.bme.hu)

Az akut tesztek végpontja vízminták esetében a túlélés %-os értékének megállapítása, EC₂₀, EC₅₀, illetve az LD₅₀ értékének meghatározása.

6.3.2. Daphnia akut és krónikus teszt

A Daphnia-fajok az ágascsápú rákokhoz tartoznak. Vizeinkben a zooplankton fontos elemei, magasabb trofitási fokú vizekben is jól érzik magukat, de toxikus anyagokkal szembeni érzékenységük nagy. Vízterekben napi vertikális mozgásra képesek, ezért sokszor rajokban inhomogén formában jelennek meg. A vízi ökoszisztémákban, mint elsődleges fogyasztók játszanak fontos szerepet és a halivadék számára táplálékul szolgálnak. Toxikológiai tesztelésnél elsődlegesen két fajtát alkalmazzák: *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*. Az USA-ban Ceriodaphnia fajokat is használnak teszt-szervezetként (16. kép).

16. kép: Tesztelésnél alkalmazott Daphnia-fajok (www.evolution.unibas.ch)

Daphnia akut teszt: időtartama 48 óra, módszertani követelményeit az OECD 202 ajánlás tartalmazza. A vizsgálat során a megfelelő vízminőség biztosítása elengedhetetlen feltétel, 100 ml teszt-oldatba 10 db. egy napos daphniát helyezünk. A tesztelés időtartama alatt az állatok táplálékot nem kapnak. A vizsgált vegyi anyag különböző koncentrációinál regisztráljuk a tesztelt szervezetek válaszreakcióit. A teszt végpontjának a vizsgált egyed,

vagy egyedek mozgásképtelenségét tekintjük. Az akut Daphnia-tesztek jól alkalmazhatók a „tisztá” vegyi anyagok, szennyvizek, veszélyes hulladékok toxikusságának megállapítására. Korábban Daphnia-teszteknel harmadik generációjú négy napos egyedeket alkalmaztak, ma egy napos példányokkal kell a vizsgálatokat végezni. Ezt a módosítást az tette szükségessé, hogy minél fiatalabb egyedekkel végezzük a tesztelést, annál kisebb az esélye az adott vegyi anyaghoz való hozzászokásnak és ennek következtében a teszt-anyag szenzibilitása nagyobb mértékű. A Daphnia-tesztek könnyen kivitelezhetőek, megismételhetőek laboratóriumi körülmények között, megfelelő érzékenységűek és költséghatékonyak.

Daphnia krónikus teszt: időtartama 21 nap. Hosszú ideig tartó vizsgálatot jelent, ezen időszak alatt a túlélésen kívül megfigyelhető a növekedés üteme és a szaporodás mértéke is. A Daphnia reprodukciós tesztek módszertani kritériumait az OECD 211 ajánlás tartalmazza. A Daphnia-fajok atipikus fajoknak tekinthetők, mivel ivartalan szaporodási stratégiát alkalmazva parthenogenezissel (szűznemzéssel) szaporodnak laboratóriumi körülmények között. A reprodukciós teszteknel ezért a párosodási szokások hímek hiányában nem figyelhetők meg. A krónikus tesztelés alatt gondoskodni kell a teszt-szervezetek etetéséről, mely elsősorban algákkal történik, de használhatunk élesztő szuszpenziót, vagy egyéb adalékanyagokat is. A végpontok a túlélés, növekedés és szaporodás regisztrálása.

6.3.3. Collembola (úgróvilások) - teszt

Az úgróvilások egy ősi rovar rend tagjainak tekinthetők, mind akut, mind krónikus toxikológiai teszteknel alkalmazzák az ide tartozó fajokat. Elsődlegesen talajok ökotoxikológiai minősítésénél vehetők figyelembe a Collembola-tesztek eredményei (SUBAGJA & SNIDER 1981). Leggyakrabban alkalmazott faj a *Folsomia candida*, amely szerves szennyezőanyagok mérgező hatásának kimutatására alkalmas (17. kép).

17. kép: *Collembolák* (ugróvilások), mint ökotoxikológiai teszt-szervezetek (Tully T. alapján).

A Collembola reprodukciós teszt kivitelezését az OECD 232 ajánlás tartalmazza. A laboratóriumi tesztelés során az állatokat gipszből és aktív szénből készített mesterséges aljzaton tartják. A kontroll talajként az OECD standard talajminta alkalmazható. A vizsgálati időtartam alatt megfigyelhető, hogy a kontrollhoz képest a szennyezett minták milyen

mértékben befolyásolják a túlélési arányt (ED_{50}), illetve 14 napos krónikus teszteknel a szaporodás mértéke is nyomon követhető.

6.3.4. Eisenia foetida (földigiliszta) - teszt

A földigiliszta, mint teszt-szervezet a talajok toxikus hatásának vizsgálatára alkalmas. A szubletális koncentrációk kimutatására is megfelelő módszer (VAN GESTEL et al. 1989). Akut és krónikus tesztelés során végpontként a túlélési arányt, illetve az LC_{20} , LC_{50} és NOEC értékét határozzák meg (15. ábra).

15. ábra: *Eisenia foetida* ökotoxikológiai teszt eredményeinek értékelése (Papp B. alapján, BME)

Krónikus tesztek esetében a reprodukció mértéke is vizsgálható (OECD 222). Bioakkumulációs vizsgálatoknál a vizsgált anyag szöveti koncentrációját mérik és ilyenkor a tesztelt egyedeket kiéheztetés után analizálják.

6.3.5. Akut és krónikus hal-teszt

Vízi ökoszisztémákat érő káros hatások kockázatának felmérésénél a halakkal végzett vizsgálatok elengedhetetlenek, mivel a halak mind strukturális, mind funkcionális szempontból központi jelentőségűek a vízi tápláléklánc működésében. A veszélyes vegyi anyagok biokoncentrációjának és bioakkumulációjának mértéke, a vizsgált anyag biológiai hozzáférhetősége hal-tesztekkel jól nyomon követhető, illetve a kapott eredmények és az azokból levonható következtetések humánegészségügyi szempontból sem hagyhatók figyelmen kívül. A hal-teszteknel alkalmazható fajok listája igen széleskörű. Az OECD ajánlások a kisebb méretű, laboratóriumi körülmények között könnyen akklimatizálódó és az év bármely időszakában beszerezhető rövidebb életciklusú trópusi, valamint szubtrópusi halfajokat javasolják (pl. *Brachydanio rerio* – zebra dánió, *Lebistes reticulata* – szivárványos guppy). Az ökotoxikológusok azonban minden esetben felhívják a figyelmet arra a tényre, hogy egy adott kemikália tényleges mérgező hatásának megállapításánál feltétlenül szükséges az adott területen élő hazai halfajjal, vagy fajokkal is elvégezni a vizsgálatokat (5. táblázat).

5. táblázat: Hal-tesztekhez javasolt fajok

Az akut 96 órás hal-teszt kivitelezésének módszereit az OECD 203, a krónikus 14 napos, vagy annál hosszabb ideig tartó vizsgálat kritériumait az OECD 204 ajánlás tartalmazza.

A javasolt halfajok közül a zebra dáníó eredeti hazája Elő-India, de nálunk is elterjedt és közkedvelt akváriumi hal. Testhossza átlagosan 4 -4,5 cm, a nőstény teltebb, a hím valamivel karcsúbb. Nevét a testén hosszirányba húzódó sötétebb csíkokról kapta. Ennek a fajnak az optimális víz hőmérséklet 20 -24 C^o , lágý , illetve a közepesen kemény vizeket kedveli, oxigén igénye alacsonyabb (MILLS 1993, PASARÉTI et al. 2005).

A szivárványos guppi eredeti hazája Venezuela, Barbados, Guyana. Igen kedvelt díszhal, napjainkban rengeteg tenyésztő ismert. A tenyésztés elsődleges célja a minél impozánsabb farokúszó elérése. A szivárványos guppi is a közepesen kemény vizeket kedveli, optimális víz hőmérséklete 24 -26 C^o , oxigénhiányra érzékenyebb (18. kép).

18. kép: *Brachydanio rerio* – zebra dáníó , *Lebistes reticulata* – szivárványos guppi (www.akvarisztika.network.hu, EKF Biológiai Intézet)

Hal-tesztek kivitelezése: a tesztelés előtt 7 nappal akklimatizálni kell a kísérleti egyedeket, illetve gondoskodni kell az optimális víz hőmérsékletről, oldott oxigéntartalomról, megfelelő pH-ról és vízkeménységről. Akut teszteknel a kísérleti időtartam alatt az állatok táplálékot nem kapnak, krónikus vizsgálatoknál gondoskodnunk kell a megfelelő táplálásukról.

A teszt-szervezet kiválasztásához, a vizsgálati körülmények meghatározásához elegendő információval kell rendelkezünk a tesztelt anyagról: vízdékonysága, kémiai stabilitása, biológiai lebonthatósága fontos a kísérleti módszer megválasztásánál. Fenti adatok ismerete dönti el, hogy statikus, félstatikus, vagy átfolyásos rendszer használata indokolt-e.

Statikus vizsgálata: olyan toxicitás-vizsgálat, melynél a vizsgált oldat nem áramlik.

Félstatikus vizsgálat: olyan vizsgálat, melynél a vizsgált oldat ugyan nem áramlik, de rendszeres időközönként pl. 24 óra elteltével az oldatot rendszeresen kicserélik.

Átfolyásos vizsgálat: olyan toxicitás-vizsgálat, amelynél a vizsgálati oldatot állandóan cserélik a kísérleti mintában.

A hal-teszt értékelhetőségének szigorú feltételei vannak:

- a kontroll mintában a kísérlet végéig a pusztulás nem lehet nagyobb 10% -nál
- állandó környezeti feltételeket kell biztosítani a vizsgálati időtartam alatt
- az oldott oxigéntartalomnak végig nagyobbnak kell lennie, mint a levegőteltettségi érték 60% -a, szükség esetén levegőztetés alkalmazható, ha nem okoz veszteséget a vizsgált anyag mennyiségében
- a vizsgált anyag koncentrációját a kezdeti koncentráció 80% -án belüli értéken kell tartani
- mindegyik mintába (a kontrollt is beleszámítva) legalább 7 egyednek kell elhelyeznünk
- egyedsűrűség vonatkozásában statikus és félstatikus rendszerekben az 1 g hal/l javasolható, átfolyós rendszereknél a nagyobb egyedsűrűség is elfogadható
- a vizsgálat ideje alatt a halak viselkedését zavaró tényezőket ki kell zárni

Hal-teszteknel a vizsgálati végpont eltér akut és krónikus teszteknel: akut vizsgálatoknál a mortalitás mértékét és a túlélési arányt határozzuk meg. Krónikus teszteknel táplálkozási, magatartás-és viselkedésbeli változásokat, egyéb fiziológiás eltéréseket , illetve hosszabb időtartamú kísérletek esetében a szaporodási rendellenességeket is kimutathatjuk. Ennek alapján egyértelműen megállapítható, hogy adott vegyi anyag veszélyességének kockázata krónikus teszt alkalmazásával reálisabban megítélhetőek, a szubletális koncentrációk tényleges szerepe a fiziológiás elváltozások kialakulásában jobban értelmezhetőek. Ökotoxikogenetikai vizsgálatok eredményei kimutatták, hogy adott szennyezőanyag szubletális koncentrációja hosszú távon a vizsgált populáció genetikai variabilitását jelentősen csökkentheti. Krónikus vizsgálatok alkalmasak bizonyos kémiai anyagok bioakkumulációjának és biomagnifikációjának kimutatására is.

Mind az akut, mind a krónikus tesztek lehetnek egy-fajú és több-fajú tesztek. Több faj alkalmazásával lehetőség van a táplálkozási lánc leegyszerűsített modellezésére, a biológiai kölcsönhatások és egy adott vegyi anyag toxikus hatásának értelmezésére.

Tesztkérdések

Karikázd be a helyes választ!

1. Melyik hal-teszt alkalmazásánál nincs oldat áramlás a rendszerben?
 - a) átfolyásos rendszerben
 - b) statikus rendszerben
 - c) mikrokozmosz rendszerben
 - d) szabadföldi vizsgálatnál
2. Milyen hal fajokat célszerű a laboratóriumi teszteléshez használni?
 - a) hosszú élettartamúakat
 - b) nagyméretű fajokat
 - c) laboratóriumi körülményekhez nehezebben alkalmazkodóakat
 - d) rövid élettartamú fajokat
3. Milyen folyamaton alapszik a bakteriális Pseudomonas-teszt?
 - a) a zsírok bioszintéziséen
 - b) fehérjék bontásán
 - c) vitaminok bioszintéziséen
 - d) szőlőcukor bontása során létrejövő savképződésen
4. Melyik fajjal végzik a csíranövény-tesztet?
 - a) átokhínárral
 - b) fehér mustármaggal
 - c) süllőhínárral
 - d) békalencsével
5. Milyen környezeti elemek tesztelésére alkalmas a Collembola-teszt?
 - a) felszíni víz
 - b) levegő
 - c) talaj
 - d) felszín alatti vizek
6. A Lemna fajok melyik nehézfém jelenlétére érzékenyek különösen?
 - a) réz
 - b) króm(III)
 - c) kadmium
 - d) króm(VI)

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

a) alga-teszt b) OECD 202 c) egysejtű-teszt d) letális koncentráció

7. Paramecium aurelia

8. a növény fotoszintetizáló képessége megszűnik

9. Daphnia akut-teszt

10. Chlorella vulgaris

7. Toxikus anyagok sorsa a környezeti rendszerekben

A környezetbe kerülő toxikus anyagok a levegő, a felszíni és felszín alatti vízkészletek, valamint talajok elszennyeződését okozhatják. A különböző kemikáliák az adott környezeti rendszerben különböző átalakulási folyamatokon mennek keresztül, melyek eredményeként toxikus hatásuk megváltozhat. Különböző kémiai hatásokra (hidrolízis, oxidáció, redukció) eliminálódhatnak a rendszerből, vagy fizikai folyamatok eredményeként (adszorpció, kiülepedés) nagyságrendekkel nagyobb koncentrációban jelenhetnek meg az üledékben.

A környezeti rendszerek antropogén szennyezettségének kimutatásában évtizedeken át elsősorban a fizikai és kémiai paramétereket határozták meg és ezt egészítette ki néhány biológiai megfigyelés. Ezt a módszertani hiányosságot próbálják kiküszöbölni azok a törekvések, melyek egy vizsgált környezet ökológiai állapotának meghatározásában a hangsúlyt a biológiai paraméterekre helyezik. A biológiai vizsgálatokon belül kiemelt szerepe van napjainkban a veszélyes anyagok hatásának kimutatásánál a biokoncentrációs és bioakkumulációs méréseknek. Az élővilág válaszreakciója szempontjából különösen fontos az ökológiai rendszerekbe kerülő xenobiotikumok sorsa. Ezek a környezetidegen anyagok vagy felhasználódhatnak az élőlények saját anyagainak szintézisekor, vagy vízdoldhatóvá való alakításukkal a vizelettel kiürülhetnek a szervezetből. A xenobiotikumok esetében gyakran a kiválasztás hatékonysága nem megfelelő (DARVAS & SZÉKÁCS 2006). A vízben kevésbé oldódó perzisztens vegyületek az élő szervezetek szöveteiben akumulálódhatnak és bármikor mobilizálódva fiziológiai, valamint magatartás- és viselkedési zavarokat, vagy súlyos esetben az élő szervezet pusztulását, halálát okozhatják.

7.1. Bioindikáció, bioakkumuláció, biokoncentráció és biomagnifikáció

Az antropogén szennyező hatásokról az élőlényekben megjelenő és felhalmozódó vegyi anyagok koncentrációjának mérése megfelelő információt szolgáltat, illetve alkalmas lehet biomonitoring rendszerek kiépítésére.

A gyakorlatban a biomonitorozás három szintjét különíthetjük el:

- a passzív biomonitorozás
- aktív biomonitorozás
- szünbiológiai biomonitorozás

A passzív biomonitorozás alkalmazása gyakoribb az ökotoxikológiában. Ilyenkor a vizsgált élőhely antropogén szennyezettségére az ott élő szervezetek szöveteiben felhalmozott szennyezőanyag koncentrációból következtethetünk.

Aktív biomonitorozásnál viszonylag szennyezetlen élőhelyről származó, jó akkumulációs hajlamú szervezeteket helyezünk át az általunk kiválasztott környezetbe, majd meghatározott idő elteltével mérjük az adott szennyező szöveti felhalmozódását.

A toxikusság monitorozásánál a megfigyelt egyedek fiziológiás válaszreakcióit követik nyomon mérgező anyagok hatására, statikus „bioassay”, vagy dinamikus korai biológiai jelzőrendszer – „BEWS – Biological Early Warning System” - segítségével. A korai biológiai jelzőrendszerek lehetővé teszik, hogy a hirtelen bekövetkező környezeti állapot romlását indikátor szervezetek fiziológiás, illetve viselkedésbeli állapotváltozásaival regisztrálni tudják (OERTEL et al. 2001).

Szünbiológiai monitorozásnál az ökoszisztémák épségét vizsgálják a környezeti hatások figyelembevételével (pl. diverzitás, indikátor szervezetek előfordulása). Az antropogén szennyezések kimutatásánál tehát fontos tényező a megfelelő indikátor szervezetek kiválasztása, illetve a gyakorlatban igen hatékonynak bizonyultak a jó bioakkumulációs képességgel rendelkező ún. „akkumulátor szervezetek” alkalmazása (SALÁNKI 1989, OLIVIERA RIBEIRO et al. 2005).

Bioindikáció: módszere azon alapszik, hogy az élőlényeknek más-más a toleranciája a környezeti változásokkal szemben (DÉVAI et al. 1993). Vízi ökoszisztémák esetében ilyen bioindikációs vizsgálatokra makrogerinctelenek közül a hosszabb életsiklusú és korlátozott helyváltoztató képességű csoportok a megfelelőek pl. felemáslábú rákok. Aktív helyváltoztatásra képesek, de a környezetet károsító hatásokat nem tudják elkerülni (ALIKHAM et al. 1990). A felemáslábú rákok, mint haltáplálék szervezetek a tápláléklánc mentén történő transzportban is fontos szerepet töltenek be.

A puhatestűekhez tartozó szervezetek is jó jelzői lehetnek az antropogén eredetű szennyezéseknek szűrő életmódjuk, illetve viszonylagos helyhez kötöttségük miatt (FARKAS & SALÁNKI 2000).

Vízi ökoszisztémákban gerinces szervezetek közül a halak a legalkalmasabbak számos tekintetben a bioindikációs vizsgálatokhoz. A táplálékláncban központi szerepet töltenek be, nagy biokoncentrációs faktorral rendelkeznek, valamint hosszú életsiklusuk miatt az élőhelyi változások nyomait sokáig megőrzik (FARKAS et al. 1999, MILINKI & MURÁNYI 2001).

Bioakkumuláció: anyagok, illetve szennyezőanyagok felhalmozódása az élőlények szöveteiben függetlenül annak felvételi módjától. A szennyezőanyagok bioakkumulációja az adott ökoszisztémát alkotó szervezetek védekező mechanizmusának megnyilvánulásai, mivel a toxikus anyagoktól az élőlények vagy úgy próbálnak megszabadulni, hogy kiválasztják azokat, vagy oldhatatlan formában „kivonják” őket a forgalomból. Ez utóbbi történhet pl. kristályképzéssel, illetve gyakran oldhatatlan fehérjékhez kötve raktározódhatnak az élőlények szöveteiben, szerveiben. A szervezetben akkumulált toxikus anyag koncentrációja akár többszöröse is lehet a környezetben lévő szennyező anyag koncentrációjának. A bioakkumuláció ilyen értelemben egy biológiailag felerősített szelektív jelnek tekinthető (GRUIZ 2007).

A környezeti rendszerekbe kerülő természetidegen xenobiotikumokat az élőlények nem, vagy csak kismértékben tudják lebontani, ezáltal ezek felhalmozódhatnak a szövetekben és akut, vagy krónikus károsodásokat okozhatnak. Az élőlényekben akkumulálódó szennyezőanyagok mennyisége nagymértékben függ az egyed méretétől, korától és egészségi állapotától. Adott vegyi anyag biológiai hozzáférhetősége és felvehetősége is nagymértékben befolyásolja a szöveti felhalmozódást. A felvétel és leadás dinamikájában faji eltéréseket lehet megfigyelni (FÖRSTNER 1993). A bioakkumulációs vizsgálatoknál a teszt-szervezetben feldúsuló szennyezőanyag mennyiségéből lehet következtetni a környezeti ártalom mértékére, valamint jó tájékoztatást kaphatunk az adott anyag hatásáról és táplálékláncba való jutásának módjáról.

Biokoncentráció: a környezeti rendszerből való felvétel nettó eredményét jelenti, vagyis az élő szervezetekben a felvétel és leadás különbségéből határozható meg. A biokoncentrációs vizsgálatoknál két fázis különíthető el (felvételi és leadási fázis) és ezek dinamikájából az adott szennyező toxikokinetikája meghatározható (SANCHO et al. 1998).

A biokoncentrációs faktor (BCF) a vizsgált élőlényben mérhető szöveti koncentráció, illetve a környezeti rendszerben kimutatható koncentráció egymáshoz viszonyított arányát fejezi ki (GRUIZ et al. 2001).

$$\text{BCF} = C_{\text{adott szervezetben}} / C_{\text{adott környezeti rendszerben}}$$

Vízi ökoszisztémák esetében a halak az átlagos 4.8 %-os lipid tartalmukkal alkalmasak biokoncentrációs vizsgálatokra. BCF értékét a vizsgált szervezet táplálékláncban elfoglalt

helye és zsírszövetének aránya határozza meg. A tápláléklánc minél magasabb szintjén található egy szervezet, és minél nagyobb testében a zsírszövet aránya, annál nagyobb a BCF értéke (FALANDYSZ et al. 2004).

A szerves vegyületek biokoncentrációs faktora jól jellemezhető az oktanol-víz megoszlási hányadossal (K_{ow}). Természetesen a BCF és a K_{ow} érték közti kapcsolatot számos biológiai tényező módosíthatja (felvétel-leadás kinetikája, membránon keresztüli transzport, sejt anyagcsere folyamatai). A BCF érték alapján különböző akkumulációs hajlammal jellemezhetőek a különböző vegyületek (6. táblázat).

Bioakkumulációs hajlam	BCF értéke
nagy	> 3
közepes	1,5 - 3
kicsi	< 1,5

6. táblázat: Bioakkumulációs hajlam és a BCF érték közti kapcsolat (Gruiz K. alapján, 2006)

Bioakkumulációs teszteknel a következő tényezőket állapíthatjuk meg adott vegyi anyagra vonatkoztatva:

- BCF értékét
- szervezetből való kiürülés idejét
- anyagcsere utak jellemzőit, biotranszformáció módjait
- szervspecifikus akkumuláció mértékét
- kiürítetlen maradékát és esetleges hozzáférhetőségét

Biomagnifikáció: adott elem, vagy vegyület táplálékláncon keresztüli transzportját jelenti, vagyis több egymást követő akkumulációt foglal magába, megnövelve ezzel a másodlagos mérgezés rizikóját (NENDZA et al. 1997). A tápláléklánc mentén a dúsulás olyan mértékű lehet, hogy mérgezési tünetek léphetnek fel az élőlényeknél még abban az esetben is, ha a vizsgált anyag koncentrációja a környező közegben alatta marad a toxikus határértéknek (BARANOWSKA et al. 2005). A toxikológiai vizsgálatok eredményeinek értékelésénél ezért fontos a tápláléklánc mentén történő dúsulást is figyelembe venni. A biomagnifikáció

kimutatására legalább három trofitási szinten kell nyomon követni a vizsgált szennyezőanyag koncentrációját pl. fitoplankton, zooplankton, hal (16. ábra).

16. ábra: A DDT biomagnifikációja a vízi ökoszisztémákban (Miller G. alapján)

A biomagnifikációs vizsgálatok eredményei jól alkalmazhatók humánegészségügyi vonatkozásban (CORDIER 2004, CID et al. 2007, GRANDJEAN 2008). A tápláléklánc mentén az emberi szervezetbe kerülő, kiemelten veszélyes perzisztens vegyületek egészségügyi kockázata megbecsülhető.

7.2 Biodegradáció mérése az ökotoxikológiai vizsgálatokban

A biodegradáció aerob, vagy anaerob folyamat, mely során a talaj/üledék mikroorganizmusai mineralizálják, vagyis a növények számára felvehető formává alakítják azon biogén elemeket, melyek a szerves anyagok felépítésében, transzportjában és az energia raktározásában részt vesznek. A biodegradáció ezáltal meghatározza az elemek körforgásának hatékonyságát, sebességét egy adott ökoszisztémában, valamint fontos szerepet játszik a szennyező anyagok lebontásában és ártalmatlanításában.

7.2.1. Biodegradáció folyamata, gyakorlati alkalmazhatósága

A biodegradáció folyamata során a környezeti rendszerekbe kerülő vegyi anyagok átalakulnak, fizikai és kémiai tulajdonságaik a folyamat során megváltozhatnak. A biodegradáció hatékonyságát a talaj/üledék mikroflórájának összetétele, illetve adaptálódásuk mértéke határozza meg. A biodegradációs képesség az ökoszisztémák természetes sajátja, mivel a talajban/üledékben élő mikrobiális életközösség az idők folyamán szinte valamennyi anyag hasznosíthatóságát és az energianyerés lehetőségét megtanulta. A környezeti rendszerekbe kerülő szennyező anyagok jelentős részéhez adaptálódtak és ezáltal ezek eltávolításában, mérgező hatásuk semlegesítésében a mikroflórának fontos szerepe van.

A biodegradációs kutatások célja:

- adott környezeti elem biodegradációs képességének vizsgálata
- adott szennyező anyag biodegradálhatóságának és perzisztenciájának megállapítása

- a környezeti kockázat megállapítása

Számos környezeti tényező befolyásolhatja a biodegradáció sebességét és mértékét (pl. a közegben jelenlévő mikroorganizmusok száma és faji összetétele, pH, hőmérséklet, expozíciós időtartam).

A szennyező anyag biodegradálhatóságát szerves vegyületek esetében jelentősen befolyásolja az adott anyag illékonyasága, vízdoldhatósága, molekulasúlya, oktanol-víz megoszlási hányadosa, kémiai kötéseinek jellege. Adott vegyi anyag vízdékonysága és molekulasúlya meghatározza a sejtmembránokon át történő transzport lehetőségét és milyenségét. A kémiai kötések közül az észterkötések tartalmazó vegyületek könnyebben hidrolizálhatók és ezáltal biodegradációjuk is könnyebb. A perzisztens vegyületek közül a klórozott anyagok és a policiklikus aromás szerkezetűek nehezen bonthatók biológiailag (LEI et al. 2005).

Egy vegyi anyag környezeti kockázata mindig fordítottan arányos a biodegradálhatóságával. Minél tovább tartózkodik adott szennyező anyag a környezeti rendszerben, annál hosszabb időn át fejt ki káros hatását, illetve minél jobban biodegradálható egy anyag, annál rövidebb ideig van jelen a környezetben.

7.2.2. Biodegradációs vizsgálati technikák, biodegradációs tesztek

A biodegradációs vizsgálati módszer kiválasztásánál a kitűzött cél, a vizsgálati anyag fizikai-kémiai jellemzői, illetve a szabványosítás gyakorlati lehetőségei a meghatározóak.

A biodegradációs tesztek három szintje különíthető el:

- könnyen biodegradálható szennyezők
- nehezebben biodegradálható szennyezők
- valós szennyeződés vizsgálata

Könnyen biodegradálható szennyezők esetében az ún. „ready” biodegradálhatósági tesztet szükséges elvégezni: aerob mikroorganizmusokat alkalmazva az oxigén fogyasztás és szén-dioxid képződés mértékét, illetve az oldott szerves szén (DOC) eltűnését mérik. Könnyen lebontható anyagoknál elegendő néhány baktérium törzs feldúsítása, kis mennyiségű inokulum alkalmazása.

Nehezebben bontható szennyezők esetében ún. „inherens” biodegradálhatósági tesztet végzik el: nagyobb mennyiségű inokulumot alkalmaznak, valamint szennyvíz kezeléshez hasonló feltételeket teremtenek.

Valós szennyezések vizsgálatánál a talaj / üledék biodegradálhatóságának jellemzésére a biodegradáció sebességi állandóját a standard tesztek eredményeiből becsléssel állapítják meg. A sebességi állandó és a felezési idő jelentős eltéréseket mutathat a könnyen és nehezen bontható szennyező anyagok esetében (7. táblázat). A felezési idő azt az időtartamot jelenti, melynél a vizsgált anyag 50%-a degradálódott.

Teszt eredménye	Sebességi állandó (k) l/nap	Felezési idő (nap)
könnyen biodegradálható	$4,7 \times 10^{-2}$	15
könnyen, de nem 10 napon belül	$1,4 \times 10^{-2}$	50
nehezen biodegradálható	$4,7 \times 10^{-3}$	150
nem biodegradálható	0	∞

7. táblázat: Felezési idő és a sebességi állandó közti összefüggés vízi ökoszisztémában (Gruiz K. 2006)

Biodegradációnál leggyakrabban alkalmazott vizsgálati módszerek:

- 1) Légzés intenzitás mérése: CO₂ - termelés és O₂ - fogyasztás mérésén alapuló módszer (nem vegyület-specifikus, a mikrobiális bontás során felhasznált oxigén és képződött szén-dioxid mennyiségét mérik).
- 2) Mineralizáció nyomon követése C¹⁴ –el jelzett szubsztrát alkalmazásával.
- 3) Nitrogén anyagcsere vizsgálata:
 - nitrifikációs tesztek (amónia oxidációját vizsgálja, specifikus baktériumok felhasználásával – *Nitrosomas*, *Nitrobacter* fajok)
NH₄⁺ → NO₂⁻ → NO₃⁻
 - denitrifikációs tesztek (anaerob körülmények között az NO₃ → N₂ átalakulást vizsgálják)
 - légköri nitrogén-megkötési tesztek: nitrogén-fixálási teszt (*Rhizobium* fajok nitrogén megkötését vizsgálják)
- 4) Talaj/üledék enzimaktivitásának vizsgálata (ureáz, foszfatáz, dehidrogenáz, celluláz aktivitás mérése):

- enzimaktivitást mutató sejtek számának meghatározása
- enzimaktivitás hatására megjelenő köztes-, vagy végtermékek kimutatása

5) Géntechnológia alkalmazása

- Biotechnológusok ún. génmanipulált baktérium törzsekkel oltják be a talaj, vagy üledék mintát. Génmanipulációval nehezebben biodegradálható anyagok bontására is képes baktérium törzseket állítanak elő. Adott szennyező anyaghoz adaptálódott gének gyakran mobil genetikai elemekhez kötődnek a sejtekben pl. plazmidokhoz, transzpozonokhoz. Ezek a mozgékony genetikai elemek szükség esetén igen gyorsan el tudnak terjedni a mikroba populációban és ezzel rövid idő alatt adaptálódni képesek az adott szennyezéshez. A talaj/üledék mikroflórájának adaptációja és rezisztenciája között szoros kapcsolat van. A rezisztencia megléte azt bizonyítja, hogy a szennyezettség hosszabb ideje fenn áll, illetve perzisztens anyagok esetében a rezisztencia azt jelenti, hogy a toxikus anyag immobilizációja raktározás révén valósul meg. Ilyenkor bekövetkező immobilizáció a bioakkumuláció alapja.
- Enzimaktivitásért felelős kódoló gének és előfordulási gyakoriságuk kimutatása hibridizációs technikával, vagy polimeráz láncreakció (PCR) segítségével. A hibridizációs technika közvetlenül alkalmazható izolálás és tenyésztés nélkül talaj és üledék mintákból. A PCR technika nagyobb érzékenysége révén már alkalmas 1-2 gén jelenlétének kimutatására is az eljárás hatványozó képessége miatt.

Biodegradációs vizsgálatok gyakorlati jelentősége: a környezeti rendszerekből lehetővé válik a szennyező anyagok eltávolítása, illetve a biodegradációs vizsgálatok során kapott eredmények alapján válik lehetővé a megfelelő remediációs technológia kiválasztása. Ezen kutatási területen való előrelépés következtében ma már a gyakorlatban is megvalósítható a talajok és üledékek klórozott szénhidrogén mentesítése, olajszenyezések eltüntetése, illetve válasz kapható azon kérdésekre, hogy szennyezett-e a vizsgált talaj/üledék, toxikus hatású-e az adott szennyező anyag, gátolt-e a mikrobák működése és adaptálódott-e a mikroflóra a vizsgált vegyi anyaghoz.

Tesztkérdések:

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet! (egy számhoz több betű is tartozhat)

- a) szöveti akkumuláció b) mineralizációs folyamat c) nehezen biodegradálható szennyezők d) mérgező hatás semlegesítése e) könnyen biodegradálható anyagok kimutathatósága f) BCF érték

1. biodegradáció
2. mikrobiális életközösség
3. perzisztens vegyületek
4. „ready” biodegradálhatósági teszt
5. bioakkumulációs tesztek alapján állapítható meg

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

6. Biodegradációs vizsgálatok alapján meghatározható a megfelelő remediációs technológia.
7. Egy vegyi anyag környezeti kockázata egyenesen arányos a biodegradálhatóságával.
8. Szerves vegyületek biodegradálhatóságát nem befolyásolja vízdékonyságuk.
9. A szennyező anyagok bontásához a mikrobiális életközösség képes adaptálódni.
10. A biomagnifikáció kimutatásához legalább két trofitási szinten kell vizsgálni adott szennyező koncentrációját.

8. Ökotoxikológia és kockázatfelmérés, korai figyelmeztető rendszerek típusai

A környezetünkbe kerülő vegyi anyagok hatásának, kockázatának számszerűsítése mind ökológiai, mind humánegészségügyi szempontból elengedhetetlen. A kockázat mértékének meghatározása fontos a gyakorlati környezetvédelemben, illetve nagymértékben hozzájárul a megfelelő környezetvédelmi politikai döntések meghozatalához. Az előrejelzésekkel, melyeket a környezeti hatásvizsgálatok, illetve az ökotoxikológiai kockázatbecslések eredményei alapján hozhatunk meg, számos környezeti katasztrófa megelőzhető lenne. A prevenció hatékonyabbá tétele pedig ökológiai, gazdasági, illetve egészségügyi szempontból hosszú távon sokkal több pozitív hozadékkal járna.

8.1. Környezeti hatásvizsgálat, vegyi anyagok kockázatának becslése

A környezeti hatásvizsgálat (KHV) egy előrejelzési módszer, melynek feladata a tervezett emberi tevékenység következtében várható környezeti állapotváltozások meghatározása, becslése (FÖLDI & HALÁSZ 2009). A KHV vizsgálatok nagymértékben hozzájárulnak a környezetvédelmi döntések megalapozottságához (MAGYAR et al. 1997).

Környezeti hatásvizsgálatok fő lépései:

- hatótényezők meghatározása (közvetlen és közvetett tényezők)
- hatásfolyamatok leírása (lehetséges kölcsönhatások feltárása)
- hatásterület meghatározása
- környezeti állapot megállapítása (környezeti állapotváltozások becslése, környezeti elemek közti kölcsönhatások feltárása, környezeti reagálás az adott hatótényezőkre és a rendszer érzékenységének meghatározása)

Fenti tényezők feltárásával adott emberi tevékenység kockázata számszerűsíthető, illetve a negatív hatások mértéke minimálisra csökkenthető.

Kockázat alatt a károsnak ítélt valamilyen jövőbeni esemény bekövetkeztének valószínűségét értjük. Az emberi tevékenységgel a környezeti rendszerekbe kerülő vegyi anyagok kockázatának felmérése az ökotoxikológiai vizsgálatok egyik fő szegmense. A vegyi anyagok az ökológiai rendszerekbe kikerülve, mind lokális, mind globális szinten nehezen megbecsülhető változásokat hoznak létre. Különösen érvényes ez a xenobiotikumok esetében, melyekhez az élőlények anyagcseréje, enzimrendszere még nem adaptálódott, illetve nem állt rendelkezésre elegendő idő, hogy ezen anyagok biodegradációjára az

ökoszisztéma élőlény együtteseinek felkészülhetnek volna. Fenti tényezők következtében helyrehozhatatlan károk következhetnek be a környezetünkben, drasztikus változásokat okozhatnak a fajösszetétel alakulásában.

Vegyianyagok kockázata: ERA (Environmental Risk Assessment) számszerű jellemzésére az RQ (Risk Quotient - kockázati tényező) értékét használják. A környezeti kockázatfelmérés célja annak megállapítása, hogy adott szennyezőanyag koncentrációja elfogadható, vagy elfogadhatatlan kockázatot jelent-e a környezeti rendszerekre.

Az RQ értékének kiszámításához két tényező ismerete szükséges, melyeket az ökotoxikológiai vizsgálatok segítségével határozhatunk meg:

- **PEC érték (Predicted Environmental Concentration – adott vegyi anyag előre jelezhető környezeti koncentrációja).** Kiszámításánál figyelembe kell venni adott szennyezőanyag fizikai és kémiai tulajdonságait, biodegradálhatóságát és bioakkumulációs hajlamát, a szennyezett környezeti rendszer hatását, a vizsgált vegyi anyag mobilitását, illetve a kibocsátás helyétől való távolságot. Adott szennyezőanyag eloszlásának meghatározása terjedési modellek alkalmazásával történik, melyek számítógépes programokkal szimulálhatók.
- **PNEC érték (Predicted No Effect Concentration – adott vegyi anyag károsan még nem ható koncentrációja).** Ökotoxikológiai tesztek segítségével néhány reprezentatív faj esetében meghatározható a károsan még nem ható koncentráció adott szennyezőanyag esetében, és a kapott eredmények alapján extrapolálni lehet az ökoszisztéma egészére. A PNEC értékének megállapításához elegendő számú tesztet szükséges elvégezni és a kapott eredményeket még egy biztonsági faktoriall kell megszorozni (8. táblázat).

Ártalmatlan koncentrációk vízi ökoszisztéma tagjainak toxikológiai tesztelésekor	Biztonsági faktor
Három különböző trofitási szintnél LC ₅₀ (akut teszt : alga, Daphnia, hal)	1000
Legalább egy hosszú távú NOEC mérése (hal, vagy Daphnia)	100
Két különböző trofitású szintnél NOEC	50

mérés (alga és Daphnia, vagy Daphnia és hal)	
Három trofikus szinten krónikus teszt NOEC értéke	10
Szabadföldi adatok, vagy mezokozmosz kísérletek	1

8.táblázat: Vízi ökoszisztémák esetén az ökotoxikológiai vizsgálat teszteredményeiből kiinduló PNEC értékek extrapolációs meghatározásához alkalmazott biztonsági faktorok (LC-letális koncentráció, NOEC – az a legnagyobb koncentráció, melynek még megfigyelhető hatása nincs (Gruiz K. alapján 2007).

RQ értéke a PEC és a PNEC hányadosával adható meg:

$RQ = PEC / PNEC$ - minél nagyobb a hányados értéke, annál nagyobb a veszély (9. táblázat)

RQ értéke	veszély szintje az adott ökoszisztémára
< 0,001	elhanyagolható
0,001 – 0,1	kicsi
0,1 - 1	enyhe
1 - 10	nagy
> 10	igen nagy

9.táblázat: RQ érték és adott vegyi anyag veszélyessége közti összefüggés (Gruiz K. alapján)

A károsító hatás mértékének megállapításánál más-más jellemzőket vesznek figyelembe az ökotoxikológiai vizsgálatoknál és a humán egészségkockázat megítélésénél. Adott vegyi anyag humán kockázatának becslésére a HQ (Human Risk Quotient) értékét alkalmazzák.

$$HQ = ADD / TDI$$

ADD - átlagos napi dózis (a szervezetbe került kockázatos anyag egységnyi tömegre vonatkoztatva (mg/kg x nap).

TDI - elfogadható napi bevitel (értékét állatkísérletekben kapott eredményekből extrapolálással határozzák meg).

Több szennyező együttes jelenlétekor RQ és HQ értékét valamennyi szennyezőre és valamennyi expozíciós útvonalra ki kell számítani és ezek összege megadja a teljes populációra vonatkozó kockázat mértékét.

A kockázat becslése annál pontosabb, minél több adat áll rendelkezésünkre. Ha nem rendelkezünk elég információval a szennyezőanyaggal kapcsolatban, vagy rossz minőségű adataink vannak, abban az esetben a legpesszimistább forgatókönyvvel kell számolni.

8.2. Korai figyelmeztető rendszerek (KFR) alkalmazhatósága

A korai figyelmeztető rendszerek fizikai, kémiai, biológiai és ökológiai vizsgálatok alapján megpróbálják előre jelezni egy veszélyes szennyező hatás bekövetkeztét és ezzel fontos szerepet játszhatnak a környezeti rendszerek ellenőrzésében, illetve védelmében. A monitoring rendszerek a vegyi anyagok környezeti kockázatának meghatározására alkalmasak matematikai modellek felhasználásával.

A környezeti kockázat felmérése négy szinten történhet (GRUIZ, 2007):

- általánosan
- lokálisan
- regionálisan
- globálisan

Általános szint: a szennyezőanyagok hatásának, előrejelzésének általánosan érvényes problémáival foglalkozik.

Lokális szint: a vizsgálatok kiterjednek adott vegyi anyag teljes életciklusára a gyártástól a felhasználásig, illetve itt már elkülönítésre kerülnek a szennyező hatások (mezőgazdasági, ipari, háztartási, vagy egyéb szennyezés). Lokális szinten beazonosításra kerülhetnek a pontforrások, szennyvíz kibocsátók.

Regionális szint: a teljes vízgyűjtő területén történik a szennyezők beazonosítása, transzportútvonalak meghatározása.

Globális szint: a teljes Földet átfogó, elsősorban műholdas felvételek alapján globális trendek állapíthatók meg pl. savas esők okozta erdő pusztulások (17. ábra).

17. ábra: Korai figyelmeztető rendszer lokális, regionális és globális szinteken (Gruiz alapján)

A korai figyelmeztető rendszerek kiépítése több ponton történhet:

- A szennyezőforrásnál (lehet pontszerű, vagy diffúz) - monitorozásuk történhet légi felvételek segítségével, a kockázat mértéke, illetve a beavatkozások sürgőssége általában meghatározható.
- Transzportútvonalak mentén – a szennyező ágens terjedése adott környezeti elemekben fizikai, kémiai és biológiai vizsgálati módszerekkel kimutatható. A transzportútvonalon hígulás következtében adott vegyi anyag koncentrációja csökkenhet, illetve az élőlények adaptálódása, a szennyezőanyag bioakkumulációja és biomagnifikációja következhet be. A primer hatások mellett szekunder hatások megjelenésével is számolni kell.
- Receptorok szintjén (ökoszisztéma, ember) – a receptorok gyakran a szennyezés forrásától távol helyezkednek el, ezért adott vegyi anyag közvetlen kimutatására általában nincs lehetőség. Ebben az esetben elsődlegesen a biológiai és ökológiai vizsgálatok vezetnek eredményre. A szennyező ágens megjelenése biodiverzitás változást hozhat létre, amely jó jelzője az ökoszisztéma károsodásának. Ugyan csak hatékonyan alkalmazhatók a receptorok szintjén korai figyelmeztető rendszerek kialakításánál a bioakkumuláció, a genetikai variabilitás, a tűrőképesség és a biodegradáció mértékének kimutatása.

Korai figyelmeztető rendszerek kialakításának feltételei:

- 1) megfelelő kockázati modell (transzport modellek, expozíciós modellek)

Transzport modell: a transzportútvonalakat adott vegyi anyag és a vele érintkező környezeti elemek tulajdonságai határozzák meg.

Expozíciós modell: elsősorban azt határozza meg, hogy adott szennyező hatásának a receptorok (ökoszisztéma, ember) milyen mértékben vannak kitéve.

- 2) releváns indikátor (érzékenynek és szelektívnek kell lennie adott szennyezőanyagra)

Vannak olyan indikátor fajok, melyek bioakkumulációs hajlama nagy, ezért perzisztens szennyezések kimutatására alkalmasak (pl. *Potamogeton pectinatus* – fésűs békaszólló, *Dreissena polymorpha* – vándorkagyló jól alkalmazhatók nehézfém és peszticid akkumulációs vizsgálatoknál). Ezeket a szervezeteket a szennyezési forrásokon helyezik el és a szennyezőanyag fiziológiás hatását, illetve az adott indikátor szöveteiben való felhalmozódását követik nyomon.

- 3) megfelelő mérési technika

4) megfelelő adatértékelési és interpretációs módszerek alkalmazása

A biológiai módszerek sokszor sokkal hatékonyabbak, mint egy pillanatnyi állapotot rögzítő kémiai vizsgálatok. A biológiai módszerek a mérgező hatás kimutatására abban az esetben is alkalmasak, amikor a szennyezőanyag kis koncentrációban van jelen a környezeti rendszerben, illetve a biológiai rendszerek szelektív válaszainak detektálásával a veszély korai jelzése lehetséges. Ugyancsak biológiai vizsgálatok a legalkalmasabbak a krónikus toxicitás kimutatására, valamint abban az esetben, ha a szennyezőanyagok közötti interakciók következtében szinergista, vagy additív hatások lépnek fel. Ilyenkor az egymást felerősítő toxikus hatások következtében a kémiai analitikai módszerek hatástalanak bizonyulnak.

A korai figyelmeztető monitoring rendszereknél a biológiai válaszreakciók alapján a következő technikák alkalmazása terjedt el:

- 1) biomarkerek
- 2) bioszenzorok
- 3) bioindikátorok
- 4) távérzékelő rendszerek kiépítése

Biomarkerek: jelző molekulák (biokémiai, vagy sejtszintű válaszreakciók), melyek a szennyezőanyag hatására képződnek. Mennyiségük arányos a káros hatást kiváltó anyag koncentrációjával és a kitettség mértékével. Biomarker funkciója lehet bizonyos enzimeknek, metallothioneineknek, különböző citogenetikai struktúráknak és magának az öröklődésért felelős makromolekuláknak.

A metallothioneinek (MT), mint multifunkcionális fehérjék koncentrációja toxikus fémeknek kitett szervezetekben szignifikánsan megnő, mivel ezek a fehérjék képesek a fém kationok megkötésére, ezért nagyon fontosak a káros hatású fémek detoxifikálásában. A nehézfém koncentráció bizonyos küszöbértéket átlépve megakadályozza az antioxidánsként működő enzimek aktiválódását, illetve kimutathatóan csökken a májban az antioxidánsok szintje (GSH-glutation, SOD-szuperoxid dismutáz).

Egyértelmű kapcsolat mutatható ki bizonyos kromoszóma aberrációk megjelenése és adott vegyi anyagnak való kitettség között, illetve a DNS szintjén is minőségi és mennyiségi változások detektálhatók káros környezeti hatásra.

Bioszenzorok: egy biológiai rendszer válaszreakcióját átalakító egység segítségével elektromos jellé transzformálja. A gyakorlatban egyre gyakrabban alkalmazzák a bioszenzorokat egyszerű használhatóságuk, alacsony költségeik és gyors kivitelezhetőségük miatt. Bioszenzorként elsődlegesen sejtek, vagy enzimek jöhetnek számításba. Baktériumok kiváló szelektív bioszenzoroknak bizonyultak bizonyos szennyezőanyagok vizsgálatánál. A környezeti rendszerekbe kerülő vegyi anyagokra a mikroorganizmusok azonnal reagálnak pl. diverzitás változással, speciális gének megjelenésével és elterjedésével. Ezeknek a biológiai válaszreakciónak a jelei elektromos jellé alakíthatók át és továbbíthatók egy feldolgozó egységbe.

Ilyen bioszenzoros monitoringnak tekinthető az ún. „kagylómonitor” rendszer. A módszer lényege, hogy a kagylóhéj nyitását, illetve zárását a szennyező hatások nagymértékben befolyásolják. Toxikus anyagok jelenléte esetében a kagylóhéj nyitása kisebb mértékű, a szennyezés következtében megváltozott kagylóhéj mozgásmintázatát elektromos jel formájában továbbítja a rendszer az adatfeldolgozó egységhez. A kagylóhéj mozgásváltozása korai figyelmeztető jelként értelmezhető és a szennyező hatások prevenciójában fontos szerepe lehet a „kagylómonitor” rendszer kiépítésének.

Bioindikátorok: a biomonitoring rendszerek gyakran alkalmaznak bioindikátor szervezeteket. Az élőlények eltérő érzékenységűek bizonyos környezeti hatásokkal szemben és ezáltal alkalmasak arra, hogy környezeti állapotfelmérések indikátoraként használhatóak legyenek. Az ilyen indikátor szervezetek előfordulása stressz hatására megváltozik (HOLT & MILLER 2011). A környezeti paraméterekben bekövetkező eltérésekre egyedszám növekedéssel, vagy csökkenéssel reagálnak, illetve az élőhely faji összetétele is nagymértékben módosulhat. A bioindikációra alkalmas számos faj egyben lehet monitorozó faj is.

Monitorozásra használható fajok típusai:

- Őrző fajok - a vizsgálati területre betelepített nagy érzékenységgű fajok, egyedszám csökkenésük, vagy pusztulásuk korai figyelmeztető jelzéseként értelmezhető. Ilyen fajokat alkalmaznak a korai figyelmeztető rendszerek ún. forró pontjain a szennyezés transzportútvonala mentén.
- Detektor fajok - egy adott területen élő olyan fajokat jelent, melyek viselkedése, egyedszáma szennyezőanyag jelenlétekor megváltozik.
- Kiaknázó fajok – szennyezést követően egyedszámuk nő, mivel a szennyezéssel szemben rezisztensek válnak. Szennyezés esetén azon fajok egyedszáma nő meg,

melyek az adott vegyi anyaghoz adaptálódni tudnak, vagyis a rezisztencia szorosan összefügg az adaptációval.

- Akkumuláló fajok – felveszik és szöveteikben felhalmozzák a vizsgált szennyezőanyagot, ezáltal a káros vegyi anyag jelenléte abban az esetben is kimutatható, amikor az abiotikus környezeti elemekben kémiaiag nem detektálható mennyiségben fordul elő. Ilyen jó bioakkumulációs képességgel rendelkeznek pl. vízi ökoszisztémákban élő kagyló fajok, felemáslábú rákok, hínárnövények.

Távérzékelő rendszerek

A távérzékelő rendszer alkalmazása napjainkban egyre fontosabb szerepet kap a szennyező források feltérképezésében, a szennyezések terjedésének és hatásának megítélésében, az időben történő intézkedések megtételében. A korai észlelés segítheti a korai környezetvédelmi döntések meghozatalát, ezért a távérzékelési technika fejlődése számos környezeti katasztrófa megelőzésének eszköze is lehet. A távérzékelés a közvetett információszerzés eszköze, az elektromágneses sugárzás, valamint a fény visszaverődési spektrumok elemzése alapján igen hasznos adatokhoz juthatunk a környezeti rendszereink állapotát illetően.

A leggyakoribb alkalmazási lehetőségek:

- nagy kiterjedésű területeken a biodiverzitás változásának nyomon követése
- biomassza mennyiségének felmérése
- talajállapot értékelése
- vegetáció állapotának meghatározása
- szennyezések terjedésének nyomon követése, szennyezés hatásának megfigyelése

Távérzékelő rendszerek csoportosítása:

1) felhasznált hordozó alapján

- műholdas távérzékelő rendszerek (19. kép)
- légi járműre szerelt távérzékelő rendszerek

19. kép: Földről készített Spot-5 műhold felvétele (2003)

A műholdak által a Föld felszínéről készített felvételeken a környezeti elemek kiterjedése, nagysága, a környezeti változások tendenciái, szennyezések terjedése és a bioszférában megfigyelhető negatív hatásai jól nyomon követhetők.

2) detektált elektromágneses hullámhossz sáv szélességek és sávszámok alapján

- multispektrális távérzékelő rendszer: 2-20 spektrális sáv, 20-100 nm sáv szélességben
- hiperspektrális – több száz spektrális sáv, 1-10 nm sáv szélességben

A hiperspektrális légi felvételek a vegetáció tér és időbeli változásainak regisztrálásán kívül lehetővé teszik a növény fajok elkülönítését és beazonosíthatóságát. Hiperspektrális kamerával légi felvételeket készítenek a vizsgált területről az infravörös visszaverődési spektrum hullámhossz tartományában. Az egyes fajok meghatározásához a készített képen látható spektrumokat összehasonlítják az adott növény fajról készített referencia spektrummal. A módszer tökéletesítése egy japán céghez köthető, mely egy adott növény faj beazonosításához több referencia spektrumot dolgozott ki. A beazonosítás ezzel a módszerrel sokkal biztosabbá vált (18. ábra.)

18. ábra: Hiperspektrális felvételek (FUTJISU, 2011)

Ilyen módszerrel lehetővé vált egy terület teljes vegetációs térképének elkészítése, valamint a biodiverzitás változások jelzése.

Távérzékelési rendszerek előnyei:

- a mérőeszköz és a vizsgált objektum nincs közvetlen kapcsolatban, nagyobb távolságból is detektálható egy biológiai válaszreakció (pl. „kagylómonitoring” esetében)
- az állapotváltozások folyamatosan észlelhetők
- a mérések térben és időben tervezhetők és kontrollálhatók
- az ember által nem látható jelenségek is kimutathatók

A környezetünkbe kerülő szennyező anyagok ökotoxikus kockázatának felmérése, becslése, az integrált kockázati modellek alkalmazása, valamint a különböző korai figyelmeztető rendszerek kiépítése jelentősen csökkenthetik a környezeti elemek minőségének és állapotának további romlását.

Tesztkérdések

Karikázd be a helyes választ!

1. Mi jellemző az „örző” fajokra?
 - a) kevésbé érzékeny fajok
 - b) gén összetételük nem változik
 - c) nagy érzékenyséű fajok
 - d) élőhelyüket nem változtatják
2. Mik a biomarkerek ?
 - a) a perifériás területen élő szervezetek
 - b) jelzőmolekulák
 - c) a növénytársulások domináns fajai
 - d) egykoron élő, de ma már kihalt szervezetek
3. Mik a bioszenzorok?
 - a) napsugárzás erősségét mérő műszerek
 - b) önálló életre képes parányi lények
 - c) a baktériumok egy csoportja
 - d) a biológiai válaszreakciót elektromos jellé transzformálják
4. Melyik élőlény csoport nevezhető jó akkumulációs hajlamúnak?
 - a) csigák
 - b) termeszek
 - c) kagylók
 - d) hangyák

Írd be a számhoz tartozó megfelelő betűjelet!

- a) kiaknázó fajok b) felemáslábú rákok c) hiperspektrális felvételezés d) multispektrális távérzékelő e) expozíciós modell f) növény fajok beazonosítására alkalmas

5. infravörös visszeverődési spektrumot hasznosítja

6. 2-20 spektrális sáv jellemzi
7. bioakkumulációs hajlamuk nagy
8. hiperspektrális légi felvétel
9. a szennyezéssel szemben rezisztencia alakul ki bennük
10. a receptorok szennyező anyagnak való kitettségét vizsgálja

9. Mikrokozmosz, mezokozmosz, szabadföldi kísérletek és bioremediációs technológiák

A környezetünk elmúlt évtizedekben bekövetkező elszennyeződése szükségessé tette olyan környezetvédelmi intézkedések megtételét, valamint releváns technológiák kifejlesztését, melyekkel a veszélyes anyagok részben, vagy teljes egészében eltávolíthatók az ökológiai rendszerekből. A laboratóriumi és szabadföldi mikro-, és mezokozmosz modellek eredményei alapján lehetővé vált számos bioremediációs technológia kidolgozása. Valamennyi antropogén eredetű szennyező anyag eltávolítására még nem sikerült módszert kifejleszteni, de a biotechnológiai kutatások intenzív fejlődésével a jövőben egyre több probléma megoldására kaphatunk választ.

9.1. Mikrokozmosz modellek

A mikrokozmosz modellek sok fajból álló ökológiai teszt-rendszereknek tekinthetők, melyek alkalmasak ökotoxikológiai vizsgálatokra, illetve bizonyos feltételek megléte esetén a bioakkumuláció és biodegradáció mértékének kimutatására is.

Mikrokozmosz kísérletek fő jellemzői:

- képesek az ökoszisztéma modellezésére, az egyetlen fajt alkalmazó tesztekkel szemben környezeti realitásuk sokkal nagyobb
- több fajt alkalmazó mesterségesen létrehozott ökológiai rendszerek
- a vizsgált szennyező anyag és a környezeti elemek közti fizikai, kémiai és biológiai kölcsönhatások jól vizsgálhatóak
- az ökoszisztémák hű utánzása nem valósul meg bennük, de a kísérlet feltételeinek kontrollálása mellett ok-okozati összefüggések megállapíthatók
- fajok közötti kölcsönhatások értelmezhetők (pl. préda-predator kapcsolat, kompetíció)
- általában a mikrokozmosz modellek kisméretűek, és főleg laboratóriumban végzett kísérleteket jelentenek

Mikrokozmosz vizsgálatok típusai:

Környezeti elem szerint lehetnek

- a) vízi mikrokozmosz kísérletek (laboratóriumi és szabadföldi modellek)
- b) szárazföldi mikrokozmosz kísérletek (laboratóriumi és szabadföldi modellek)

A szárazföldi mikrokozmoszokra még nem dolgoztak ki olyan standardizált módszereket, mint a vízi ökoszisztémákra. A talajok nagyfokú heterogenitása miatt a vizsgált szennyező anyag hatása nehezen mérhető, általában a talajvíz és a talajlevegő szennyezettsége alapján következtethetünk a talaj szennyezettségére.

Vízi mikrokozmosz tesztek: SAM – standardizált vízi mikrokozmosz

FIFRA - szabadföldi mikrokozmosz

Standardizált vízi mikrokozmosz (SAM)

Laboratóriumban kialakított, több fajt alkalmazó teszt. A fajok kiválasztásánál elsődleges szempont, hogy a vízi táplálékláncban funkcionálisan központi szerepet töltsenek be (algák, állati egysejtűek, ágascsapú rákok, kagylósrákok, kerekesszék). A mikrokozmoszt alkotó fajok típusa és száma, valamint a kísérleti feltételek (hőmérséklet, pH, megvilágítottság mértéke) pontosan meghatározottak a tesztelés időtartama alatt. 64 napig tartó laboratóriumi megfigyelés során a vizsgálandó vegyi anyagot heti gyakorisággal ismételt adagolják a mikrokozmosz rendszerhez, illetve szintén hetente mintát véve a kísérleti anyagból kémiai és biológiai méréseket végeznek. Detektálják a vizsgált szennyező anyag koncentrációjának változását, mérik az oldott oxigén és pH értékét, valamint meghatározzák az algaszám és a fajozslás módosulását.

Szabadföldi vízi mikrokozmosz (FIFRA)

Mérete alapján mikro -, és mezokozmosz modellek között helyezkedik el. Elsődlegesen a peszticidek biológiai hatásának vizsgálatára alkalmazzák. Benne a trofikus szintek száma nagyobb, mint a SAM tesztekénél, ezért alkalmas mesterséges tavakban lejátszódó ökológiai folyamatok szimulálására. A kísérlet során vízi növények, fito- és zooplankton fajok, makrogerinctelen szervezetek és halak is betelepítésre kerülnek a modellezett rendszerbe. Viszonylag kis mérete miatt (kb. 6 m³) lehetőség van párhuzamos vizsgálatokra és elegendő számú ismétlésre, viszont kevésbé kontrollálható. A laboratóriumi mikrokozmosz kísérleteknél a vizsgálati feltételek irányíthatók, míg a szabadföldi modelleknél a környezeti hatások, időjárás változásai, hidrológiai tényezők nagymértékben befolyásolhatják a kapott eredményeket.

Talaj mikrokozmosz (SCM – talaj magminta mikrokozmosz)

Általában szárazföldi mezőgazdasági ökoszisztémák és a talajba kerülő xenobiotikumok kölcsönhatását vizsgálják. A helyszínről begyűjtött talajmintát kezelik a vizsgálandó szennyező anyag oldatával. A talajon átjutó csurgalékvízből fizikai, kémiai és biológiai vizsgálatokat végeznek, illetve a teljes talajminta feldolgozásra kerül. A vizsgált szennyező anyag hatására bekövetkező egyedszám és fajeloszlás változását követik nyomon, valamint a bioakkumuláció, biotranszformáció és biodegradáció mértéke is kimutatható.

9.2. Mezokozmosz modellek

Valóságos ökoszisztémák modellezésére képesek, komplexebb rendszerek, mint a mikrokozmoszok.

Mezokozmosz kísérletek fő jellemzői:

- környezeti realitásuk nagyobb, mint a mikrokozmosz modelleknek
- minden trofikus szint megtalálható bennük, ezért a kapott eredmények jól hasznosíthatóak az ökoszisztémához kapcsolódó döntéseknél
- méretük igen változó (néhány litertől a kisebb méretű mesterséges tavakig)
- általában a szabadban kerülnek kialakításra (külső környezeti hatásoknak kitettek)
- evolúciós folyamatok mennek végbe bennük (új anyagcsere utak, adaptációs mechanizmusok alakulhatnak ki a rendszerbe bekerülő különböző kémiai felépítésű szennyezőanyagok szelekciós nyomására)
- ökoszisztémák strukturális és funkcionális kölcsönhatásai kimutathatók
- integrált monitoring vizsgálatokra alkalmasak

A mikrokozmosz modellekhez képest a mezokozmosz modellek komplexebb ökológiai és ökotoxikológiai megfigyeléseket tesznek lehetővé, a bioakkumulációs és biodegradációs mechanizmusok alaposabb feltárása lehetséges. A környezetünkbe kerülő xenobiotikumok, perzisztens vegyületek biológiai bonthatóságának feltételeit is vizsgálni képes, ezért a mezokozmosz kísérleteknél kapott eredmények fontos kiinduló pontjai a remediációs technikák kidolgozásának.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a mikro-, és mezokozmosz modellek teljes egészében nem képesek hűen leképezni a valós ökoszisztémákat. Dinamikájukban azonban hasonló

hatások érvényesülnek, mint természetes körülmények között, ezért alkalmasak az ökoszisztéma szintű folyamatok és kölcsönhatások szimulálására.

Szabadszíri kísérletek: általában a laboratóriumi vizsgálatokat követik és megerősíthetik, vagy cáfolhatják az ott kapott eredmények extrapolálhatóságát valós ökoszisztémákra. A szabadszíri modellek a vizsgált szennyezők és a környezet abiotikus és biotikus faktorai közötti tényleges kölcsönhatásokat reálisabban képesek feltárni, így a bioremediációs módszerek kidolgozásánál fontos szerepük van.

9.3. Remediációs és bioremediációs technológiák alkalmazhatósága

9.3.1. Bioremediáció lehetőségei a szennyező anyagok környezeti kockázatának csökkentésében

Remediáció: azt a tevékenységet jelenti, amikor a talajban, a szennyvízben lévő szennyező anyag koncentrációját olyan mértékben lecsökkentjük, hogy annak környezeti kockázata már elfogadható mértékűnek tekinthető. A remediáció során alkalmazott módszerek lehetnek fizikai és kémiai módszerek. A környezetvédelem számára komoly kihívást jelent a különböző szennyezések hatékony kármentesítésére alkalmas technológiák kidolgozása. A műszaki megoldások megvalósíthatóságán és hatékonyságán túl a költségek optimalizálása is fontos szempont. Ennek figyelembevételével napjainkban a kutatások a bioremediációs technológiák fejlesztése irányába mennek el, mivel ezek általában gyors és költséghatékony megoldásokat jelentenek.

Bioremediáció: a szennyezett talaj, talajvíz, felszíni víz, vagy üledék környezeti kockázatának csökkentése biológiai módszerekkel történik. Élő sejteket, szervezeteket, vagy azok anyagcsere termékeit alkalmazzák szerves anyagok lebontására, valamint szerves anyagok kémiai és biokémiai átalakítására (LAKATOS 2000). A bioremediációs technikánál elsősorban mikroorganizmusok segítségével történik adott vegyi anyag biodegradációja a folyamathoz szükséges optimális feltételek megteremtése mellett (megfelelő hőmérséklet, oxigén ellátottság és pH, elegendő tápanyag, megfelelő mennyiségű aktív élőlény-közösség). A bioremediáció során alkalmazott élő szervezetek kikerülhetnek az ökoszisztéma saját közösségeiből, de lehetnek mesterségesen felszaporított mikrobák, vagy növények.

A vizsgált környezeti elem megtisztítása a remediáció során kétféle módon történhet:

- in situ technológiával
- ex situ technológiával

In situ technológia: a szennyezett környezeti elemek remediációjának az a módja, amikor a szennyezett talajt, üledéket, felszíni vizet, vagy talajvizet az eredeti helyén kezelik, kiaknázva annak saját öngyógyító kapacitását és támogatva természetes bioremediációs aktivitását. Az in situ remediációs technológia nagy előnye, hogy alacsony költségű, nagy területek kezelésére alkalmas és a tisztítandó környezeti elem élővilágával kíméletes. Hátrányaként említhető, hogy általában a kezelés után maradék szennyezettséggel kell számolni, valamint a kezelés időtartama igen hosszú lehet.

Talajok kezelésénél az optimális feltételek biztosítása elengedhetetlen: az oxigén tartalom, hőmérséklet, talaj nedvességtartalom, tápanyagellátottság, pH befolyásolják adott szennyezőanyag lebonthatóságát. Az optimális feltételeket megtalálva a tisztítási technológia paramétereit úgy változtathatjuk, hogy a veszélyes vegyi anyag biodegradálhatósága a leghatékonyabb legyen.

Bioventilláció: talajkezelési technikáknál alkalmazzák, ha mikrobiális bontáshoz nem áll rendelkezésre elég oxigén. Az aerob mikrobák ugyan is elsődlegesen a szerves anyagokat bontják el oxigén jelenlétében és aktivitásuk csak akkor tartható megfelelő szinten, ha számukra elegendő oxigén van jelen a közegben. Alacsony oxigén tartalom esetén kívülről a talajba vezetett levegőztető kutakban, illetve csőrendszerekben légáramlást idéznek elő szellőztető ventilátorok segítségével, vagy levegő befúvással.

Bioventilláció segítségével tehát a megfelelő oxigénellátottság biztosítható az aerob mikroflóra számára, a hőmérséklet emelésével pedig a mikroorganizmusok biodegradációs aktivitása növelhető, és ún. „intenzifikált biodegradációs hatékonyság” érhető el.

Adott szennyező anyag bonthatóságát magának a talajnak a típusa is módosíthatja, mivel különböző talajok esetében adott vegyi anyag hozzáférhetősége, valamint mikrobiális életközösségének aktivitása eltérő lehet. A hozzáférhetőség különböző adalékanyagokkal (enzimek, vitaminok, egyéb aktiváló szerek) növelhető.

Mikroba összetétel, mikroba aktivitás: könnyebben bontható szennyezők esetén elég lehet a saját mikroflóra hatékony aktivitásának fenntartása az optimális környezeti feltételek megteremtésével. Nehezebben degradálható anyagoknál, illetve élő szervezetek számára ismeretlen szerkezetű kemikáliák esetében új mikroba törzsekkel, vagy mikroba keverékkel való dúsítás vezethet eredményre.

A mikrobiális életközösség a számára idegen kémiai szerkezetű vegyületekhez is képes adaptálódni, olyan módon, hogy a környezeti faktorok megváltozására diverzitás változással reagál (szelekciós nyomás), vagy speciális gének elterjedésével. Géntranszfer révén a szennyező anyaghoz adaptálódott faj/törzs egyedei szaporodnak el, mikrobiológiai diverzitás növekedés következik be. Új, az adott szennyező anyag hasznosítására adaptálódott mikroba törzsek tehát természetes módon is létrejöhetnek, de laboratóriumi körülmények között is lehetőség van géntechnikai eszközökkel adott vegyi anyag bontását végző speciális törzsek előállítására.

Ex situ technológia: a szennyezett környezeti elem kezelésének az a módja, amikor a szennyezett talajt, üledéket, felszíni vizet, talajvizet az eredeti helyéről elmozdítva bioágyakban, tartályokban, prizmákban, vagy reaktorokban kezelik. Az alkalmazott módszer alapulhat a szennyező anyag mobilizációján, vagy immobilizációján.

Mobilizáció esetén a szennyező kioldásával és ezáltal eltávolításával a veszélyesség kockázata csökkenthető. Ilyen módszer alkalmazható pl. a toxikus fémek eltávolítására a remediációs technológia során. Magas fémtartalmú talajokból a fém kioldás optimumát biztosító oldószer koncentráció és megfelelő pH biztosításával hatékony kezelési eljárás valósítható meg.

Immobilizáció esetén az eltávolítandó szennyező anyagot valamilyen hordozó felületén megkötik, vagy oldhatatlan kémiai formává alakítják át. Ezzel a módszerrel adott vegyi anyag környezeti terjedése és biológiai hozzáférhetősége megakadályozható, illetve jelentősen csökkenthető. Ezt a technikát szintén alkalmazhatják toxikus fémekkel és perzisztens szerves vegyületekkel szennyezett környezeti elemek kezelésére (talaj, üledék).

Ex situ remediációs módszer előnye, hogy könnyebb a legmegfelelőbb technológiát kiválasztani, a kezelési idő rövidebb, de a kezelés költségesebb.

9.3.2. Fitoremediációs technológia és gyakorlati alkalmazhatósága

A bioremediációs eljárások egyik ígéretes területe a jövőben a fitoremediációs technológiák előretörése. A módszer elnevezéséből is kiolvasható, hogy a fitoremediáció növények alkalmazásával csökkenti egy adott veszélyes vegyi anyag koncentrációját és környezeti kockázatát egy elfogadható szintre (Simon 2004).

Környezetünk növényekkel való „gyógyítása” energiatakarékos, környezetkímélő és egyben olcsó megoldást jelenthet. Fitoremediációhoz érdemes nagyobb termetű, gyors növekedésű

fajokat választani, mert hathatós eredményt még így is csak néhány év alatt érhetünk el (20. kép).

20. kép: Szennyezett talajok fitoremediációjánál alkalmazott növény fajok (www.agroinform.com)

Fitoremediáció révén történő szennyező hatás csökkentésének lehetőségei, típusai:

- fitoextrakció
- rizofiltráció
- fitostabilizáció
- fitodegradáció

Fitoextrakció: folyamata során a szennyező anyagok koncentrációjának csökkentése, vagy teljes eltávolítása különböző növény fajok segítségével talajból/ üledékből történik. Növények közül elsődlegesen a nehézfémek hiperakkumulációjára képes fajokkal végeznek fitoextrakciós kezeléseket. Hiperakkumulációról akkor beszélhetünk, ha a növény adott szervében a fémkoncentráció meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket. A fémakkumuláció mértéke fajspecifikus és fémenként változó. A mérsékelt égvön a keresztesvirágúak (pl. repce), a trópusokon a kutya-tejfélek családjába tartozó fajok képesek a fémek hiperakkumulációjára (19. ábra).

19. ábra: Szennyezett talajok fitoremediációja során lejátszódó folyamatok (Cunningham alapján)

Hazánkban a repcén kívül a napraforgó is jól hasznosítható a nehézfémek talajból való kivonására, sőt a fém eltávolítás mértéke kelátképzők talajba juttatásával még jelentősen fokozható. A kelátok ugyan is a fémionokkal nagy stabilitású komplexeket képeznek és könnyen vizes oldatba tudják vinni a fémeket. Talajokban a kelátok ilyen módon növelni tudják a fémek mobilitását és ezáltal a növényi felvehetőségüket (21. kép). Fontos, hogy a kivont toxikus fémek a növény föld feletti szerveiben dúsuljanak.

21. kép: Kelátok alkalmazása nehézfém szennyezésnél (Farsang A. alapján)

A magas nehézfém tartalmú növényi biomassa a kezelési területről összegyűjtésre, feldolgozásra, újrahasznosításra, vagy hulladéklerakókban deponálásra kerül. A fémek eltávolítása erősen szennyezett talajokból akár évtizedeket is igénybe vehet és ez folyamat gyorsan növekvő fajok alkalmazásával sem gyorsítható fel radikálisan.

Rizofiltráció: folyamata során az eltávolítandó veszélyes anyagot szennyvízből, vagy talajvízből vonják ki (20. ábra). A rizofiltrációs fitoremediáció során vagy növényi gyökerek által sűrűn behálózott talaj segítségével történik a szennyező anyag eltávolítás, vagy vízbe merített rizoszféra segítségével. Rizofiltrációra olyan növények alkalmasak, melyek gyökér tömege nagy, de kevés veszélyes anyagot továbbítanak a hajtás részbe pl. fűfélék, napraforgó.

20. ábra: A rizofiltráció folyamata (Benedek J. alapján)

Mind a fitoextrakció, mind a rizofiltráció esetében a fitoremediációs technológia két lépésben valósítható meg:

- a) megfelelő növény kiválasztása és betelepítése
- b) a káros anyag felvétele és megkötése után a keletkezett szennyezett biomassa eltávolítása (égetés esetén a keletkezett hamu veszélyes hulladéklerakóban való elhelyezésével, vagy fém szennyezés esetén a fémek visszanyerésével és újrahasznosításával)

A szennyezett növényi biomassát semmilyen körülmények között sem szabad takarmányozási célra felhasználni.

Fitostabilizáció: folyamatában a szennyezést tűrő (elsősorban nehézfémekkel szemben toleráns) növény fajokat alkalmaznak és ezzel minimálisra csökkentik a veszélyes környezeti szennyező szélrózsió, vízerózió, illetve bemosdás útján történő transzportját a területen. Ez a bioremediációs módszer a környezeti rendszerekben a szennyezést nem akadályozza meg, de a mobilitását gátolja. A fitostabilizációs eljárásnál a káros hatású anyagot az alkalmazott növényfajok nem akkumulálják (21. ábra).

21. ábra: Fitostabilizáció folyamata (Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document)

Fitodegradáció: folyamatában bizonyos növényfajok, vagy növényekkel együtt élő mikroorganizmusok képesek enzimatis úton a veszélyes szerves szennyezőket ártalmatlanítani. Kísérletekkel bizonyították, hogy a nyárfa gyökérzete képes a triklór-etilén bontására. Kőolajszármazékok közül a 10 – 22 szénatomszám közötti alkánok és aromás szénhidrogének viszonylag jól bonthatóak. Ma már ismertek és a gyakorlatban is alkalmaznak olajbontó baktérium törzseket (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Corynebacterium*, *Arthrobacter*). A biológiai bontásnak leginkább ellenállnak a nagy szénatomszámú, többgyűrűs aromás vegyületek, bár az utóbbi években egyre bővül azon baktérium variánsoknak a száma, melyek képesek az ember által előállított természetidegen anyagok hasznosítására is.

Az eddig elmondottakból is egyértelműen következik, hogy a bioremediációs technológiák fejlesztése az emberi tevékenység eredményeként elszennyeződött környezeti rendszerek „megtisztításának” leghatékonyabb eszközét jelenthetik. Géntechnikai eszközökkel olyan fitodegradációra képes növények állíthatók elő, melyek a legkülönbözőbb szerves szennyezők bontásához megfelelő génekkel rendelkeznek. Az azonban még a jövő kérdése, hogy a világméretű globális termeléssel és az ezzel együtt járó globális szennyezéssel a tudományok fejlődése lépést tud-e tartani.

Tesztkérdések

Karikázd be a megfelelő választ!

1. Melyik jelöli a felsoroltak közül a standardizált vízi mikrokozmosz tesztet?
 - a) FIFRA
 - b) SCM
 - c) SAM
 - d) RQ
2. Melyik megállapítás igaz az in situ technológiára?
 - a) kis területek kezelésére alkalmas
 - b) a szennyezett környezeti elem kezelése helyben történik
 - c) nincs maradék szennyezettség

d) jelentősen károsítja a környezeti elem élővilágát

3. Mi a fitoremediációs eljárás lényege?

- a) kémiai módszerekkel csökkenti a szennyező anyag koncentrációját
- b) csak a nehézfémek eltávolítására alkalmas módszer
- c) csak vízi ökoszisztémák esetében alkalmazható
- d) növények alkalmazásával csökkenti a szennyező anyag koncentrációját

4. Mit nevezünk hiperakkumuláló növénynek?

- a) a növény szerveiben a fémkoncentráció kisebb mint 1000 mg/kg száraz anyag
- b) a növény szerveiben igen magas kálium koncentráció mutatható ki
- c) a növény szerveiben a fémkoncentráció meghaladja az 1000 mg/kg száraz anyag tartalmat
- d) igen nagy mennyiségű keményítő előállítására képes

5. Melyik vegyület bontására képes a nyárfa gyökere?

- a) triklór-etilén
- b) ecetsav
- c) benzol
- d) metil-higany

6. Mi jellemző a mezokozmosz modellekre?

- a) csak laboratóriumban végezhető
- b) minden trofikus szint megtalálható bennük
- c) ökológiai realitásuk elenyésző
- d) egyetlen faj alkotja őket

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

7. A fitostabilizációs módszerrel a szennyező anyag terjedését lehet megakadályozni adott környezeti elemekben.

8. A rhizofiltráció a szennyező anyag eltávolításának módszere talajok esetében.

9. A rózsafélék közül sok hiperakkumuláló szervezet kerül ki.

10. Az ex situ remedációs technológiánál a szennyezett környezeti elem tisztítása helyben történik.

10. Toxikológiai határértékek, hazai és nemzetközi szabványrendszerek, engedélyeztetési eljárások

A környezeti rendszerekben felhalmozódó toxikus anyagok káros mértékű megemelkedése mind nemzetközi, mind hazai szinten szükségessé tette az egységesen elfogadott megengedhető határértékek megállapítását. A gyakorlatban ezeknek a határértékeknek a kialakítását az ökotoxikológiai tesztek eredményei nagymértékben elősegítették, de a szennyezőanyagok széles skálája, környezetünkben való együttes hatásuk számos nehézséget vetett fel. A határértékképzés történhet egyedileg egy adott szennyezőanyagra, vagy kombináltan több szennyező vegyületre együttesen. Az utóbbi vizsgálatok bonyolultabb és költségesebb módszerek alkalmazását igénylik, azonban a kapott eredményekből levonható következtetések jobban megfelelnek a valós állapotoknak.

10.1. Toxikológiai határértékek kialakításának jogi szabályozása

A környezeti rendszerek elszennyeződése európai méretekben a 70-es évektől vált nyilvánvalóvá. A különösen veszélyes környezeti szennyezők közé a következő elemek, illetve vegyületek tartoznak:

- mikroszennyezők (szervetlen mikroszennyezők a nehézfémek, szerves mikroszennyezők a peszticidek)
- makroszennyezők (szervetlen makroszennyezők a nitrogén műtrágyák, szerves makroszennyezők az ásványi olaj és ásványi olaj termékek)

Az Európai Unió első környezeti akcióprogramja 1973-1976 között került kidolgozásra. Ennek alapelvei kerültek be a Római Szerződésbe, amely már jogi kötelezettségeket is beépített a környezeti fejezetébe. Környezeti rendszerek közül a talajok védelméről rendelkezik az 1990-ben megalkotott Talaj Charta, amely rögzíti hogy a talajok, mint korlátozottan rendelkezésre álló sérülékeny erőforrások jogi védelem alatt állnak.

Hazánkban 1995-ben a környezet védelmének általános szabályait az 1995. évi LIII. törvény rendelkezései határozták meg, melyek már figyelembe vették az EU környezetvédelmi normáit is. 1996-tól lépett életbe az Országos Környezeti Kármentesítési Program, mely a szennyezett területek hazai felmérését és számbavételét tűzte ki célul. A kármentesítési

program egyben beépült a Nemzeti Környezetegészségügyi Programba is (NEKAP). A környezeti rendszereket szennyező veszélyes anyagok határérték képzésénél új elemként jelent meg a humán kockázatbecslésre szolgáló számítógépes modellek figyelembevétele.

Az ökotoxikológiai vizsgálati eredmények és a környezetegészségügyi elvárások harmonizációja, összhangba hozása ma már elengedhetetlen feladat a szakemberek számára. A jövőben egyre sürgetőbbé válik az ökológiai és környezetegészségügyi határértékrendszer kidolgozása, a gyakorlati alkalmazhatóság feltételeinek megteremtése.

Az EU 2000-ben hatályba léptetett Víz Keretirányelve (VKI) alapján egy adott szennyezőanyag hatásának, veszélyességének megállapításakor a biológiai vizsgálatok eredményeit szükséges elsődlegesen figyelembe venni. A mikroszennyezők közé tartozó számos nehézfém és peszticid a VKI az ún. „elsőbbségi anyagokhoz” sorol, melyek különösen veszélyesek mutagén, teratogén és karcinogén hatásuk miatt (MONGE 2007).

A felszín alatti vizek és földtani közeg minőségi védelméről szóló 219/2004 (VII.21) Korm. rendelet, illetve az ennek végrehajtását segítő 6/2009 (IV. 14) KvVM – EüM – FVM – KHVH együttes miniszteri rendelet meghatározza a felszín alatti vizekre és a földtani közegekre vonatkozó határértékeket a különböző szennyezőanyagok vonatkozásában.

A rendelet öt határérték képzési kategóriát ad meg:

1. (A) háttér– koncentráció: természetes, vagy természet közeli állapotban előforduló koncentrációja adott elemnek, vagy vegyületnek.
2. (Ab) bizonyított háttér-koncentráció: adott anyagnak az adott térségre jellemző, vizsgálatokkal kimutatott koncentrációja a felszín alatti vizekben és földtani közegekben.
3. (B) szennyezettségi határérték: jogszabályban előírt szennyezőanyag-koncentráció a felszín alatti vizekben és földtani közegekben, melynél az adott felszín alatti víz, illetve földtani közeg szennyezettnek minősül.
4. (C) kármentesítési célállapot határérték: hatósági határozatban megállapított koncentráció, amit a kármentesítés eredményeként el kell érni.
5. (D) egyedi szennyezettségi határérték: olyan területeken alkalmazzák, ahol a háttér-koncentráció meghaladja a B szennyezettségi határértéket.

A miniszteri rendelet alapján a felszín alatti és földtani közeg minőségi védelme érdekében a hatósági intézkedéseknél kötelező a „B” szennyezettségi határérték figyelembevétele és érvényesítése.

A 219/2004 Kormányrendeletnek megfelelően elkészült Magyarország szennyeződéserzékenységi térképe (22. ábra).

22. ábra: Magyarország szennyeződéserzékenységi térképe (www.kvvm.hu)

A rendeletben meghatározott határértékek közül a talajokra vonatkozó leggyakoribb szennyezést okozó néhány nehézfém és peszticid határértékét emelném ki (10-11. táblázat).

10.táblázat: Néhány nehézfém talajokra vonatkozó határértéke (mg/kg szárazanyag)

11.táblázat: Néhány peszticid „B” szennyezettségi koncentrációra vonatkoztatott határértéke (mg/kg szárazanyag)

Az ökotoxikológiai tesztelésnél az egyes országok és a nemzetközi szervezetek is arra törekednek, hogy harmonizálják a vizsgálatok módszereit, alapelveit. A harmonizáció teszi lehetővé a kapott eredmények összehasonlíthatóságát és kölcsönös elfogadhatóságát.

Európában legelfogadottabb módszertani útmutató a 80-as években Párizsban kiadott OECD (Guideline for Testing of Chemicals). Az OECD ajánlások minden elfogadott toxikológiai tesztre szabványszerűen megadják a módszertani kritériumokat. Ezek a megadott szempontok azonban csak javaslatok, nem tekinthetők szabványoknak, mivel olyan részletességgel nem tartalmazzák a vizsgálatok lefolytatásának lépéseit. Az OECD ajánlásokban meghatározott követelmények betartása viszont elengedhetetlen az eredmények korrekt értékeléséhez. Az EU az OECD irányelvek alapján dolgozta ki direktíváit, melyek hazánkban is elfogadottak, ez alapján kerülnek kialakításra a hazánkban alkalmazott szabványok is. Az érvényben lévő szabványokat bizonyos időközönként felülvizsgálják és a legújabb tudományos eredményekhez igazítják.

10.2. Kémiai anyagok engedélyeztetési eljárásai

A környezeti rendszerek elszennyeződése következtében a vegyi anyagok gyártási és szállítási folyamatai, valamint a képződő hulladékok kezelésének és elhelyezésének körülményei jogszabályok révén szigorúan behatároltak. Napjainkban az ipari és mezőgazdasági tevékenység révén keletkező mérgező anyagok ökotoxikológiai és humántoxikológiai problémák egész sorát vetik fel, ezért a környezeti kockázat felmérése mellett ma már a humánegészségügyi következményekkel is számolni kell. A táplálékláncon keresztül a vegyi anyagok jelentős része az élőlények szöveteiben megjelenik, bioakkumuláció révén káros hatásukat éveken, vagy évtizedeken át kifejthetik. A szakemberek közül egyre többen ezzel a negatív tendenciával magyarázzák számos idegrendszeri és immunrendszeri megbetegedés számának növekedését, illetve a tumoros szöveti elfajulások gyakoriságának emelkedését a humán populációban.

A különböző kémiai anyagok gyártási technológiájának, hulladék elhelyezésének körülményeit az engedélyezési eljárások írják elő. Az engedélyeztetés részletekbe menően kidolgozott a mezőgazdasági vegyi anyagok előállítására és felhasználására (műtrágyák, növényvédő szerek), valamint az állatgyógyászati és gyógyszeripari termékekre.

Az engedélyeztetési folyamatban fontos szerep jut az ökotoxikológiai és humántoxikológiai vizsgálatoknak. Ezen tesztek eredményei alapján állapítható meg az esetleges akut, szubakut és krónikus toxicitás, illetve az adott vegyi anyag mutagén, karcinogén, teratogén, allergén hatása.

10.2.1. Termésmenvelő anyagok és növényvédő szerek engedélyeztetése

A környezetbe kijuttatott műtrágyák és növényvédő szerek elsődlegesen a talaj, illetve ezen keresztül a felszíni és felszín alatti vizek szennyeződését okozzák.

A 2000. évi XXXV. törvény az integrált növényvédelem fő irányelveit, az ember egészségének megőrzését, a növényvédelemmel kapcsolatos veszélyek megelőzését, illetve elhárítását szolgáló intézkedések körét határozza meg. A termésmenvelő szerek a talaj termőképességét kedvezően befolyásolják, az ide tartozó termékek engedélyeztetését, forgalomba hozatalát és felhasználását a 36/2006 (V. 18.) FVM rendelet szabályozza. A termőterületekre kijuttatott műtrágyák közül a nitrogén és foszfor alapú műtrágyák környezeti és egészségügyi

kihatásait emelném ki. Mind a nitrogén, mind a foszfor elengedhetetlen növényi tápanyag, de ha a szükségesnél nagyobb mennyiségben juttatják ki a talajra, a fölösleges mennyiség a talajvízbe, illetve a felszíni vizekbe kerül. A vizek növényi tápanyagban való dúsulása az eutrofizálódás folyamatát indítja el. Ilyenkor a tápanyag túlkínálat a növények túlzott mértékű elszaporodását idézi elő.

Nitrogén műtrágyák: nagymértékű alkalmazásuk a vizek nitrát tartalmának jelentős növekedését eredményezte. A nitrát koncentráció megengedett értéke ivóvízben 50 mg/l. Csecsemőknél az ivóvíz magas nitrát tartalma okozza a „kék csecsemő szindrómát”. Ilyenkor a szervezetbe kerülő nitrátot baktériumok nitritté redukálják, a nitrit a bélfalon át felszívódik és a vörösvértestekben található hemoglobint methemoglobinná alakítja. A methemoglobin nem alkalmas az oxigén szállítására, ezért csecsemőknél súlyos légzészavar és cianotikus tünetek léphetnek fel. Élelmiszerekhez használt nátrium-nitrátból, mint tartósítószerből (E2 51) a szervezetben nitrozaminok képződhetnek, melyek rákkeltő hatásúak.

A 89/2004. (V.15.) FVM rendelet a növényvédő szerek forgalomba hozataláról, felhasználásáról, csomagolásáról, tárolásáról és szállításáról rendelkezik. Az adott szer fizikai és kémiai tulajdonságai, biológiai hatásmechanizmusa, károsító dózisa és a kijuttatás módja alapján határozza meg a szükséges előírások és intézkedések körét. Állat kísérletekkel az adott szer akut, szubkrónikus és krónikus toxikus hatása mutatható ki, illetve a szöveti akkumulálódás is nyomon követhető. A növényvédő szerek jelentős része bizonyos határkoncentráció érték felett egészségkárosító, egyértelműen kimutatott szerepük a karcinogén, mutagén és teratogén elváltozásoknál, illetve immunrendszert, idegrendszert, hormonrendszert moduláló funkciójuk is bizonyított. Táplálékláncon keresztüli transzporttal szöveti koncentrációjuk az élő szervezetekben nagyságrendekkel növekedhet, élelmiszerek 75%-ában növényvédő szer maradványok mutathatók ki.

10.2.2. Állatgyógyászati szerek engedélyeztetési eljárása

Állatgyógyászati szereknek minősülnek olyan anyagok, melyek az élő állatok élettani és kóros állapotainak befolyásolására készülnek (állatgyógyszerek, illetve állatgyógyászati készítmények). Ezen szerek szakszerűtlen és nem megfelelő alkalmazása elsődlegesen ételmezés-egészségügyi problémákat vetnek fel, de a környezeti rendszerekbe bekerülve az ott élő szervezetekben fiziológiás, magatartás-és viselkedésbeli elváltozásokat is

előidézhetnek. A 128/2009 (X.6.) FVM rendelet szabályozza az állatgyógyászati készítmények előállítását, felhasználását, 470/2009/ EK rendelet az élelmezés–egészségügyi várakozási idő határértékeit határozza meg. Fenti rendeletek kitérnek a gyógyászati készítmények maradványanyagainak felhalmozódási kockázatára is. Körültekintő többlépcsős engedélyeztetési eljárás kellő garancia lehet arra, hogy gyógyszermaradványok, toxikus metabolitok, allergiás reakciót kiváltó anyagok, baktérium rezisztenciát létrehozó hatások, anabolikus hormonok bizonyos küszöbérték felett ne legyenek jelen a húskészítményekben. Élelmiszereknél a megfelelő várakozási idő és a határértékek szigorú betartatása kellő biztonságot jelenthet.

A fentiekben felsorolt tényezők közül egészségügyi problémákat okozhatnak:

- **antibiotikum maradványok** (főleg a vesében és a májban halmozódnak fel)

Az ipari méretű állattartás napjainkban egyre több antibiotikumot használ fel és ezek egy része a táplálkozás révén az emberi szervezetbe kerülve rezisztens baktérium törzsek számának növekedését eredményezte (MRSA, ESBL).

MRSA – methcillin-resistent *Staphylococcus aureus* – húsevő baktérium, ESBL – multirezisztens kórokozók összefoglaló neve (pl. az E. coli és a Klebsiella törzsek mutáns formái olyan enzimeket képesek termelni, melyek adott betegséggel szemben alkalmazott antibiotikum terápiát inaktíválják).

- **húskészítmények magas nitrit tartalma** (pácolásnál, hirtelen sütésnél nagy mennyiségben képződhetnek)

A nitrit a szervezetben nitrozaminokká alakul, mely karcinogén (rákkeltő) hatású vegyület.

- **nyugtatók, növekedésserkentő hatóanyagok, hormonhatású készítmények**

A különböző gyógyszermaradványok, hormon hatású készítmények az élelmiszerek révén direkt módon, a környezeti rendszerekbe kerülve pedig indirekt úton juthatnak az ember szervezetébe. A környezetünkbe kerülő szermaradványok az ökoszisztémát felépítő populációk működését jelentősen megváltoztathatják. Kutatások kimutatták, hogy a vizekbe kerülő hormonhatású szerek eredményeként a vízi populációk ivararányában eltolódás következett be, illetve több generáción át követve a folyamatot reprodukciós és szexuál-viselkedési zavarokat lehetett megfigyelni.

A felszíni vízkivételek következtében az ivóvíz is tartalmaz különböző koncentrációkban hormonhatású anyagokat, nyugtató szereket. Szakemberek egy

része ennek tulajdonítja, hogy a humán népességben is emelkedett az elmúlt évtizedben a meddőségben, impotenciában, mentális zavarokban szenvedő betegek száma.

Tesztkérdések

Karikázd be a helyes választ!

1. Mennyi határérték-képzési kategóriát állapítottak meg felszín alatti vizekre és földtani közegekre?
 - a) kettőt
 - b) tizet
 - c) ötöt
 - d) hármat
2. Mi az MRSA?
 - a) vírus
 - b) toxikológiai teszt típus
 - c) egysejtű állat
 - d) húsevő baktérium
3. Magas nitrát tartalmú ivóvíz csecsemőknél milyen betegséget okoz?
 - a) methemoglobinémia
 - b) leukémiát
 - c) anaemiát
 - d) proteonuriát

Döntsd el a következő állítások közül melyik igaz, és melyik hamis (jelöld I és H betűvel)!

4. Az ökotoxikológiai tesztek alapján a különböző szennyező anyagokra vonatkozó megengedhető határértékek megállapíthatók.
5. A vizeinkbe kerülő hormonhatású készítmények maradványai nincsenek hatással az ott élő szervezetekre.
6. Az élelmiszerekben lévő antibiotikum maradványok rezisztens baktérium törzsek megjelenését segítik elő.
7. A nitrogén és foszfor tartalmú műtrágyák bemosódása nem járul hozzá a vizek eutrofizálódásához.

8. A Talaj Charta rögzíti hogy a talajok, mint korlátozottan rendelkezésre álló sérülékeny erőforrások jogi védelem alatt állnak.
9. Víz Keretirányelve (VKI) alapján egy szennyezőanyag veszélyességének megállapításakor a biológiai vizsgálatok eredményeit szükséges figyelembe venni.
10. Miniszteri rendelet alapján a felszín alatti vizek és földtani közegek minőségi védelme érdekében a hatósági intézkedéseknél kötelező a „B” szennyezettségi határérték figyelembevétele és érvényesítése.

IRODALOM

ADELMAN, I.R., SMITH, L.(1976): Fathead minnows (*Pimephales promelas*) and goldfish (*Carassius auratus*) as standard fish in bioassays and their reaction to potential reference toxicant. *J. Fish. Res. Bd. Can.*33: 209-214.

ALIKHAM, M.A., BAGATTO, G., ZIA, S.(1990): The crayfish as a biological indicator of aquatic contamination by heavy metals. *Water Research*, 24: 1069-1077.

ANDERSON, B.S., LOWE, S., PHILIPS, B.M., HUNT, J.W., VORHEES, J., CLARK, S., TJEERDEMA, R.S. (2008): Relative sensitivities of toxicity test protocols with the amphipods *Eohaustorius estuarius* and *Ampelisca abdita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63: 24-31.

BALOGH B. (2004): Vegyszerek a mezőgazdaságban, a táplálékainkban. *Az Európai Unió Agrárgazdasága*, 10: 20-21.

BARANOWSKA, I., BARCHANSKA, H., PYRSZ, A. (2005): Distribution of pesticides and heavy metal in trophic chain. *Chemosphere*, 60: 1590 -1599.

BLAISE, C. (1998): Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 40: 115-119.

BREITHOLTZ, M., WOLLENBERGER, L. (2003): Effects of three PBDEs on development, reproduction of the harpacticoid Copepoda *Nitocra spinipes*. *Aquat. Toxicol.* 64(1): 85-96.

BREITHOLTZ, M., RUDÉN, K., HANSSON, S.O., BENGTSSON, B.E. (2006): Ten challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63: 324 -335.

BRZÓSKA, M.M., MONIUSZKO-JAKONIUK, J. (2001): Interactions between cadmium and zinc in the organism. *Food and Chemical Toxicology*, 39: 967-980.

CALOW, P. (1993): Handbook of Ecotoxicology. Blackwell Science Ltd.

CAMPBELL, A.B. (1993): Applied Chaos Theory: A Paradigm for Complexity. Academic Press, Boston, MA.

CARSON, R. (1962): Silent Spring, New York: Penguin Books

CID, R. M., BOCIO, A., LIQBET, J. M., DOMINGO, J. L. (2007): Intake of chemical contamination through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: Health risks. Food and Chemical Toxicology, 45: 1968 – 1974.

COLVIN, L.V. (2003): The potential environmental impact of engineered nanomaterials. Nat. Biotechnol. 21: 1166-1170.

CONRAD, A.U., COMBER, S.D., SIMKISS, K. (2002): Pyrene bioavailability: effect of sediments – chemical contact time on routes of uptake in an oligochaete worm. Chemosphere 49: 447-454.

CORDIER, S. (2004): Parental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and risk of childhood brain tumors. American Journal of Epidemiology, 159: 1109 – 1116.

CSENGERI I., SÁNDOR ZS., LENGYEL P., GYÖRE K., SZABÓ P., ONCSIK E., FEHÉR F. (2001): A Tisza-tavi üledékbe rakódott nehézfémek mobilizációja a bentikus táplálékláncon keresztül. Duna-Tisza medence Víz- és Környezetvédelmi Nemzetközi Konferencia, Debrecen, 19-21: 170-180.

DARVAS, B., POLGÁR, A. L. (1998): Novel type insecticides: Specificity and effects of non-target organisms. Insecticides with Novel Modes of Action, Mechanism and Application. Springer-Verlag, Berlin, 188-259.

DARVAS B., SZÉKÁCS A. (2006): Mezőgazdasági ökotoxikológia. L' Harmattan Kiadó, 1-382.

De ZWART, S.D., DYER, S.L., POSTHUMA, C.P., HAWKINS, S. (2005): Use of predictive models to attribute potential effects of mixture toxicity and habitat alteration on biological condition of fish assemblages. *Ecological Applications* 16: 1295-1310.

DÉVAI GY., JUHÁSZ-NAGY P., DÉVAI I. (1992): A vízminőség fogalom rendszerének egy átfogó koncepciója 1 rész: A tudomány-történeti háttér és az elvi alapok. *Acta Biol. Debr. Suppl. Oecol. Hung.* 4: 13-28.

DÉVAI Gy., DÉVAI I., CZÉGÉNY I., HARMAN B., WITTNER I. (1993): A bioindikáció értelmezési lehetőségeinek vizsgálata különböző terheltségű északkelet-magyarországi víztereknél. *Hidrológiai Közlöny*, 73: 202-211.

DICKSON, K.L., WALLER, W.T.,KENNEDY, J.H., AMMANN ,L.P.(1992): Assessing the relationship between ambient toxicity and instream biological response. *Environ. Toxicol. Chem.* 11.:1307-1322.

ESCHER,B.I., HERMENS, J.M.M. (2002): Modes of action in ecotoxicology, their role in body burdens, species sensivity, QSARs and mixture effects. *Environ. Sci. Technol.* 36: 4201-4217.

EURÓPA PARLAMENT ÉS TANÁCS 76/464/ EEC irányelve: Veszélyes anyagok irányelve.

FALANDYSZ, J., WYRZYKOWSKA, B., WARZOCHA, J., BARSKA, I., WESOŁOWSKA, A., SZEFER, P. (2004): Organochlorine pesticides and PCBs in perch *Perca fluviatilis* from Odra/Oder river estuary, Baltic Sea. *Food Chemistry*, 87: 17 -23.

FARKAS A., SALÁNKI J., VARANKA I. (1999): Toxikus nehézfémek a balatoni halakban – angolna, dévérkeszeg, fogassüllő. *Hidrológiai Közlöny*, 76: 311-313.

FARKAS A., SALÁNKI J. (2000): Szerves és szervesetlen antropogén szennyezők hatása tavikagylók (*Anodonta cygnea* L) filtrációs aktivitására. *Hidrológiai Közlöny*, 80: 297-299.

FLEIT E. (2001): Nehézfém mintázatok a tiszai mederüledékben és halakban (2000-2001). A Magyar Toxikológusok Egyesületének Kongresszusa. Eger, Összefoglaló, 1-6.

FLEIT, E., LAKATOS, G. (2002): Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters*, 135: 1-13.

FÖLDI L., HALÁSZ L. (2009): Környezetbiztonság. Complex Kiadó Kft . Budapest, 389 – 401.

FÖRSTNER, U., WITTMAN, G.T.W. (1979): Metal pollution in the aquatic environment. Springer –Verlag, Berlin, 1 – 489.

FÖRSTNER, U. (1993): Környezetvédelmitechnika. Springer Hungarica Kiadó, Budapest, 1-450.

GALVEZ, F., FRANKLIN, N.M., TUTTLE, R.B., WOOD, C.M. (2007): Interactions of waterborne and dietary cadmium: on the expression of calcium transporters in the gills of rainbow trout. Influence of dietary calcium supplementation. *Aquatic Toxicology*, 84: 208-214.

GATERMANN, R., BISELLI, S., HÜHNERFOSS, H., RIMKUS, G.G., HECKER, M., KARBE, L. (2002): Synthetic musks in the environment Part I. Species-dependent bioaccumulation of polycyclic and nitro musk fragrances in freshwater fish and mussels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 437-446.

GEARING, J.N. (1989): The roles of aquatic microcosms in ecotoxicologic research as illustrated by large marine systems. In: *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. ED: S.A. Levin, Springer verlag Berlin pp. 411-470.

GIESY, J.P., GRANEY, R.L. (1989): Recent developments in and intercomparisons of acute and chronic bioassay and bioindicators. *Hydrobiologia* 188/189: 21–60.

GLOVER, C.N., BATY, N.R., HOGSTRAND, C. (2004): Intestinal zinc uptake in freshwater rainbow trout: evidence for apical pathways associated with potassium efflux and modified by calcium. *Biochemica et Biophysica Acta*, 1663: 214-221.

GRANDJEAN, P. (2008): Late insights into early origins of disease. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology*, 102: 94 – 99.

GRUIZ, K., MURÁNYI, A., MOLNÁR, M., HORVÁTH, B. (1998): Risk assessment of heavy metal contamination in Danube sediments from Hungary. *Journal of Water Science and Technology*, 37: 273-281.

GRUIZ K., HORVÁTH B., MOLNÁR M, (2001): Környezettoxikológia. Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára. Műegyetemi Kiadó. Budapest, 1-159.

GRUIZ K. (2007): Korai figyelmeztető rendszerek a modern környezetmenedzsmentben. Tanulmány. Budapest, 1-32.

HANDY, R.D., KAMMER, F.V.D., LEAD, J.R., HASSELLÖV, M., OWEN, R., CRANE, M. (2008): The ecotoxicity and chemistry of manufactured nanoparticles. *Ecotoxicology* 17: 287-314.

HATCH, A.C., BURTON, G.A. (1999): Photo-induced toxicity of PAH's to *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* effects of mixtures and behavior. *Environmental Pollution*, 106: 157-167.

HODSON, P.V. (1988): The effect of metal metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. *Aquatic Toxicology*, 11: 3-18.

HOLT, E. A., MILLER, S.W. (2011): Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*. 2(2): 8 p.

KIPPLER, M., EKSTRÖM, E.C., LÖNNERDAHL, B., GOESSLER, W., AKESSON, A., EL ARIFEEN, S., PERSSON, L.A., VAHTER, M. (2007): Influence of iron and zinc status on cadmium accumulation in Bangladeshi women. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 222: 221-226.

KISS I. (1997): Toxikológia. Veszprémi Egyetemi Kiadó. Veszprém, 9-250.

LAKATOS, G., FLEIT, E., MÉSZÁROS, I. (2003): Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza River. *Toxicology Letters*, 140: 333-342.

LAKATOS G. (2000): Hidrobiológia mérnököknek. Felkészülési anyag. Budapest, : 85-90.

LEI, L., KHODADOUST, A.P., SUIDAN, M.T., TABAK, H.H. (2005): Biodegradation of sediment-bound PAHs in field-contaminated sediment. *Water Research*, 39: 349 -361.

LENGYEL, ZS., FÖLDÉNYI, R. (2003): Acetochlore as a soil pollutant. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 10: 13-18.

LEONARD, S.S., HARRIS, G.K., SHI, X. (2004): Metal-induced oxidative stress and signal transduction. *Free Radical Biology and Medicine*, 12: 1921-1942.

MAGYAR E., SZILÁGYI P., TOMBÁ CZ E. (1997): Hatásvizsgálat, felülvizsgálat. Környezetvédelmi kiskönyvtár 4. Budapest, 13 – 189.

Mc GEER, J.C., NADELLA, S., ALSOP, D.H., TAYLOR, L.N., Mc DONALD, D.G., WOOD, C.M. (2007): Influence of acclimation and cross acclimation of metals on acute Cd toxicity and Cd uptake and distribution in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 84: 190-197.

MILINKI, É., MURÁNYI, Z. (1997): Amphipods as biomonitor of heavy metal pollution in Eger and Laskó streams. *Soil Sciences and Water Management Proc. The 2nd International Icer Tempus Ph.D Seminar, Budapest, Hungary, University of Horticulture and Food Industry*, 111 -117.

MILINKI É., MURÁNYI Z. (2001): Eltérő halfajok nehézfém bioakkumulációjának vizsgálata különböző szervezetben. *Hidrológiai Közölny*, 81: 413-415.

MILLS, D. (1993): Akvarista Kézikönyv. Park Könyvkiadó, Budapest, 41 -67.

MONGE, P. (2007): Parental occupational exposure to pesticides and the risk of childhood leukemia in Costa Rica. *Environment & Health*. 33: 293 – 303.

NÉMETH J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. *Vízi Természet és Környezetvédelem* 7. kötet. Budapest, 213-236.

NENDZA ,M., HERBST, T., KUSSATZ, C., GIES, A. (1997): Potential for secondary poisoning and biomagnification in marine organisms. *Chemosphere*, 35: 1875 -1885.

NORWOOD, U., BORGMANN, D.G., WALLANCE, A. (2003): Effects of metal mixtures on aquatic biota: review of observations and methods. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9: 795-811.

NOWACK, B. (2009): The behavior and effects of nanoparticles in the environment. *Environ. Pollut.* 157: 1063-1064.

OCSKÓ Z. (2005): Aktuális tudnivalók a növényvédő szerek engedélyeztetéséről 2005 tavaszán. *Gyakorlati Agrofórum*, 10: 70-74.

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Bacterial reverse Mutation Test. No. 471

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Degradation and Accumulation Toxicity Test. No. 301

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Alga Growth Inhibition Toxicity Test. No. 201

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Growth Inhibition Test with Lemna. No. 221

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Daphnia Acute Toxicity Test. No. 202

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Daphnia Reproduction Test. No. 211

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Fish Acute Toxicity Test. No. 203

OERTEL N., NOSEK J., ANDRIKOVICS S. (2001): Bioindikáció vízi gerincteleneknél a Dunában. Mesterséges aljzatok alkalmazása a kolonizáció vizsgálata során. Hidrológiai Közlöny, 81: 438-440.

OLIVIERA RIBEIRO, C.A., VOLLAIRE, Y., SANCHES CHARDI, A., ROCHE, H. (2005): Bioaccumulation and the effects of organic pesticides, PAH and heavy metal sin the eel (*Anquilla anquilla*) at the Camargne Nature Reserve, France. Aquatic Toxicology, 74: 53-69.

PÁLFI Á. (2001): Klórtartalmú növényvédő szerek (DDT) hatása a csontsűrűsége. Műszaki Információ. Környezetvédelem, 718: 91-95.

PASARÉTI GY., PETHŐ P.Z., ILLYÉS CS. (2005): Korszerű haltartás. Akvarisztika. Pannon-Literatúra, 76 -92.

PELGROM, S.M., LAMERS, L.P., GARRITSEN, J.A., PELS, B.M., LOCK, R.A., BALM, P.H., WENDELAAR, B.S. (1994): Interaction between cooper and cadmium during single and combined exposure in juvenile tilapia *Oreochromis mossambicus*: Influence of feeding condition on whole body metal accumulation and effects of the metals on tissue water and iron content. Aquatic Toxicology, 30: 117-135.

POHL, H.R., RONEY, N., WILBUR, S.M., HANSEN, H., DE ROSA, C.T. (2003): Six interaction profiles for simple mixtures. Chemosphere, 53: 183-197.

PULIDO, M.D., PARRISH, A.R. (2003): Metal-induced apoptosis: mechanisms. Mutation Research, 533: 227-241.

REGŐS J., MILINKI É., MESTER J., MURÁNYI Z., ANDRIKOVICS S. (2005): Tiszavirág lárvák és más tiszai szervezetek cián érzékenységéről. Acta Acad. Paed. Agr., XXXII: 159-167.

RONCAK, P., KRISTENSEN, P., PEDERSEN, F., MURÁNI, A., GRUIZ, K. (1997): Ecological risk assessment of inorganic (heavy metal) and organic micropollutants in Danube sediment. In: Internationale Conference on Contaminated Sediments. Rotterdam, 1: 212-216.

RUFLY, H., FISK, P.R., GIRLING, A.E., KING, J.M.H., LANGE, R., LEJEUNE, X., STELTER, N., STEVENS, C., SUTEAU, P., TAPP, J., THUS, J., VERSTEEG, D.J., NIESSEN, H.J. (1998): Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile, and unstable substances and interpretation and use of data. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 39(2): 72-77.

RUIGIANG, Y., TANDONG, Y., BAIGING, X., GAIBIN, J., XIAODONG, X. (2007): Accumulation features of organochlorine pesticides and heavy metal in fish from high mountain lakes Lhasa River in the Tibetan Plateau. *Environment International*, 33: 151-156.

SALÁNKI, J. (1989): Bioindicators in monitoring heavy metal pollution in Lake Balaton (Hungary) and its catchment area. *Symp. Biol. Hung.*, 38: 261-271.

SANCHO, E., FERRANDO, M.D., LIELO, C.A., MOLINER, E. (1998): Pesticide toxicokinetics in fish. Accumulation and elimination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41: 245 -250.

SAUVENT, M.P., PEPIN, D., PICCINI, E. (1999): *Tetrahymena pyriformis*: A tool for toxicological studies. A review. *Chemosphere*. 38: 1631 – 1669.

SÁNDOR ZS., ONCSIK M., CSENGERI I., LENGYEL P., GYÖRE K., SZABÓ P., PEKÁR F., ZUBCOVA E., TODIRASH I., ALEXIS M.N. (2000): A halhús esszenciális és toxikus elemtartalmának vizsgálata. *Halászatfejlesztés*, 24: 153 -160.

SÁNDOR, ZS., LENGYEL, P., ONCSIK, E., CSENGERI, I. (2006): Accumulation of some heavy metal in fish and benthic organism from river Tisza. *International Symposium on Trace Element in Food Chain*. Budapest, 487-491.

SCHMITT-JANSEN, M., VEIT, U., DUDEL, G., ALTENBURGER, R. (2008): An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. *Basic and Applied Ecotoxicology* 9: 337-345.

SIMON L. (2004): Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek, BMKE Országos Műszaki Információ Központ és Könyvtár. Budapest.

SOHÁR P., VARGA I. (2003): Élelmiszerbiztonság és táplálkozás egészségügy. Rodler, OKK OÉTI Budapest, 215 – 227.

SUBAGJA, J., SNIDER, R. J. (1981): The side effect of herbicide atrazine and paraquat upon *Folsomia candida* and *Tullbergia granulata* (*Insecta, Collembola*). *Pedobiologia*. 22: 141 – 152.

TOMPA A. (2005): Kémiai biztonság és toxikológia. Medicina Kiadó. Budapest, 149-154.

TRUHANT, R. (1977): Eco-toxicology- objectives principles and perspectives. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 1: 151-173.

USENA, R., PERI, S., RAMO, J., TORRECLANCA, A. (2007): Metal and metallothionein content in tissues from wild and farmed *Anquilla anquilla* at commercial size. *Environmental*, 33: 532.

VAN GESTEL, C.A.M., VAN DIS, W.A., BREEMEN, E.M., SPARENBURG, P.M. (1989): Development of standardized reproduction toxicity test with the earthworm species *Eisena foetida andrei* using cooper, pentachlorophenol and 2,4-dichloroaniline. *Ecotoxicological Environmental safety*. 18: 305 – 312.

VÁRNAGY L. (1995): Növényvédelem és környezetvédelem. Veszprémi Egyetem Kiadó. Veszprém 1-96.

VÁRNAGY L. (2005): A növényvédő szerek engedélyeztetési eljárásának toxikológiai követelményei hazánkban (1968 – 2004). *Növényvédelem*, 41: 105-108.

WANG, W. (1987): Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organisms – overview. *Environmental International*, 13: 437 -457.

