

**A perzisztens szerves vegyületek (POP-ok) jellemzése,
előfordulása, élelmiszerekben mérhető szintjeik,
étrendi bevitelük és egészségügyi kockázatuk**

Írta: Dr Sohár Pálné és Dr Matyasovszky Katalin (OÉTI)

**I. A POP vegyületek előfordulása élelmiszerekben, étrendi bevitelük,
határértékek, humán expozíció**

A POP vegyületek közül az elemzés elsősorban a poliklórozott vegyületekre (DDT, HCB, PCB, dioxinok / furánok) és a poliaromás szénhidrogénekre (PAH-ok) terjed ki.

1.) Poliklórozott vegyületek (klórozott szénhidrogének, PCB-k, dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok)

A poliklórozott szerves vegyületekre (angol elnevezésük szerint: persistent organic pollutants rövidítésével POP vegyületeknek nevezett anyagok) általában jellemző, hogy mindenütt jelen vannak a környezetben (ubiquiter szennyezők) hosszú ideig megmaradnak mind a környezetben, mind az élő szervezetekben, erősen lipofil vegyületek, a táplálékláncon át feldúsulnak, a zsírszövetben raktározódnak, átjutnak a placentán, kiválasztódnak a tejjel és széles toxikológiai spektrummal rendelkeznek. A humán expozíció >90 %-át az élelmiszerek adják.

a.) Klórozott szénhidrogén típusú növényvédőszer

A DDT (diklór-difenil-triklórmetilmetán) rovarölő hatását 1939-ben fedezték fel. A II. világháború alatt a közegészségügy területén használták, a háború után pedig rohamosan terjedt a mezőgazdaságban. Az 1950-es évektől kezdve sorra jelentek meg a csoport többi tagjai, a HCH (hexaklórhexán) izomerek, a HCB (hexaklórbenzol), aldrin, dieldrin, toxafén, heptaklór, endoszulfán, metoxiklór.

A klórozott szénhidrogének széles hatás spektrumú, a kezdeti szakaszban kitűnő inszekticidok voltak. Később a kártevők rezisztenssé váltak velük szemben. Rendkívül perzisztensek, a talajban éveken át megmaradnak, bomlásuk lassú, fényvel, hővel, nedvességgel szemben viszonylag ellenálló. Az 1950-es évek végén kumulatív tulajdonságukra is fény derült. Feldúsulásuk a táplálékláncon át nyomon követhető. A lakosság zsírszövetében a DDT és a metabolitjainak mennyisége az 1960-as években a 15-20 mg/kg-ot, az anyatejben pedig a 340 mg/litert is elérte.

A klórozott szénhidrogének **toxicitása** meleg vérűekre eltérő. A Magyarországon alkalmazottak közül az aldrin, dieldrin és az endoszulfán erős mérge, a lindán (gamma-HCH) és a DDT közepesen, a technikai HCH mérsékelten mérgező, a metoxiklór gyakorlatilag nem mérgező. Az orális LD₅₀ érték patkányon DDT esetén 250 mg/ttkg, a HCH izomerek közül a lindán (gamma-HCH) rendelkezik a legnagyobb akut orális toxicitással, LD₅₀ értéke patkányban 90-270 mg/ttkg, a HCB akut toxicitása kicsi, LD₅₀ értéke 1000-10000 mg/ttkg értékek között változik.

A klórozott szénhidrogének kis mennyiségben folyamatosan a szervezetbe jutva idegrendszeri ártalmakat okoznak. Állatkísérletben a DDT, a HCB és az alfa-HCH daganatkeltőnek bizonyult, az IARC (International Agency on Research of Cancer) a 2B csoportba, vagyis

emberre lehetséges karcinogének közé sorolta ezeket. A DDT kártétele a környezetben is megmutatkozott. Csökkent a vadmadarak szaporodóképessége, elvékonyodott a tojáshéj, így törékenyebbé vált. Bizonyos állatfajokban daganatkeltő hatást mutattak ki.

Míndezek miatt az 1960-as évektől korlátozták, majd betiltották a klórozott szénhidrogének mezőgazdasági felhasználását Magyarországon. Ma már környezeti szennyezőanyagának számítanak, mivel az élelmiszerek szennyezettsége főként a környezetben perzisztáló maradékokból származik. A **hazai** növényi eredetű élelmiszerekben néhány szennyezett területről származó minta kivételével ma már csak nyomokban mutathatók ki, az állati eredetű élelmiszerekben a határértéket meg sem közelítő alacsony szinten, de még mindig jelen vannak.

Az emberi expozíció döntő része élelmiszerek útján (> 90 %) történik. A megengedhető napi beviteli érték összes-DDT-re 10 µg/ttkg, gamma-HCH-ra 0,005 mg/ttkg, HCB-re a JMPR (Joint Meeting on Pesticide Residues) 0,6 µg/ttkg értéket határozott meg, de ezt 1978-ban visszavonták. Szoptatás alatt a csecsemők bevitelének átmenetileg az anyatejben történő akkumulálódás miatt nagyobb lehet.

A Magyarországon nem engedélyezett peszticidek maradékainak határértékét állati és növényi eredetű élelmiszerekben a 40/2000. (XII. 20.) EüM rendelettel módosított 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet írja elő.

1. táblázat. Klórozott szénhidrogén hatóanyagú peszticid maradékok határértéke állati és növényi eredetű élelmiszerekben.

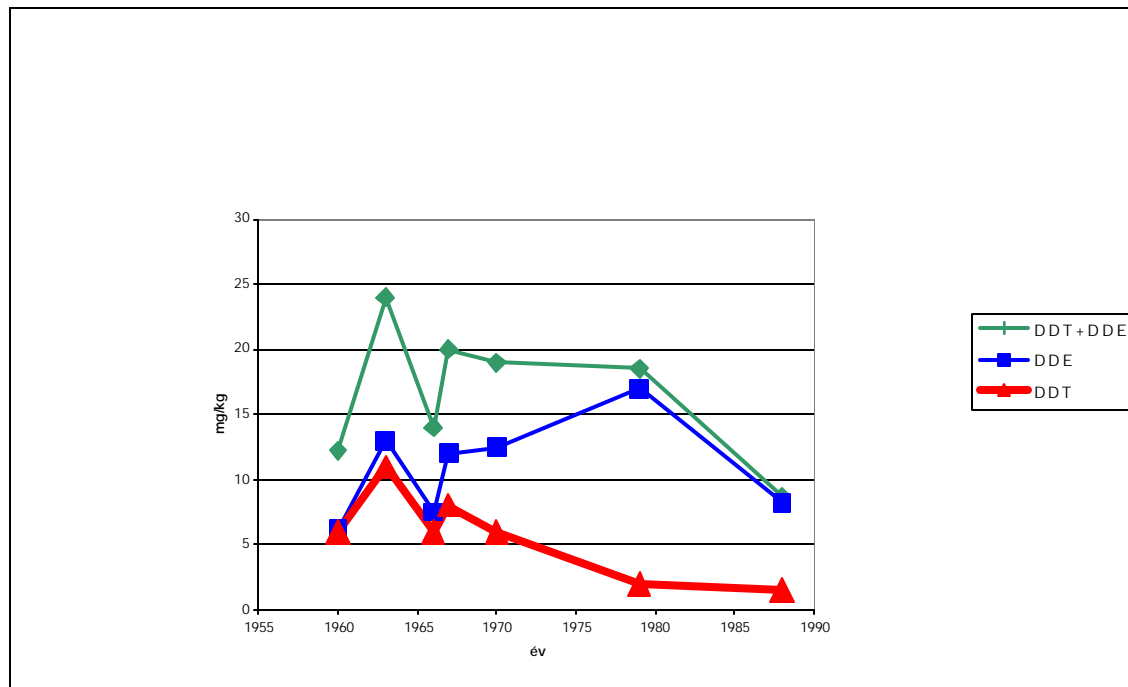
Peszticid	Növényi élelmiszer	Határérték (mg/kg)	Állatfaj	Élelmiszercsoport vagy élelmiszer fajta	Határérték (mg/kg)
DDT (DDT+DDE+DDD együtt, DDT-ben kifejezve)	tea (szárított), fűszerek	0,2	minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek tojás és tojástermékek	1
	egyéb növényi élelmiszerek	0,05			0,04
Aldrin+dieldrin (dieldrinben kifejezve)	tea (szárított), fűszerek	0,02	minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek tojás és tojástermékek	0,2
	egyéb növényi élelmiszerek	0,01			0,006
Hexaklórciklohexán alfa és béta izomer együtt	tea (szárított), fűszerek egyéb növényi élelmiszerek	0,2 0,02	minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek	0,2 0,004
			(α -izomer)	tojás és tojástermékek	0,02
			minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek	0,1 0,003
			(β -izomer)	tojás és tojástermékek	0,01
Hexaklórbenzol (HCB)	tea (szárított), fűszerek egyéb növényi élelmiszerek	0,01 0,01	minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek	0,2 0,01
				tojás és tojástermékek halak, hullók	0,02 0,5
Endrin			minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek tojás és tojástermékek	0,05 0,0008 0,005
			minden haszonállat	izom, zsír, belsőségek tej és tejtermékek tojás és tojástermékek	0,2 0,004 0,02

A lindánt az EU-ban betiltották, Magyarországon 2001-ben vonták ki az engedélyezett növényvédő szerek közül. Erre a hatóanyagra vonatkozó előírás 1 mg/kg (határérték), melyet a növényvédő szerekre vonatkozó 5/2002. (II. 22.) EüM-FVM rendelet ír elő.

A mezőgazdaságban 1945-1970 között széles körben alkalmazott, de már több mint 25 éve betiltott klórozott szénhidrogén hatóanyagú peszticidek maradékai és az ipari szennyeződésnek számító PCB-k ma is kimutathatók csaknem minden **emberi zsírszövetben** és megtalálhatók az **anyatejben**. A bioszférában történt akkumulációjuk miatt még az évtizedekkel ezelőtt betiltott vagy korlátozott anyagok esetében is ki vagyunk téve ezek hatásának.

Az Országos Élelmezés és Táplálkozástudományi Intézet (OÉTI) Magyarországon elsőként, már 1960 óta végez DDT tartalom méréseket emberi zsírszövetekben. A DDT maradékok alakulását a budapesti lakosok zsírszövetéből származó mintákban az 1. ábra mutatja.

1. ábra. DDT maradékok alakulása a budapesti lakosok zsírszövetében



Az eredményekből megállapítható, hogy a zsírolható DDT a hatvanas évek végén elsőként történt betiltása ellenére a mai napig jelen van a hazai lakosság zsírszöveteiben, bár a szintek fokozatosan csökkennek. Az irodalmi adatokkal való összehasonlításból megállapítható, hogy az 1970-es években Magyarország a DDT-vel erősen elszennyezett országok közé tartozott, amit a 2. táblázat is jól szemléltet:

2. táblázat. Az összes DDT szintek alakulása az emberi zsírszövetben (mg/kg zsír)

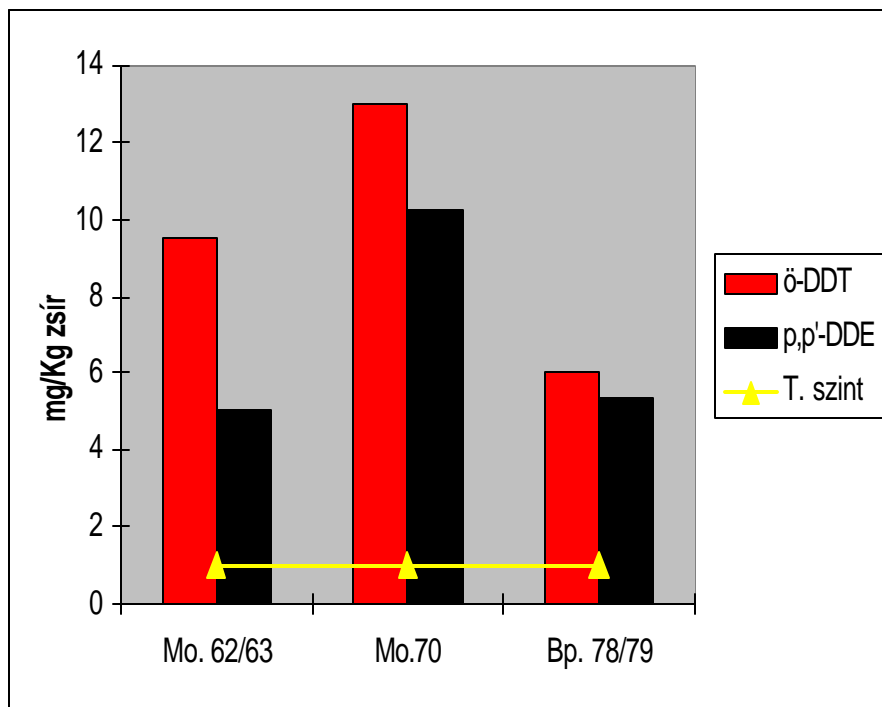
USA	1970→1980	7,88→1,67
Japán	1979→1984	5,6 → 2,24
Olaszország	1973→1984	8,55→0,8
Magyarország	1970→1988	19,43→8,72

Az **anyatej** a tápláléklánc legfelső foka, így a szoptatás a csecsemők részére biokoncentrált szennyezőanyag expozíciót jelent. Bármely kemikália vagy drog, melynek a szoptató anyja ki van téve, megjelenhet a női tejben.

Már az ötvenes évek végén, a legelsők között a világon, történtek vizsgálatok az OÉTI-ben női tejek DDT tartalmának kimutatására és meghatározására, majd 1960-tól kezdődően rendszeresen szolgáltatunk adatokat a WHO-nak. Az 1962-1976 között végzett vizsgálataink eredményeinek átlagértékét a 2. ábra mutatja. Az 1976-1986 között végzett felméréseink eredményeit a 3. ábrán láthatjuk. Az anyatej mintákból kimutatható klórozott szénhidrogén hatóanyagú peszticidek átlagértékeit a nemzetközi adatokkal összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy mennyiségük ma már a fejlett ipari országokból jelentett értékekkel azonos szinten mozog, illetve alacsonyabb annál.

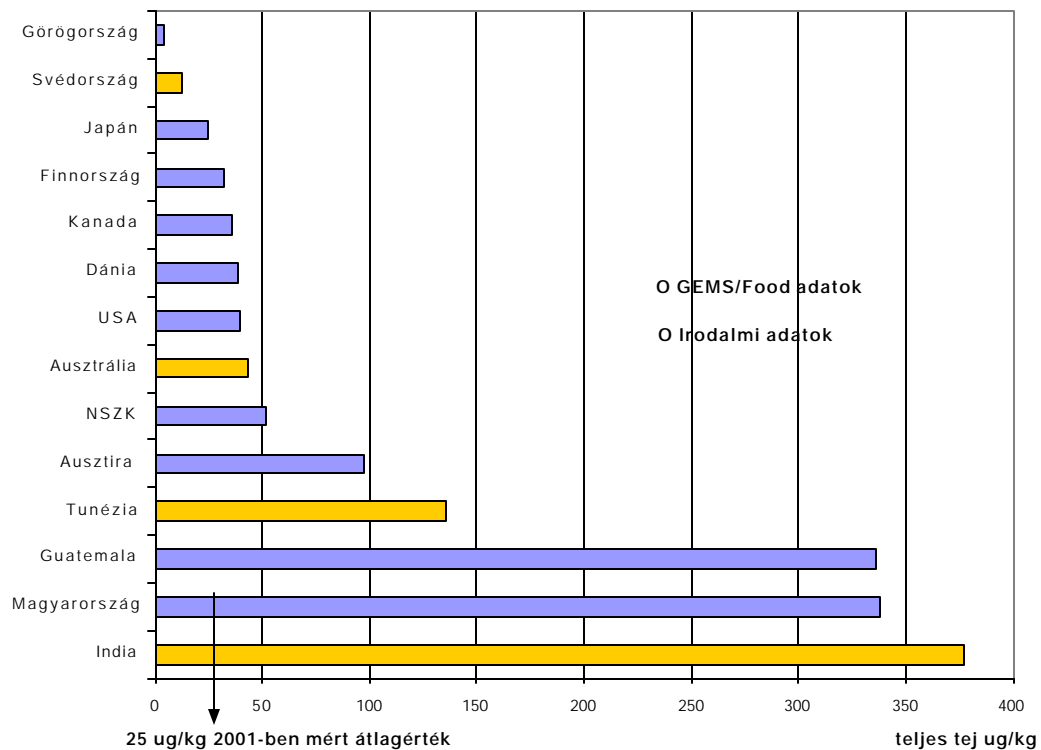
A DDT és különösen legstabilabb metabolitja a DDE lényegében minden, az elmúlt években vizsgált hazai anyatej minta lipid frakciójában kimutatható volt. A DDT mellett a HCB, HCH-izomerek a legnagyobb mennyiségben előforduló szennyezők. Az anyatej minták peszticid maradék tartalmának változását a 3. táblázat mutatja.

2. ábra. Női tejek összes DDT tartalmának alakulása 1962-1979 között



3. ábra. Női tej minták DDT tartalmának átlagértékei 1976-1986 között

Nőitej minták összes DDT tartalmának átlagértékei 1976-1986 között



3. táblázat. Anyatej minták klórozott hatóanyagú peszticid maradék tartalmának szélsőértékei (1996-2002)

Vegyület	összes-HCH	HCB	összes-DDT
	Szélsőértékek (mg/kg)		
1996	<0,001 – 0,315	<0,001 – 0,108	0,221 - 3,174
1997	<0,001 – 0,153	<0,001 – 0,028	0,101 – 1,878
1998	<0,001 – 0,167	0,036 – 0,083	0,170 – 1,402
1999	0,015 – 0,158	0,016 – 0,396	0,122 – 1,154
2000	0,002 – 0,044	0,009 – 0,060	0,168 – 0,856
2001	0,017 – 0,841	- -	0,059 – 3,177
2002	0,002 – 0,391	<0,001 – 0,046	0,016 – 1,727

Az eredmények azt mutatják, hogy a klórozott szénhidrogén hatóanyagú növényvédő szerek közül a DDT és metabolitjai a hazai női tejmintákban még mindig jelen vannak és döntően a DDE metabolitból adódnak. Ennek oka, hogy a DDT 7 év felezési idővel DDE-vé alakul illetve jelzi, hogy friss DDT expozícióval csak minimális mértékben kell számolni.

A DDT összes mennyisége az elmúlt négy évtized alatt jelentősen csökkent, jelenleg a csökkenés üteme lassult. A HCH és HCB nem mutatható ki minden mintából.

b.) Poliklórozott bifenilek (PCB-k)

A poliklórozott bifenilek (PCB-k) vázát két egymással szigma kötéssel kapcsolódó benzolgyűrű képezi, melyben a hidrogén atomokat 1-10 klóratom helyettesíti.

A PCB-knek elméletileg 209 módosulata van, melyeket összefoglaló néven kongénereknek neveznek. Preferált konformációjuk nem-síkszerű (néhány kongéner a dioxinokhoz hasonló sík szerkezetet vehet fel, és biokémiai, toxikológiai tulajdonságaiban a legveszélyesebb tetraklór-dibenzo-dioxinra emlékeztet).

A PCB kongénereket egyszerűsítve számozással jelölik (Ballschmitter vagy IUPAC szám). A kereskedelmi termékekben a kétféle síkszerű PCB-k keveréke van jelen. A síkszerű (mono-orto és nem orto) kongénerek a termékeknek csak néhány %-át teszik ki.

A poliklórozott bifenilek ipari termékek. Gyártásuk a XX. század 30-as éveiben kezdődött. Felhasználásuk igen széleskörű volt: dielektromos folyadékként szolgáltak kondenzátorokban és transzformátorokban, hűtő- és hidraulikus folyadékként alkalmazták gépi berendezésekben. Használatosak voltak peszticidek hatásfokozó adalékanyagaként és lágyítószerként festékekben, lakkokban és tintákban. Folyamatosan jutottak a környezetbe.

Környezeti mintákban 1966-ban mutatták ki először. Világméretű korlátozásuk majd gyártásuk betiltása az 1970-es évektől kezdődik. Ennek ellenére becslések szerint évente még mindig több tonna PCB vegyület kerül a környezetbe.

A legfontosabb szennyezőforrások jelenleg a szennyvíziszapok, a klór tartalmú ipari hulladékok, a régi elektromos berendezések, a papírgyártási hulladékok, a fenoxi típusú gyomirtók szennyezése és a szakszerűtlen égetés.

A PCB-k térbeli szerkezetüktől és klórtartalmuktól függően különféle **toxikus tüneteket** idéznek elő. Jellemző toxikológiai hatásuk a daganatkeltés, az immunszuppresszív és neurotoxikus hatás, továbbá a pajzsmirigy funkció zavara. Születési rendellenességeket is előidézhetnek. A síkszerűek ösztrogén hatásúak.

A PCB-k és dioxinok felszívódása, u.n. bio-hozzáférhetősége a zsírt vagy olajat tartalmazó élelmiszerekből az emberi szervezetben több mint 75%. A testben való eloszlás dózis- és kongéner függő. A PCB-k a zsírszövetben és a májban halmozódnak fel. A kiürülés az alacsony metabolizációs rátának köszönhetően lassú. A felezési időt emberben 810 hónapra becsülik. Az emlősökben a PCB-k átjutnak a magzatba és kiválasztódnak a tejjel.

Az élelmiszerek PCB tartalma szoros összefüggést mutat a környezetben mért szintekkel. A **növényi** élelmiszerekben rendszerint csak nagyon kis koncentrációban, a detektálási határ közelében fordulnak elő, az olajat és zsírt tartalmazó növényekben ennél valamelyest több van. A kutatók többsége az irodalomban úgy véli, hogy a **növények nem veszik fel a talajból** a PCB-eket, hanem a levegőből kerül rájuk kiülepedéssel. Ezzel szemben német kutatók PCB-szerű vegyületekkel mesterségesen szennyezett talajban termesztett sárgarépa, saláta és borsó szennyezettségét vizsgálva azt találták, hogy a saláta és a borsó esetében valóban nincs PCB kumuláció, a sárgarépa azonban képes felvenni a talajból a PCB-eket, melyek a héjban kumulálódtak.

Az **állati eredetű** élelmiszerek összes PCB koncentrációja ennél nagyobb, tejtermékekben 10-200 ng/g zsír, a húskészítményekben 7-500 ng/g zsír.

Az iparosodott országokban az **étrendi PCB bevitel** teszi ki a teljes PCB expozíció 90-95%-át. A nem élelmiszer eredetű expozíciónak nagyon kicsi a jelentősége.

Sajnos világszerte nagyon kevés hiteles adat áll rendelkezésre a **tényleges** étrendi PCB expozícióról. A FAO/WHO Közös Élelmiszer Adalékanyag Szakértői Bizottság a JECFA (Joint Expert Committee on Food Additives) 1990-ben a napi PCB bevitt az élelmiszerek útján 5-200 ng/ttkg-nak becsülte.

A **teljes napi étrendek** összes PCB-tartalma alapján számolt napi bevitel Magyarországon 150 ng/ttkg/nap, tehát alatta marad az ipari országok felnőtt lakosságára vonatkozó becsült értékeknek (200 ng/ttkg/nap). Az eredmények azonban azt jelzik, hogy a hazai lakosság szervezetébe **rendszeresen** jutnak be PCB-k. Ezt az emberi zsírszövetből 1992-1994 között az OÉTI-ben végzett vizsgálati eredmények is alátámasztják.

A JECFA a rendelkezésre álló adatok figyelembevételével arra a következtetésre jutott, hogy a szokásos étrendi PCB bevitelnek nincs jelentős kockázata az emberi egészségre.

Az **átlagos** napi étrendi bevitt azonban lényegesen meghaladhatja **egyes fogyasztói csoportok** expozíciója, ha étkezési szokásaik jelentősen eltérnek az átlagtól. Ilyen eltérés eredhet kulturális vagy regionális különbségekből éppen úgy, mint bizonyos termékek fogyasztásának preferálásából. Nagyobb napi étrendi bevitel abból is származhat, hogy viszonylag erősebben szennyezett termék kerül az étrendbe.

Mivel az állati eredetű élelmiszerek mindig több poliklórozott szennyezőanyagot tartalmaznak, azok az emberek, akik az átlagosnál több ilyen élelmiszert fogyasztanak - pl. nagyon sok májat esznek -, nagyobb expozíciónak vannak kitéve. Hasonló eset áll fenn a sok halat fogyasztóknál, különösen akkor, ha a hal szennyezett területről származik.

A **gyerekek napi bevitel** relatíve kisebb testtömegük miatt általában nagyobb. Különösen nagy PCB- és dioxin expozíciónak vannak kitéve az anyatejjel táplált csecsemők. A JECFA állásfoglalása szerint a **szoptatás előnyei a csecsemő számára mégis jelentősebbek**, mint az egész élettartamhoz képest rövid ideig tartó PCB bevitel miatti kockázatok. Eddig egyetlen megbetegedést sem lehetett összefüggésbe hozni az **anyatejjel** bevitt kémiai anyagok hatásával.

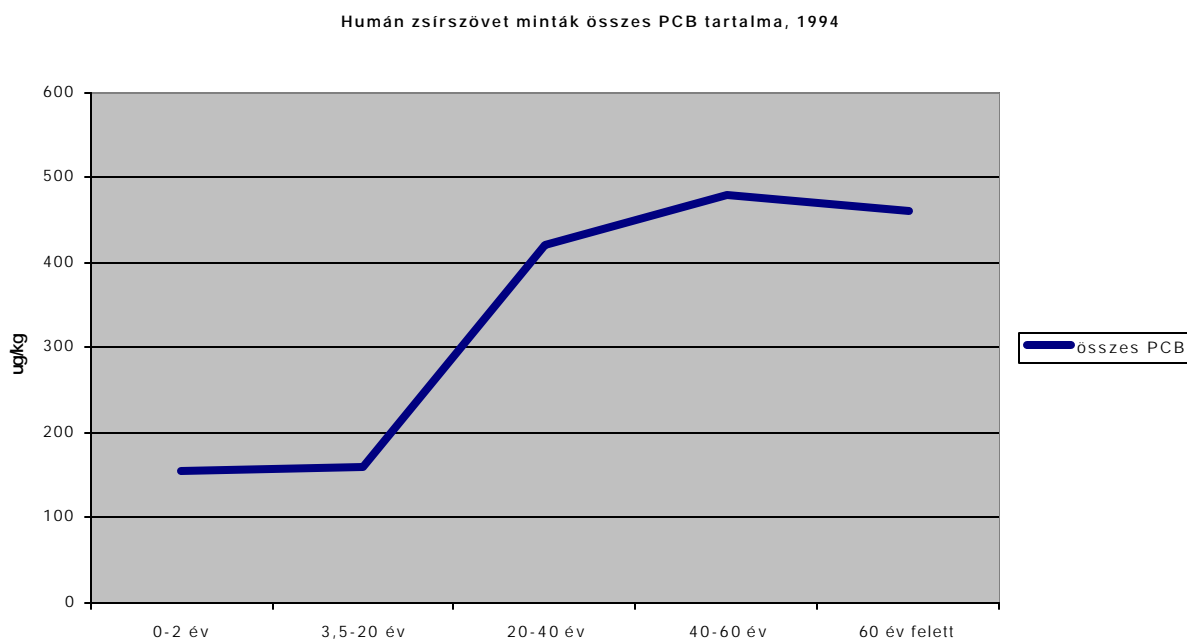
A PCB-kre nincs közös EU előírás, az országok külön szabályozzák a határértékeket. A magyar határértékek általában alacsonyabbak, mint az EU tagországaiban. A PCB határértékeket a 40/2000. (XII.20.) EüM rendelettel módosított 17/1999. (VI.16.) EüM rendelet szabályozza.

4. táblázat. Egyes élelmiszerek poliklórozott bifenil(PCB) tartalma

Állatfaj	Élelmiszercsoport, vagy élelmiszerfajta	összes-PCB (mg/kg)
Szarvasmarha, juh, sertés, baromfi	Izom, máj, zsír, húskészítmények	0,5 ^o
Valamennyi tejtermelő állat	Tej és tejtermékek	0,5 ^o
Valamennyi tojástermelő állat	Tojás (héj nélkül) és tojástermékek	0,5 ^o
Szárnyas és emlős vadak	Izom, zsír	1 ^o
Halak	Halfilé és halkészítmények (kivéve halmáj)	1
Halak	Halmáj és halmáj-készítmények	3

Az OÉTI emberi zsírszövetből PCB-tartalom méréseket végzett. A humán zsírszövet minták összes PCB-tartalma az életkor függvényében az alábbiak szerint alakult.

4. ábra. Humán zsírszövet minták összes PCB tartalma, 1994



Vizsgálataink szerint a humán zsírszövet minták PCB tartalma a kor előrehaladtával nő. Korábbi mérésekkel összehasonlítva az eredményt megállapítottuk, hogy a PCB-tartalom csökkenés csekély, a korlátozó intézkedések ellenére a PCB-k jelen vannak a környezetben, eliminációjuk lassú.

Intézetünk hosszú idő óta vizsgálja a női tejek PCB tartalmát, az 1994 és 2002 között vizsgált anyatej minták vizsgálati eredményei az 5. táblázatban láthatók. Megfigyelhető, hogy az anyatej összes PCB tartalmában csak kismértékű a csökkenés.

5. táblázat. Anyatej minták PCB tartalmának szélsőértékei (1994-2002)

Év	összes-PCB tartalom mg/kg (zsírra)	
	medián értékek	szélsőértékek
1994	0,03	<0,001-0,91
1995	0,07	<0,001-0,48
1996	0,11	<0,001-0,33
1997	0,06	0,02-0,71
1998	0,07	<0,001-0,417
1999	0,095	0,057-0,488
2000	0,082	0,033-0,187
2001	0,029	0,009-0,504
2002	0,025	0,004-0,507

A tendencia oka, hogy a perzisztens PCB-k egyes kongenereinek felezési ideje 1-70 év, így az elmúlt 25 évben, mint azt a nemzetközi adatok is bizonyítják, az anyatej összes PCB tartalmában nincs jelentős változás, de a csökkenő tendencia az utóbbi években megfigyelhető.

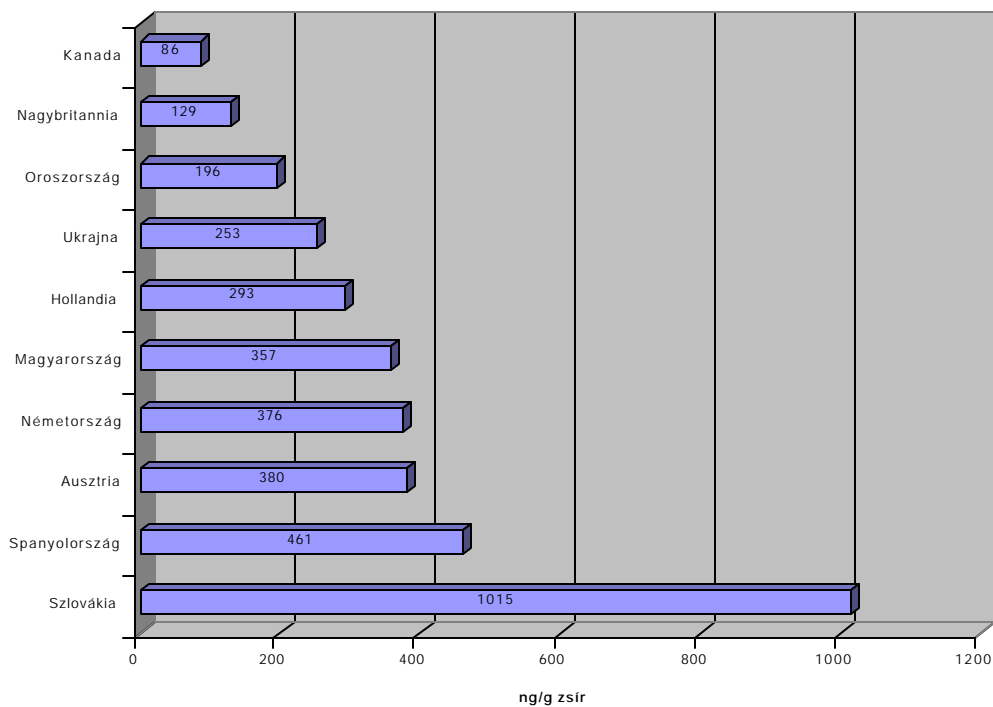
Az ország különböző területeiről származó anyatej minták kongéner összetételét a 6. táblázat mutatja. Legnagyobb koncentrációban a 4 klóratomot tartalmazó 52 IUPAC számú kongener, két hexaklór származék (138, 153), valamint egy heptaklór származék (180) fordult elő.

6. táblázat. Indikátor PCB-kongenek átlagos koncentrációja az ország különböző területeiről származó anyatej mintákban zsírtartalomra számolva

PCB kongener	PCB-koncentráció (i g/kg)				
	átlag	medián	90 %-os érték	legkisebb	legnagyobb
28+31+50	1,1	<0,1	0,6	<0,1	86,5
52	7,8	4,4	20,5	<0,1	46,8
101	0,2	<0,1	0,5	<0,1	2,5
118	1,1	<0,1	2,1	<0,1	40,0
153	12,7	7,4	26,6	<0,1	114,0
138	11,2	8,3	19,7	<0,1	77,5
180	7,79	5,8	16,5	<0,1	59,7

A vizsgált hazai **anyatej** minták PCB tartalmának a nemzetközi adatokkal történő összehasonlítása az 5. ábrán látható. Az összehasonlításból kitűnik, hogy Magyarország megfelel az európai átlagnak.

5. ábra. Női tej minták összes PCB tartalmának értékei nemzetközi összehasonlításban



c.) Poliklórozott p-dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok

Amikor **dioxinokról** beszélünk, általában a poliklórozott dibenzo-para-dioxinokat (PCDD-k) és a poliklórozott-dibenzofuránokat (PCDF-k) **együtt** értjük alatta.

A dioxinok mint szennyezőanyagok mindenütt jelen vannak a környezetben, az élelmiszerekben és az emberi szervezetben. Nem fordulnak elő a természetes állapotban, nem állítják elő ipari méretekben vagy szándékosan. Különböző vegyi folyamatokban nem kívánt melléktermékként keletkeznek. A növények a talajból nem képesek felvenni, a szennyeződés a levegőből való kiülepedés révén jön létre. A dioxinok ma már úgynevezett ubiquiter szennyezőanyagok. Megjelenésük a környezetben emberi tevékenység következménye.

A háttérszint rendkívül alacsony, a levegőben fg/m^3 (femtogramm 10^{-15} g), a talajban, üledékekben ng/kg (nanogramm 10^9 g) nagyságrendű. Az átlagos környezetben, vízi szervezetekben a dioxin koncentráció $< 50 \text{ ng/kg}$. Az állati eredetű élelmiszerekben $0,7\text{-}7 \text{ pg}$ toxikus egyenérték van jelen grammonként, zsírra számítva (pikogramm 10^{-12} g).

A dioxinok a kémiai és biológiai átalakulási folyamatokkal szemben rendkívül ellenállóak, a környezetben sokáig megmaradnak (perzisztálnak), felhalmozódnak. **Felezési idejük** vegyületenként változó, de általában hosszú, **több évben** mérhető. **Az élelmiszerekben a dioxinok mindig a PCB-kel együtt fordulnak elő.**

A szervezetbe került dioxinok és dioxinszerű (síkszerkezetű) PCB-k felszívódása, ú.n. bio-hozzáférhetősége sok tényezőtől függ.

A felezési idők a dioxin és PCB keverékkel történt expozíció után kongénereinként változnak. Az erősebben klórozott származékok általában lassabban ürülnek.

Az emberi zsírszövetben a dioxin háttérszint az átlag populációban 20 ng/kg -ig terjed. Az emberi zsírszövetben lévő dioxin szintek a korral emelkednek

A dioxinok között nagyszámú, **eltérő biológiai hatású** anyag van. Halálos dózisuk több nagyságrenddel különbözhet. A májban lévő Ah (aril-hidrokarbon-hidroxiláz) enzim receptorokhoz kötődnek. Jellegzetes bőrelváltozásokat okoznak. Károsítják az immunrendszert és az idegrendszert. A csoport egyes tagjai daganatkeltő és torzkeltő hatással rendelkeznek. Megzavarják a hormonok és enzimek működését, méhen belüli expozíció esetén idegrendszeri fejlődési zavarokat idéznek elő.

Mivel a környezeti és biológiai mintákban általában a különböző poliklórozott vegyületek kongénereinek **változó** összetételű keverékei vannak jelen, melyek toxikológiai szempontból nagyon eltérők, az egységes kezelés érdekében kifejlesztették az úgynevezett **toxikus equivalencia faktor** fogalmát (TEF).

Ezek a faktorok az egyes kongénerek toxicitását fejezik ki a legtoxikusabbnak tartott 2,3,7,8-TCDD-hez viszonyítva. A TEF koncepció lehetővé teszi az analitikai eredmények toxikológiai információvá transzformálását, feltételezve, hogy a kongénerek egyedi toxikus hatása a keverékekben összeadódik. **A toxikus egyenérték** (TEQ, Toxic Equivalents) a PCDD, PCDF és dioxinszerű PCB kongénerek toxikus egyenértékűségi faktorokkal (TEF-el) súlyozott mennyisége, vagyis a kongénerek mennyiségének a velük toxikológiailag egyenértékű 2,3,7,8 TCDD mennyiségben való kifejezése. A különféle kongénereket tartalmazó környezeti vagy élelmiszer minták összes dioxin tartalmát a toxikus egyenértékek összegével adják meg.

Az élelmiszerek dioxin szennyezettségét a levegőbe került anyagok kiülepedése okozza. Közvetett forrás lehet az állatok szennyezett takarmánya, vagy a csomagolóanyagokból való kioldódás élelmiszerekbe. Zsíroltható anyagok lévén az állati zsírszövetekben raktározódnak. A növényi élelmiszerek dioxin tartalma rendkívül kicsi.

Az Európai Unió országaiban a közelmúltban közzétett adatok alapján az élelmiszerek átlagos dioxin tartalma pg I-TEQ/g zsír egységben kifejezve húspan $0,5\text{-}0,7$, tejben és tejtermékben $0,6\text{-}1,0$, tojásban $\sim 1,0$ körül, édesvízi halakban 10 körül van. A 2%-nál kevesebb zsírt tartalmazó növényi élelmiszerekben teljes tömegre számítva $0,02\text{-}0,03 \text{ pg I-TEQ/g}$ „dioxin van jelen”.

Az Egyesült Államokban és Kanadában mért szintek hasonlóak. A régi adatokat azonban általában pg TCDD/g zsírra adták meg, mely nem hasonlítható össze közvetlenül az I-TEQ-ben kifejezett értékkel. Arra is figyelni kell, hogy a toxikus egyenértékbe (TEQ) újabban

gyakran beleszámítják a dioxinszerű PCB-ket, régebben nem, illetve hogy a TEF értékek módosultak. Az új toxikus egyenértékeket WHO-TEQ-ben adják meg.

Dioxin határértékeket csak néhány országban és csak néhány állati eredetű élelmiszerre (tej, hús, tojás) állapítottak meg. Az Egyesült Államokban minden élelmiszerre egységesen 1 pg I-TEQ/g zsír. Az EU 2001-ben megállapított határértékei 0,75-6 pg WHO-TEQ/g zsír között vannak.

7. táblázat: Dioxinok (poliklórozott dibenzo-para-dioxinok (PCDD-k) és poliklórozott dibenzofuránok (PCDF-k) max. szintjei élelmiszerekben WHO-TEQ-ben kifejezve, WHO-TEF-eket használva. Council Regulation (EC) No 2375/2001.

Termék	Maximum szintek (PCDD + PCDF)/F-TEQ/g zsír a termékben)
Hús és húskészítmények, melyeknek eredete	
– Kérődzők (marha, juh)	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
– Baromfi, szárnyas vad	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
– Sertés	1 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
Máj és májkészítmények	6 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
Hal és haltermékek, izomszövet és ebből készült termékek	4 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
Tej és tejtermékek, beleértve a vaját	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
Tyúktojás és tojás termékek	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
Olajok és zsírok	
– Állati zsír	
o Kérődzők	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
o Baromfi és szárnyas vad	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
o Sertés	1 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
o Keverék állati zsír	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
– Növényi olaj	0,75 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír
– Halolaj, emberi fogyasztásra	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g zsír

A fenti rendelet honosítása folyamatban van.

A dioxinok az átlag lakosság szervezetébe **főként az élelmiszerek révén**, tehát szájon át kerülnek be, rendkívül kis mennyiségben, de folyamatosan.

A dioxinok és dioxinszerű PCB-k élelmiszerek útján szervezetbe kerülő mennyisége néhány ipari ország **monitoring** adatai alapján 50-200 pg I-TEQ/fő/nap, ami 60 kg-os emberre vonatkoztatva 1-3 pg I-TEQ/ttkg/nap értéknek felel meg. Ha a dioxinszerű PCB-ket is beleszámoljuk, a napi bevétel TEQ-ben kifejezve kétszer-háromszor nagyobb. A napi bevételhez legjelentősebben hozzájáruló élelmiszerek a tej és tejtermékek, a tojás, a hal és a zsíros húsok.

A dioxinok és rokonvegyületek tolerálható napi bevételi értékét (TDI = tolerable daily intake) 1998-ban a WHO minden rendelkezésre álló adat és érv figyelembevételével 1-4 pikogramm I-TEQ/ttkg-ben állapította meg. A JECFA 2002-ben újraértékelt a rendelkezésre álló toxikológiai adatokat és a tolerálható **havi** bevételt (Provisional tolerable monthly intake = PTMI) 70 pg TEQ/ttkg értékben állapította meg, ami az előzővel azonos tartományt jelent. A TDI/PTMI a jelenlegi tudásunk szerint az egész élettartam folyamán egészségártalom veszélye nélkül naponta/havonta elviselhető dioxin mennyiségét jelenti egy testtömegkilogramorra vonatkoztatva.

A dioxinok és a dioxinszerű PCB-k együttes bevitelét a TDI-vel összehasonlítva megállapítható, hogy a jelenlegi háttér bevitel (2-6 pg TEQ/ttkg) **azonos nagyságrendű** a tolerálható 1-4 pg I TEQ/ttkg értékkel. Ez azt jelenti, hogy jogos az aggodalom ezeknek a vegyületeknek az élelmiszerekben való előfordulásával kapcsolatban, különösen, ha a különösen veszélyeztetett embercsoportok kockázatát vesszük számításba.

Veszélyeztetettnek tekinthetők azok az emberek, akik szennyezett környezetben élnek és főként az ott termelt illetve előállított élelmiszereket fogyasztják, továbbá azok, akik az átlagosnál több zsíros élelmiszert fogyasztanak, sok májat, halat és tejterméket esznek.

A kisgyermek napi bevétele kisebb testtömegük miatt a PCB-khez hasonlóan viszonylag magas.

Rendkívül jelentős az anyatejjel táplált csecsemők dioxin és PCB bevétele. Az expozíció a szoptatási idő hosszától és az anyatejben lévő dioxin koncentrációtól függ.

Egy közelmúltban közzétett WHO tanulmány szerint az ipari országokban a dioxinok átlag szintje a női tejben 10-35 pg.I-TEQ/g tejszír, a fejlődő országokban ennél kisebb (< 10 pg I-TEQ/g tejszír). A magyar gyűjtött anyatejelegy mintákban 1988-ban 10 pg.I-TEQ/g körüli szennyezettséget, 2000-ben 5,6 pg.I-TEQ/g átlagos dioxin szennyezettséget lehetett kimutatni.

Az anyatejjel táplált csecsemő napi dioxin bevitelét az átlagos anyatejben található 16-40 pg I-TEQ/g zsír dioxin koncentráció alapján számolva 60-200 pg I-TEQ/ttkg-ra teszik. Mivel azonban a TDI koncepció az egész élettartam alatti bevitelre épül, nehéz ezt a fogalmat a csecsemőknek a szoptatási idő alatti kockázatának jellemzésére alkalmazni. A JECFA 1990-ben arra a következtetésre jutott, hogy **az anyatejes táplálás a női tej PCB és dioxin tartalma miatti potenciális veszély ellenére előnyös a csecsemő számára.**

Reménykeltő, hogy a dioxin kibocsátás csökkentésére tett intézkedések hatására az utóbbi 7 évben jelentősen **csökkent az élelmiszerek dioxin szennyezettsége** és így ezen vegyületek napi bevétele **csaknem a felére** esett vissza több országban.

A dioxinok toxikológiai értékelésében és kockázat elemzésben használt fogalmak (definíciók):

Toxikus egyenértékűségi faktorok: TEF's, Toxic Equivalency Factors

Az egyes PCDD, PCDF és dioxinszerű PCB kongénereknek a 2,3,7,8-TCDD-hez viszonyított toxicitását kifejező viszonyszámok.

Toxikus egyenértékek: TEQ, Toxic Equivalents

A PCDD, PCDF és dioxinszerű PCB kongénerek toxikus egyenértékűségi faktorokkal súlyozott mennyisége, vagyis a kongénerek mennyiségének a velük toxikológiailag egyenértékű 2,3,7,8-TCDD mennyiségben való kifejezése.

A különféle kongénereket tartalmazó környezeti minták vagy élelmiszer-minták összes PCDD, PCDF és dioxinszerű PCB tartalmát a toxikus egyenértékek összege adja meg.

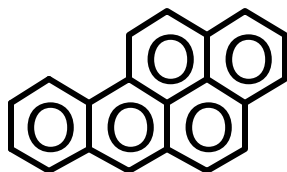
Tolerálható havi bevitel: TMI, Tolerable Monthly Intake

A szennyezőanyagok testtömeg-kilogrammmra és egy hónapra vonatkoztatott mennyisége, amelyet az ember - a mai tudásunk szerint - egész élettartamán át egészségártalom veszélye nélkül elvisel.

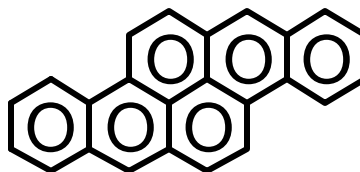
2.) Policiklusos aromás szénhidrogének

A kondenzált **policiklusos aromás szénhidrogének** (angol elnevezésük rövidítésével PAH-ok) is veszélyes környezetszennyezők. Közel 200 féle anyag tartozik ebbe a csoportba, legfontosabb képviselőjük a benzo/a/pirén, erősen rákkeltő.

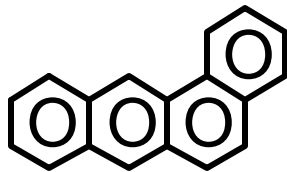
Néhány képviselőjük:



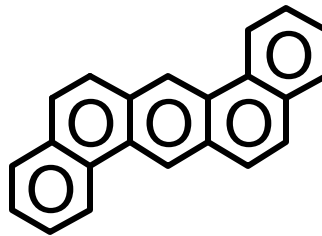
Benzo[a]pirén



Dibenzo[a,h]pirén



Benz[a]antracén



Dibenz[a,h]antracén

Kb. 200 PAH alapvegyületet ismerünk, ezekhez mintegy 1000 derivát tartozik.

A **policiklikus aromás szénhidrogének** (PAH-anyagok) valamennyien zsírolódoszerekben oldódó fluoreszcenciát mutató kristályos vegyületek. A vegyületek egy része természetes eredetű, amit az is bizonyít, hogy a tengerek vize és az emberi településektől távoli erdei talajok is tartalmazzák: a magyarázat, hogy a villámcsapások okozta erdőtüzek során keletkezhetnek már ősi idők óta és hogy az algák és egyes magasabbrendű növények szintetizálni képesek. Ennek nagyságára mi sem jellemzőbb, minthogy az óceánok fitoplanktonja km²-enként és évenként 3 tonna policiklikus szénhidrogént termel. Még ez a nagyság is eltörpül amellet a mennyiség mellett, amely az emberi tevékenység következtében kerül a környezetbe, mert mindenütt keletkezik, ahol szerves anyagok magas hőfokon tökéletlenül égnek el. Így jelentős mennyiségű PAH-ot tartalmaz a korom, a kátrány, a szurok, a kőolaj, a petróleum, a bitumen, a dízelmotorok kipufogó gázai, a cigarettafüst és a kátrány. Mindezek a források szennyezik a munkahelyek (pl. lakások), valamint a települések levegőjét: utóbbiból napjainkig mintegy 18 féle különböző policiklikus szénhidrogént mutattak ki. Policiklikus szénhidrogéneket mutattak ki továbbá az olajfinomítók, kátrányfeldolgozók, műanyag és festékgyárak, valamint a garázsok szennyvizéből, illetve a gázgyárak, petróleumfinomítók és benzinkutak környezetében vett talajmintákból. Innen a PAH-anyagok bejuthatnak az ivóvízbe, és onnan a növényekbe. Mindezek alapján az emberi szervezetbe kerülő policiklikus szénhidrogének mennyiségét évente 3,5 mg-ra becsülik. A behatolási kapu elsősorban a légzőrendszer, de szóba jön a gyomor- és bélcsatorna, valamint a bőr is. A felszívódott PAH-anyagok a májba jutnak, ahol a microsomalis monoxidázok azokat 7,8 epoxidszármazékokká alakítják át, majd az ugyancsak microsomalis epoxidhidrázok 7,8-dihidrollá redukálnak. A végső átalakítást a vegyes funkciójú oxidázok végzik, az így keletkező 7,8-dihidriol-9,10-epoxid DNS-bázisokhoz (főleg guaninhoz) kötődik. A metabolitok kiürítése részben a vizelettel, részben a széklettel történik: mennyiségük napi 2-4,5 µg-ra tehető. A *heveny* és az *idiült mérgezés* tünetei nem ismeretesek. Csak egy részük *karcinogén*, vannak köztük *kokarcinogének* és *inaktívak* is. A legerősebb karcinogén aktivitást az angulárisan anellált 4-, 5-, 6-gyűrűs PAH-ok mutatják (amelyekben a gyűrűk középpontja tompaszögge megtört vonalra esik). A PAH-ok indikátor vegyülete a legerősebb karcinogén aktivitást mutató 3,4-benzpirén /benzo(a)pirén, a továbbiakban BaP/. A gyűrűben hidrogént helyettesítő csoportok a karcinogenitást módosítják, általában erősítik. A kiindulási vegyületeket *promotornak* tekinthetjük, ezekből metabolikus folyamatokon keresztül, főleg a máj enzimek hatására képződik a szervezetben a mutagén hatást kifejtő *ultimát karcinogén* anyag (oxid- vagy peroxid típusú vegyület), mely a DNS-sel és az RNS-sel reakcióba lép. A metabolitok a változatlan PAH-okkal együtt a vizelettel és a széklettel ürülnek. Az elimináció két lépésben történik, az első, gyors szakaszt a zsírszövetben való felhalmozódásuk követi, ahonnan csak lassan távoznak. A PAH vegyületek irritatívak, szenzibilizálnak, potenciálisan karcinogének emberre. A karcinogenitás az expozíció módjától is függ.

Rákkeltő és mutagén PAH-ok:

- benzo(a)antracén
- benzo(a)pirén
- benzo(b)fluorantén

benzo(j) fluorantén
benzo(k)fluorantén
krizén
ciklopenta(c,d)pirén
dibenzo(a,e)pirén
dibenzo(a,h)antracén
dibenzo(a,i)pirén
indeno(1,2,3-cd)pirén
5 nulilkrizén

Rákkeltő de nem (biztosan) mutagén PAH-ok:

benzo(c)fenantrén
dibenzo(a,h)pirén
dibenzo(a,l)pirén

Mutagén de nem rákkeltő PAH-ok:

benzo(e)pirén
benzo(g,h,i)perilén
fluorantén
perilén
trifenilén

Állatkísérletekben egérben a bőr ecsetelésével bőrtumorokat, subkután injekciókkal szarkómákat a légutakba történő fecskendezéssel tüdőtumorokat, az uterusba történő implantációval méhdaganatokat, hólyagba történő fecskendezéssel hólyagtumorokat, a lépbe történő fecskendezéssel leukémiát, míg patkányokban hasonló beavatkozásokkal szarkómát és tüdőtumorokat, nyulakban bőrtumorokat lehet előidézni.

Ami az emberi patológiát illeti, összefüggést találtak a kéményseprők herezacskó-rákja, az aszfaltmunkások bőrrákja, az alumíniumkohók dolgozóinak hörgőrákja és a fokozott PAH-expozíció között. Felmerült a városi levegő policiklikus szénhidrogén tartalmának és a hörgőrák összefüggésének kérdése is, ez azonban máig tisztázatlan.

Az élelmiszerek karcinogen szennyeződése és az emberi megbetegedések közötti összefüggésre többen is felhívták a figyelmet: a Bodeni tó, a Rigai öböl és Izland tengerparti lakosságának magas gyomorrák-frekvenciáját a füstölt sertés- és halhús túlzott fogyasztására vezetik vissza, és valóban, egyes minták benz[a]pirén-tartalmát csak mg/kg-os nagyságrendben lehetett megadni. Végül meg kell említeni, hogy a dohányzás kétségtelen szerepét a hörgőrák előidézésében a dohányfüst policiklikus szénhidrogén tartalmára vezették vissza. Ma már tudjuk, hogy ebben a fentebb említett nitrozált alkaloidoknak is jelentős szerep jut.

Végül is mai tudásunk alapján a policiklikus szénhidrogének rákkeltő hatása állatkísérletekben bizonyított, munka-egészségügyi megfigyelések alapján emberben valószínű. A környezetben előforduló policiklikus szénhidrogének szerepe az emberi daganatos betegségek növekedésében azonban még további bizonyításra szorul.

A PAH-ok szerves anyagok tökéletlen égéskor keletkeznek, az ipari objektumok (alukohók, hőerőművek, kőolajfinimítók, kokszolók, stb.), közlekedési főútvonalak, repülőterek környezetében nagy mennyiségben jutnak a levegőbe, kiülepednek a talajra és a növényzetre.

Az ilyen szennyezett területen termelt élelmiszerek, illetve élelmiszer nyersanyagok PAH tartalma a tiszta környezetben termeltéhez képest nagyságrenddel nagyobb is lehet. A levegőben lévő füstgázokból, porból, koromból, kipufogó gázokból a növényi élelmiszerek felületére rakódott poliaromás vegyületek a vegetációs időszak alatt lassan beleoldódnak a

zöldség-, gyümölcs- és gabonafélék külső viaszrétegébe, tehát vizes mosással ezekről a terményekről nem távolíthatók el.

Az erősen szennyezett levegőjű ipari centrumok közelében termesztett gabonafélék az irodalmi adatok szerint 1-4 µg/kg benzo/a/pirént és közel 10-50 µg/kg négy, illetve annál nagyobb gyűrűszámú poliaromás szénhidrogént tartalmazhatnak, átlag kétszer-háromszor többet, mint a tiszta levegőjű, ipari létesítményektől távol fekvő mezőgazdasági területeken termelt gabonafélék.

A hazai mérési eredmények is igazolták, hogy a fő közlekedési útvonalak és ipartelepek közelében termelt gabonában a benzo/a/pirén és a többi PAH mennyisége nagyobb, mint az ezen létesítményektől távol termelt különféle gabonákban. A különbség benzo/a/pirén esetén búzánál kétszeres, árpánál csaknem négyszeres. A szennyezett területről származó gabonafélék átlagos benzo/a/pirén tartalma Magyarországon 2,1 µg/kg, összes PAH tartalma (11 féle) 4,52 µg/kg volt.

Különbségek mutattak ki a **gyümölcs- és zöldségfélék** esetében is. Iparvidéken termelt alma **héjában** pl. 30-60 µg/kg benzo/a/pirént mutattak ki a tiszta levegőjű villanegyedben termelt alma héjának 0,2-0,5 µg/kg-os értékével szemben.

Leveles zöldségfélék (saláta, káposzta, paraj, stb.) nagy felületükön lényegesen nagyobb mennyiségben koncentrálnak PAH-okat, mint a kis fajlagos felületű zöldségfélék (pl. paradicsom).

A hazai zöldség és gyümölcs minták PAH tartalma a rendelkezésre álló főként az 1980-as évekből származó adatok alapján viszonylag magas. A szintek a gyümölcsökben általában kisebbek, valószínűleg kisebb fajlagos felületüknek köszönhetően.

A salátában az OÉTI-ben mért benzo/a/pirén tartalom a termelőhely szennyezettségétől függően 0,4-14 µg/kg között van. A felső értéket egy Százhalombatta környékéről származó minta adta. Kelkáposztában a benzo/a/pirén szennyezettsége 2,1-5,0 µg/kg között változott.

Bizonyos növények képesek felvenni a benzo/a/pirént és egyéb PAH-okat a talajból is, így a **gyökérszöldségek**, elsősorban a **sárgarépa** PAH szennyezettsége a talaj szennyezettségének megfelelően alakul. Ugyancsak az OÉTI adatai szerint a szennyezett környezetben termelt sárgarépa benzo/a/pirén tartalma 3,5-8,5 µg/kg, a nem szennyezett területen termelté pedig csak 0,3-0,4 µg/kg.

Az **állati eredetű** élelmiszer nyersanyagok gyakorlatilag **mentesek** a PAH-októl benzo/a/pirénnel szennyezett takarmány huzamosabb ideig történő etetése után sem lehetett a különféle állatok húzában, tejében vagy tojásában felhalmozódást kimutatni.

Irodalmi adatok alapján a női tej PAH tartalma 3-30 ng/kg között van (0,003-0,03 µg/kg)
Az élelmiszerekbe a PAH-ok több úton juthatnak be: a levegőben lévő füstgázokból, a talajból mint **környezeti eredetű szennyezőanyagok**, és az élelmiszeripari feldolgozás során, továbbá egyes PAH-okkal szennyezett csomagoló- és burkolóanyagok révén mint **technológiai eredetű szennyeződések**.

Fontos tudni, hogy **a táplálékkal a szervezetünkbe jutó karcinogén PAH-ok fő forrása a szennyezett levegőjű helyeken termelt zöldségfélék**, mellettük a füstölt élelmiszerek jelentősége eltörpül

8. táblázat

Az egy főre eső átlagos benzo/a/pirén bevitel élelmiszerek útján

(Soós K., OÉTI, 1977)

	Évi fogyasztás kg/fő	Tipikus benzo/a/pirén tartalom (mg/kg)	Átlagos benzo/a/pirén felvétel (mg/fő/év)
Gyümölcsfélék	67,3	1,45	97,6
Zöldségek	86,7	3,87	335,5
Étolaj	2,5	4,8	12,0
Margarin	1,4	4,6	6,6
Kenyér	94,2	0,66	62,2
Péksütemény	11,9	0,7	8,3
Édesipari lisztesáru	3,4	0,87	2,9
Füstölt hús és készítmények	9,34	0,67	6,2
Füstölt sajt	0,09	0,95	0,1
Babkávé ital*	19,1	0,4	7,6
Összesen			539,0

*Ennek mennyisége az évi 2,29 kg babkávé fogyasztásból került meghatározásra a szokásos főzési arány (120 g babkávé [1 liter/kávé ital] figyelembevételével).

Az 539,0 $\mu\text{g}/\text{fő}/\text{év}$ értékből számított napi benzo/a/pirén bevitel 1,47 $\mu\text{g}/\text{fő}/\text{nap}$ volt Magyarországon 1977-ben. Azóta ilyen részletes vizsgálat nálunk nem történt, de a részleges, egy-egy élelmiszercsoporttal végzett vizsgálatok csökkenő környezetszennyeződési szintekre utalnak. Az Európai Unió országaiban az elmúlt években végzett expozíciós vizsgálatok lényegesen kisebb, vagyis 14-320 $\text{ng}/\text{fő}/\text{nap}$ bevitt valószínűsítettek, azonban ezekben a számításokban a zöldségeket, margarint és a kávé nem vették figyelembe!

A humán napi összes PAH felvételt az élelmiszerek útján 3,7 $\mu\text{g}/\text{főre}$ becsülik (0,05 $\mu\text{g}/\text{tkg}$). Ennek megfelelően élelmiszerbiztonsági szempontból rendkívül sürgős feladat lenne elsősorban a környezeti szennyeződés jó indikátorainak tekintett nagylevelű zöldségfélék és nagy felületű bogyós gyümölcsök PAH tartalmának felmérése és további szennyeződés megakadályozását **kikényszerítő határértékek** megállapítása.

Egyes **élelmiszeripari technológiai folyamatok** is hozzájárulhatnak PAH-ok keletkezéséhez, illetve a végtermék szennyeződéséhez. Az élelmiszeripari folyamatok közül a **füstölés** volt az első, melyről bebizonyították, hogy benzo/a/pirén szennyeződést eredményez. A füstölt élelmiszerek fogyasztásával hozták összefüggésbe legelőször a rák előfordulás gyakoriságát. Több országban is megfigyelték, hogy a füstölt élelmiszereket rendszeresen nagy mennyiségben fogyasztó lakosság körében sokkal több gyomorrák megbetegedés fordul elő.

A füstölt termékek benzo/a/pirén tartalma és a füstölés paraméterei között többféle lényeges összefüggés van. A füst képzésére szolgáló fa vagy fűrészporszór izzási hőmérsékletének növekedése a füstölt élelmiszer benzo/a/pirén tartalmának növekedéséhez vezet. Legkevesebb PAH a 300-400 °C-os izzási hőmérséklete mellett keletkezik. A puhafából lényegesen nagyobb mennyiségben keletkeznek PAH-ok, mint a keményfából. Füstszűrők és elektrosztatikus füstölés alkalmazása, továbbá a füstölésre szánt áru burkolása útján a káros PAH-ok mennyisége a termékben lényegesen csökkenthető.

A füstölt húsok és halak 3,4 benzopirén tartalma az 1950-1960-as években az irodalmi adatok szerint széles határok között változott, esetenként az 50-60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -ot is elérte.

A füstölés során a PAH-ok a termék felületére rakódnak és állás közben lassan a termék belsejébe diffundálnak. A füstölési körülmények (keményfa, hőmérséklet, burkolás, stb.) szabályozásával jelentősen csökkenthető volt az így készült élelmiszerek szennyezettsége. Magyarországon egészségügyi miniszteri rendelet írja elő, hogy füstölt húsokban 1 µg/kg, füstölt halakban legfeljebb 2 µg/kg benzo/a/pirén lehet jelen. A füstaromával készített élelmiszerekben a Magyar Élelmiszerkönyv 12-88/388 számú előírása mindössze 0,03 µg/kg BaP jelenlétét engedi meg.

Az élelmiszer-feldolgozás egyéb műveletei közül a **sütés**, a **pirítás** és a **pörkölés** ugyancsak PAH-ok képződéséhez vezethet. A kereskedelmi forgalomból vett, **jól megsütött** kenyerekben (a héjában) 0,4-1,1 µg/kg szinten mutatható ki benzo/a/pirén. A kétszersültekben ennél több, az egyéb péksüteményekben kevesebb PAH van jelen. A **grill-sütés** faszéneken általában nagyobb mennyiségű benzo/a/pirént eredményez a termékekben, mint a szokásos füstölési eljárások. A **pörkölt kávéból** magába a kávéitalba a PAH-oknak csak kb. a tizedrésze megy át. A vízben egyébként oldhatatlan benzo/a/pirén oldhatósága a kávé koffeintartalmának növekedésével együtt nő.

Az élelmiszerek **szárítása** szintén jelentős forrása lehet a PAH-oknak. A mesterséges szárítás többféle élelmiszer, így a gabona, zöldségfélék, fűszerek, tea, gyümölcsfélék feldolgozása során alkalmazott művelet. Ha a szárítás ún. direktgázos eljárással, tehát az elégetett kokszt vagy gázolaj hideg levegővel kevert forró füstgázaival történik, az élelmiszerek PAH tartalma megnövekedhet. A növekedés a fűtőanyagtól és a szárítási hőmérséklettől függ. Gázzal végzett szárítás esetén a növekedés kicsi, olajtüzelés esetén számottevő, barnaszén esetén a növekedés akár tízszeres lehet.

További forrása lehet a PAH szennyeződésnek a nem megfelelő tisztaságú **extraháló oldószerek** (pl. benzin) alkalmazása a növényolajiparban. Magyarországon ma már csak tiszta hexán vagy heptán használható oldószerként. Az olajok huzamos hevítése a benzo/a/pirén és a többi PAH mennyiségének csökkenéséhez vezet magában az olajban, azok termikus bomlása következtében.

PAH szennyeződések az élelmiszerekbe az e csoportba tartozó vegyületekkel szennyezett **csomagoló- és burkolóanyagokból** is bejuthatnak. A legfontosabb ilyen közvetítőanyagok az élelmiszercsomagoló papírok impregnálása, műanyagokban segédanyagként alkalmazott kemény paraffinok és sajtburkolásra használt mikrokristályos viaszok (cerezinek), továbbá a csomagolóanyagokban, csővezetékben színezésre, stabilizálásra használt korom.

II. Vizsgálati (mérési) eredmények

1.) A Nemzeti Környezetegészségügyi Akcióprogram (NEKAP) keretében poliklórozott vegyületek női tejben lévő szintjeinek meghatározására az OÉTI-ben végzett vizsgálatok eredményei

A Nemzeti Környezetegészségügyi Akcióprogram (NEKAP) keretében korábban végzett vizsgálataink azt sugallták, hogy a környezet, benne az élelmiszerek zsírolható perzisztens vegyületekkel történt szennyezettségének legjobb indikátoraként számon tartott női tej minták poliklórozott bifenil (PCB) tartalma az ország különböző területein eltérő lehet.

A kérdés tisztázására az ország ipari és mezőgazdasági térségeiből származó 219 anyatej minta kapillárokromatográfiás vizsgálatát végeztük el, melynek során meghatároztuk az összes PCB és az egyes PCB kongenerek, továbbá a savra nem érzékeny klórozott szénhidrogének közül a DDT és metabolitjai (DDD és DDE) és a HCH izomerek szintjét.

A poliklórozott vegyületek meghatározását az alábbiak szerint végeztük. A homogenizált anyatej mintákhoz nátrium-oxalátot és etilalkoholt adtunk, majd dietiléter és petroléter elegyével kiráztuk, a kivonatot bepároltuk majd a zsíros maradékot hexánban felvéve tömény kénsavval tisztítottuk. A hexános fázisból határoztuk meg a PCB és savra nem érzékeny klórozott szénhidrogén hatóanyagú peszticid tartalmat 5890 Series II gázkromatográfjal, 50 m-es CP-Sil 8 CB kapilláris oszlopon, hőmérséklet programmal, elektronbefogásos detektorral. A vizsgálati eredmények GC-MS megerősítése az OKI Központi Laboratóriumban folyamatban van. Standardként 20 kongénerekből álló PCB keverék és HCH-izomereket, DDT-t és metabolitjait tartalmazó klórozott szénhidrogén keverék szolgált. A meghatározott kongénerek a következők voltak: 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180.

A vizsgálatok eredményeit területenkénti csoportosításban, táblázatokban foglaltuk össze a következő oldalakon.

Értékelés:

Amint a táblázatok adataiból kitűnik, az anyatej minták összes PCB tartalma a vizsgált körzetekben jelentősen eltérő.

A 30 évvel ezelőtt növényvédő szerként használt HCH és DDT maradékok esetében is vannak különbségek a mért értékekben területenként és egyedenként egyaránt. A HCH izomerek tekintetében a fővárosi anyatejekben találtuk a legnagyobb és a BAZ valamint Baranya megyeiekben a legkisebb szinteket. Az összes DDT koncentrációk közötti eltérések a legkisebbek, az ország szinte egyenletesen szennyezettnek tűnt. Az eredmények azt mutatják, hogy az 1970-es években betiltott DDT fő metabolitja a DDE még mindig jelen van minden anyatejben Magyarországon.

A DDT és PCB-k kivétel nélkül minden anyatej mintából kimutathatók voltak, koncentrációjuk azonban széles határok között mozgott. A legmagasabb DDT értékeket, mint az várható volt elsősorban a mezőgazdasági megyékben mértük, így Szabolcs-Szatmár, Békés, Hajdu-Bihar megyékben. Komárom-Esztergom megyében egy kiemelkedően magas értéket mértek, melyről megállapítottuk, hogy a kismama falusi környezetből származik. A PCB tartalom esetében - mint az várható volt - inkább az ipari megyékben és a fővárosban mértünk magasabb értékeket. Kivételt képezett Békés megye, ahol valószínűleg a jugoszláv háború közelsége játszhatott szerepet.

EREDMÉNYEK:**VESZPRÉM MEGYE****Mintaszám: 22 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,052	0,028	0,065	0,008-0,507
28	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
52	0,009	0,007	0,026	0,003-0,028
101	0,004	0,002	0,014	<0,0001-0,020
118	0,002	0,002	0,004	<0,0001-0,006
153	0,007	0,006	0,011	0,0001-0,018
138	0,005	0,005	0,008	<0,0001-0,015
180	0,004	0,004	0,008	<0,0001-0,014
HCB	0,022	0,021	0,031	0,006-0,036
összes-HCH	0,017	0,014	0,040	0,006-0,049
összes-DDT	0,214	0,198	0,404	0,076-0,700
p,p'-DDE	0,198	0,177	0,365	0,002-0,694

HAJDU-BIHAR MEGYE**Mintaszám: 21 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,023	0,023	0,036	0,004-0,036
28	<0,0001	<0,0001	<0,0001	- -
52	0,0097	0,0055	0,013	0,003-0,078
101	<0,0001	<0,0001	<0,0001	- -
118	0,0026	0,0021	0,0064	<0,0001-0,007
153	0,0049	0,0054	0,0076	<0,0001-0,0098
138	0,0034	0,0033	0,006	<0,0001-0,0078
180	0,0043	0,0047	0,0064	<0,0001-0,0074
HCB	0,015	0,016	0,029	<0,001-0,034
összes-HCH	0,018	0,018	0,034	0,002-0,055
összes-DDT	0,385	0,360	0,868	0,016-0,904
p,p'-DDE	0,344	0,332	0,720	0,016-0,820

GYŐR-MOSON-SOPRON**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,058	0,050	0,130	0,012-0,151
28	0,0011	<0,0001	0,0014	<0,0001-0,0018
52	0,0021	0,0019	0,0036	<0,0001-0,0057
101	0,0014	<0,0001	0,0027	<0,0001-0,0060
118	0,0025	0,0024	0,0040	<0,0001-0,0045
153	0,0150	0,0140	0,022	<0,0001-0,041
138	0,0120	0,0110	0,020	0,0044-0,0280
180	0,0100	0,0098	0,018	<0,0001-0,0210
HCB	0,017	0,020	0,043	<0,001-0,046
összes-HCH	0,068	0,031	0,131	0,005-0,391
összes-DDT	0,390	0,379	0,624	0,210-0,670
p,p'-DDE	0,305	0,292	0,494	0,153-0,576

SZABOLCS-SZATMÁR-BEREG MEGYE**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,039	0,039	0,077	0,011-0,079
28	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
52	0,0086	0,0082	0,0181	0,0003-0,0399
101	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
118	0,0024	0,0025	0,0039	0,0006-0,006
153	0,0390	0,0072	0,0288	<0,0001-0,037
138	0,0072	0,0054	0,0184	<0,0001-0,0229
180	0,0051	0,0042	0,0108	<0,0001-0,0131
HCB	<0,001	<0,001	<0,001	--
összes-HCH	0,015	0,014	0,029	0,006-0,031
összes-DDT	0,627	0,421	1,876	0,131-1,894
p,p'-DDE	0,520	0,338	1,429	0,095-1,727

ZALA MEGYE**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,028	0,026	0,044	0,013-0,063
28+31+50	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
52	0,0078	0,0083	0,0155	<0,0001-0,0303
101	0,0004	<0,0001	0,0005	<0,0001-0,0059
118	0,0053	0,0011	0,0048	<0,0001-0,0077
153	0,0050	0,0049	0,0086	0,0023-0,0116
138	0,0030	0,0050	0,0080	<0,0001-0,0130
180		0,0029	0,0043	0,0017-0,0047
HCB	<0,001	<0,001	<0,001	--
összes-HCH	0,011	0,011	0,017	0,004-0,019
összes-DDT	0,426	0,286	0,957	0,159-1,564
p,p'-DDE	0,401	0,261	0,919	0,149-1,558

BÉKÉS MEGYE**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0832	0,0892	0,1240	0,0348-0,1500
28+31+50	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
52	0,0117	0,0105	0,0203	<0,0001-0,0385
101	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
118	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
153	0,0120	0,0100	0,0217	0,0009-0,0284
138	0,0108	0,0083	0,0180	0,0046-0,0223
180	0,0089	0,0059	0,0113	0,0026-0,0122
összes-HCH	0,0800	0,0577	0,0903	0,0297-0,1236
összes-DDT	0,5403	0,4262	0,7540	0,1139-2,1867
p,p'-DDE	0,5245	0,4180	0,7390	0,1070-2,1760

BORSOD-ABAÚJ-ZEMPLÉN MEGYE**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0819	0,0591	0,0952	0,0205-0,5038
28+31+50	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001-0,0865
52	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001-0,0140
101	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
118	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001-0,0400
153	0,0310	0,0139	0,0282	<0,0001-0,114
138	0,0271	0,0102	0,0171	0,0013-0,0775
180	0,0098	0,0078	0,0138	<0,0001-0,0597
összes-HCH	0,0498	0,0481	0,0828	0,0174-0,1151
összes-DDT	0,5224	0,3628	1,0302	0,059-1,1509
p,p'-DDE	0,5147	0,355	1,0250	<0,0001-1,1380

BARANYA MEGYE**Mintaszám: 20 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0522	0,0452	0,0865	0,0144-0,1608
28+31+50	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
52	0,0092	0,0039	0,0244	<0,0001-0,0309
101	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
118	<0,0001	<0,0001	<0,0001	--
153	0,0087	0,0039	0,0183	<0,0001-0,0444
138	0,0077	0,0050	0,0144	<0,0001-0,0298
180	0,050	0,0032	0,0085	0,0008-0,0229
összes-HCH	0,03563	0,0334	0,0697	0,0201-0,0858
összes-DDT	0,4054	0,2658	0,5559	0,0840-1,8921
p,p'-DDE	0,4167	0,2580	0,5500	0,0813-1,8818

KOMÁROM-ESZTERGOM MEGYE**Mintaszám: 21 db**

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0594	0,0412	0,1339	0,0143-0,294
28+31+50	0,0005	0,0004	0,0006	<0,0001-0,0014
52	0,0010	0,00630	0,0283	0,0008-0,0468
101	0,0002	--	--	<0,0001-0,0007
118	0,0011	0,0017	0,0020	<0,0001-0,0035
153	0,0124	0,0063	0,0091	<0,0001-0,0842
138	0,0129	0,0088	0,0107	<0,0001-0,0759
180	0,0071	0,0055	0,0117	<0,0001-0,0298
összes-HCH	0,0782	0,0605	0,1064	0,0211-0,2677
összes-DDT	0,4888	0,2850	0,5955	0,1589-3,1771
p,p'-DDE	0,4725	0,2730	0,5730	0,155-3,1160

BUDAPEST
Mintaszám: 20 db

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0759	0,0448	0,1477	0,0093-0,2520
28+31+50	0,0009	0,0006	0,0012	<0,0001-0,0079
52	0,0032	0,0028	0,0051	<0,0001-0,0061
101	0,0005	<0,0001	0,0005	<0,0001-0,0025
118	0,0022	0,0014	0,0049	<0,0001-0,0090
153	0,0185	0,0081	0,0413	0,0023-0,0910
138	0,0170	0,0098	0,0356	0,0028-0,0718
180	0,0120	0,0083	0,0248	0,0013-0,0354
összes-HCH	0,1626	0,1112	0,2418	0,0218-0,8408
összes-DDT	0,6340	0,4348	1,2681	0,1223-1,6461
p,p'-DDE	0,5910	0,4230	1,1680	0,1170-1,6228

HATVAN és környéke Mintaszám: 15 db

	átlag (mg/kg zsír)	medián (mg/kg zsír)	90 % érték (mg/kg zsír)	szélsőértékek (mg/kg zsír)
összes-PCB	0,0228	0,0185	0,0374	0,0097-0,0459
28+31+50	0,0010	0,0009	0,0016	0,0005-0,0017
52	0,0085	0,0045	0,0157	0,0028-0,0280
101	0,0008	0,0008	0,0013	<0,0001-0,0022
118	0,0008	0,0008	0,0010	0,0006-0,0011
153	0,0220	0,0020	0,0033	0,0004-0,0043
138	0,0314	0,0033	0,0045	0,0006-0,0060
180	0,0150	0,0012	0,0022	0,0005-0,0027
összes-HCH	0,0740	0,0598	0,1213	0,0271-0,1655
összes-DDT	0,6991	0,5878	1,0894	0,1186-1,7778
p,p'-DDE	0,6865	0,5878	1,0856	0,1144-1,7543

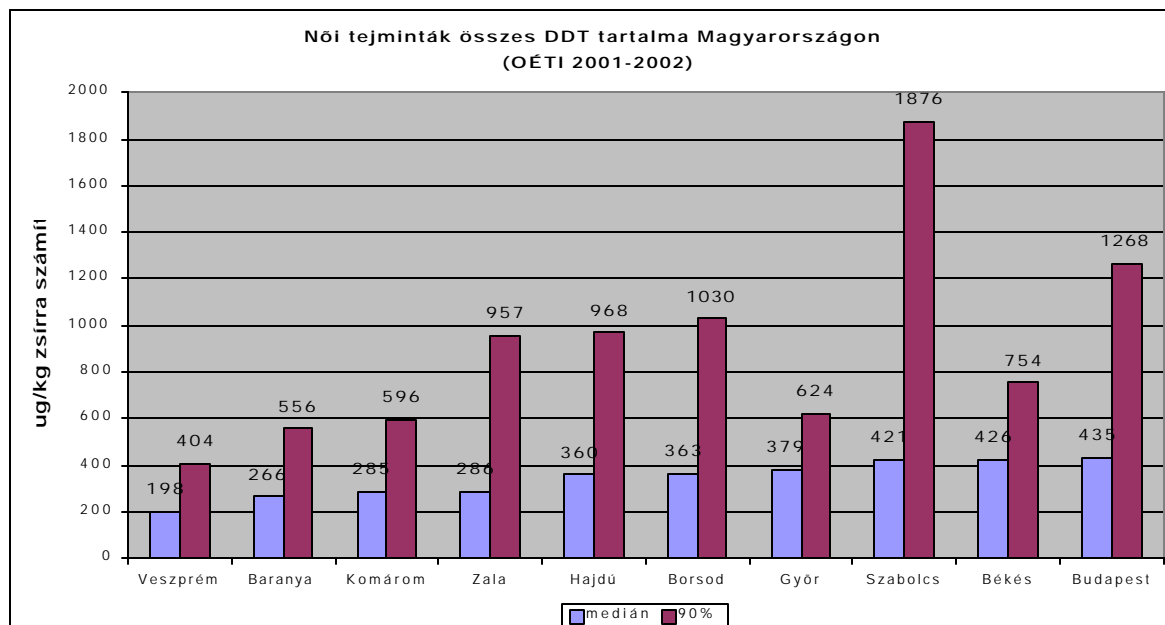
Női tej minták összes DDT és összes PCB tartalmának legmagasabb értékei

	Veszprém	Hajdu- Bihar	Győr- Moson- Sopron	Szabolcs- Szatmár	Zala	Békés	Borsod- Abaúj- Zemplén	Baranya	Komárom- Esztergom	Budapest
ö-DDT >0,5 mg/kg zsír	0,700	0,609 0,670 0,674	0,522 0,548 0,624 0,670	0,866 0,881 1,729 1,876 1,894	0,512 0,610 0,806 0,957 1,564	0,521 0,557 0,702 0,746 0,759 2,183	0,588 0,618 0,625 0,633 0,802 0,864 0,875 1,030 1,047 1,151	0,552 1,442 1,887	0,551 0,570 0,596 0,876 3,177	0,513 0,642 0,909 1,000 1,239 1,268 1,646
ö-PCB >0,1 mg/kg zsír	0,506					0,101 0,116 0,124 0,142 0,150	0,112 0,504	0,161	0,134 0,172 0,293	0,124 0,148 0,251

A különböző megyékből származó anyatejek összes DDT tartalmának átlagértékei nem térnek el jelentősen egymástól, mely bizonyítéka annak, hogy bár első között tiltottuk be a DDT-t, mégis hazánkban is környezeti szennyezővé vált.

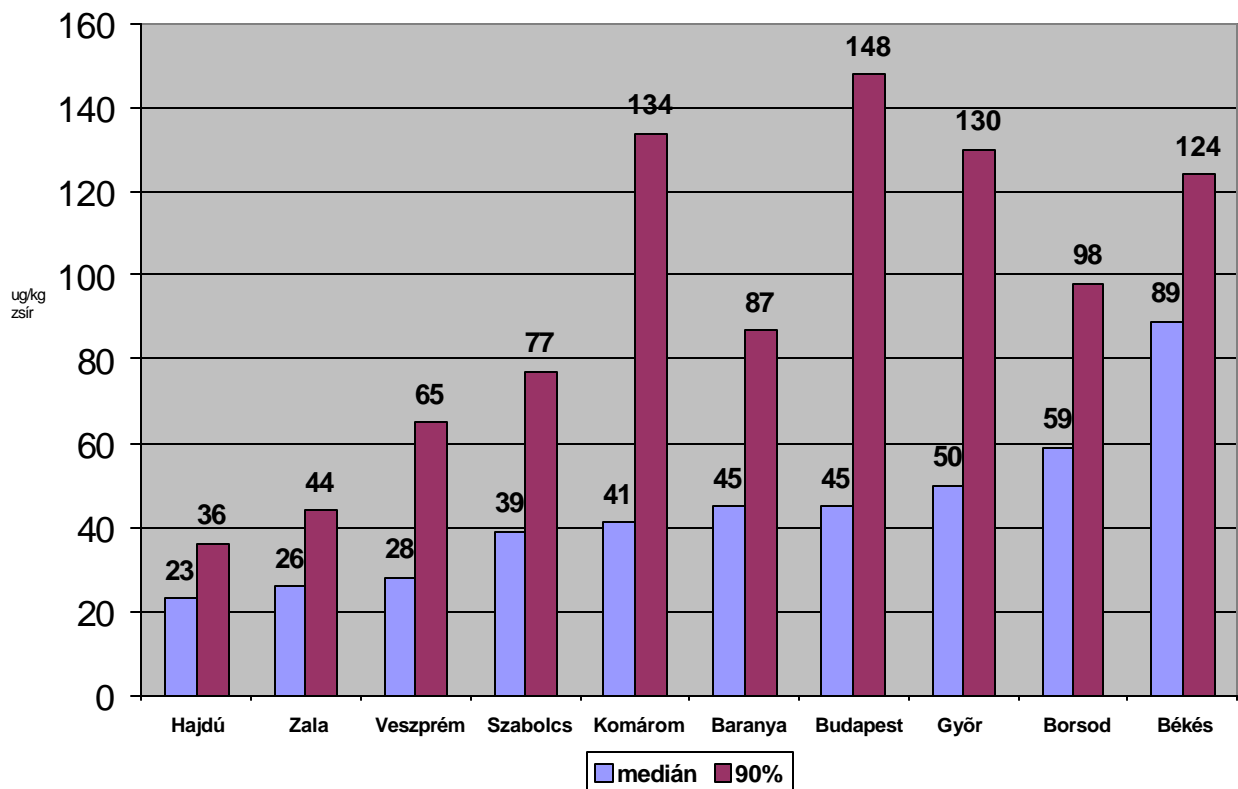
A DDT medián és 90 %-os értékeinek megyénkénti megoszlása a 6. ábrán látható. A medián értékekben nem tapasztaltunk jelentős eltéréseket, a legnagyobb 90 %-os értéket egy mezőgazdasági megyében (Szabolcs-Szatmár) mértük.

6. ábra. Női tej minták összes DDT tartalma Magyarországon (OÉTI, 2001-2002)



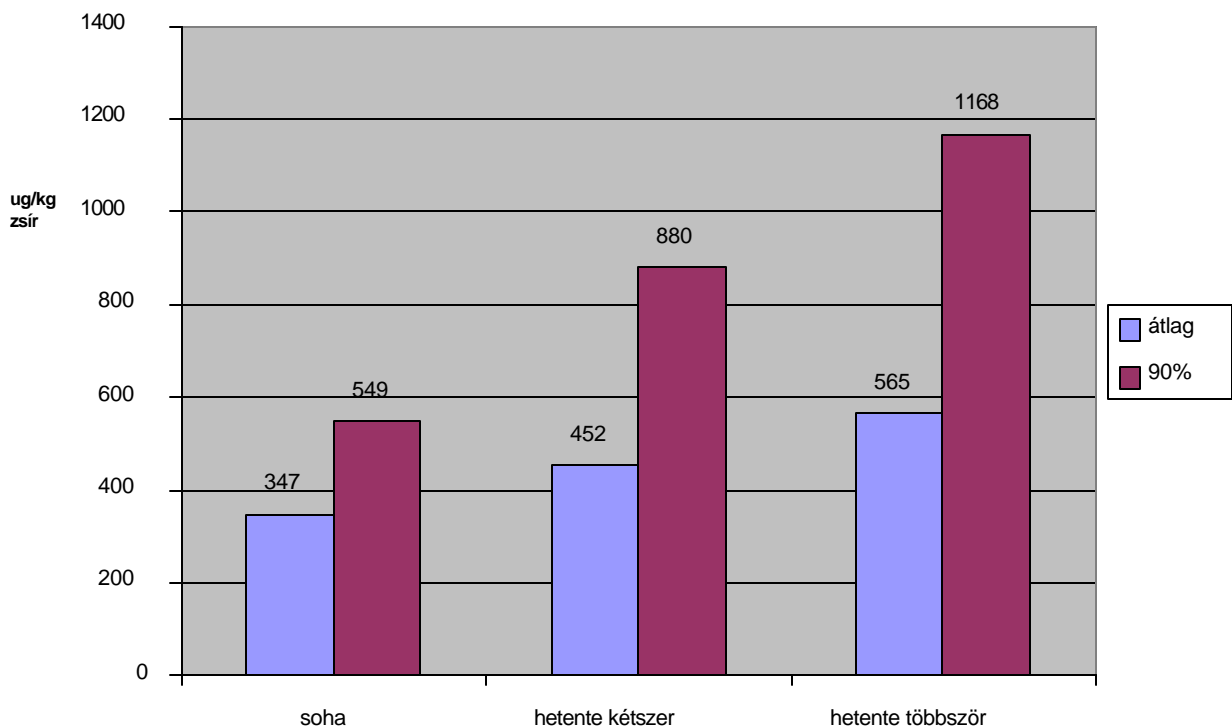
A PCB tartalom median és 90 %-os értékei a 7. ábrán láthatók.

7. ábra. Nőitej minták összes PCB tartalma Magyarországon 2001-2002



Az ipari megyékben és Budapesten mind a medián, mind a 90 %-os értékek magasabbak voltak, megynként jelentős eltérések láthatók.

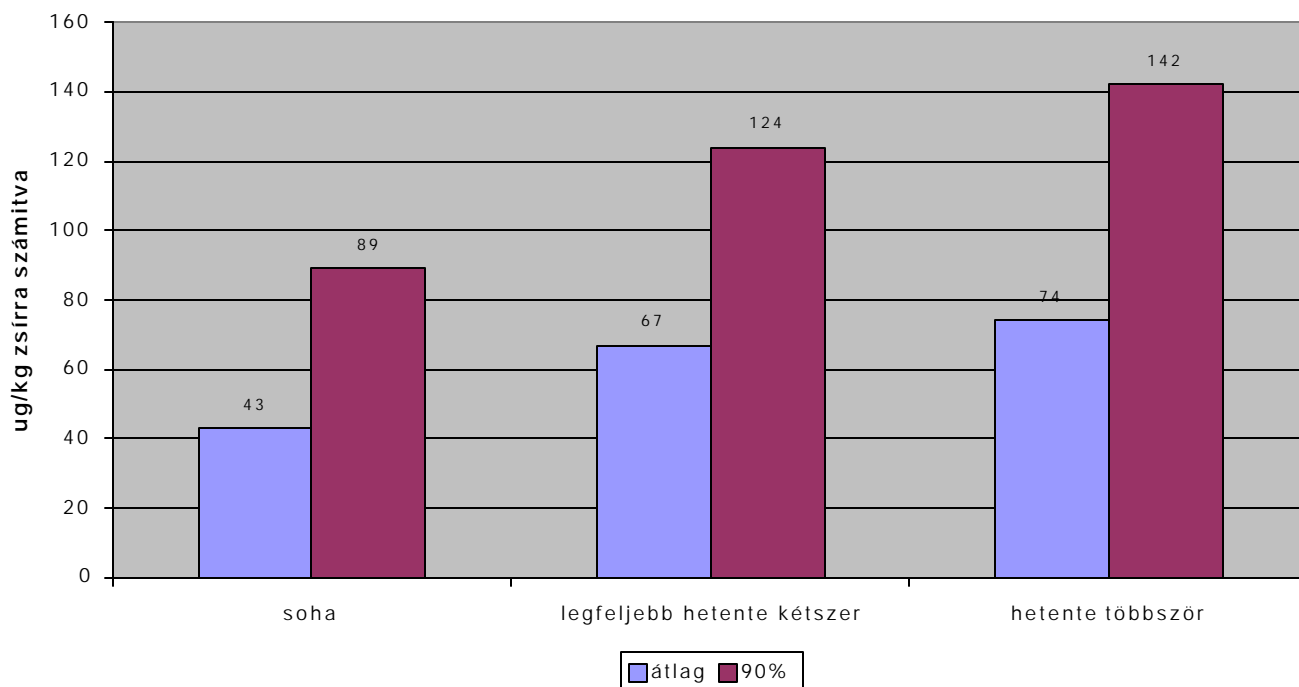
8. ábra. Női tejek összes DDT tartalma a sajtófogyasztás gyakorisága szerint (OÉTI 2001-2002)



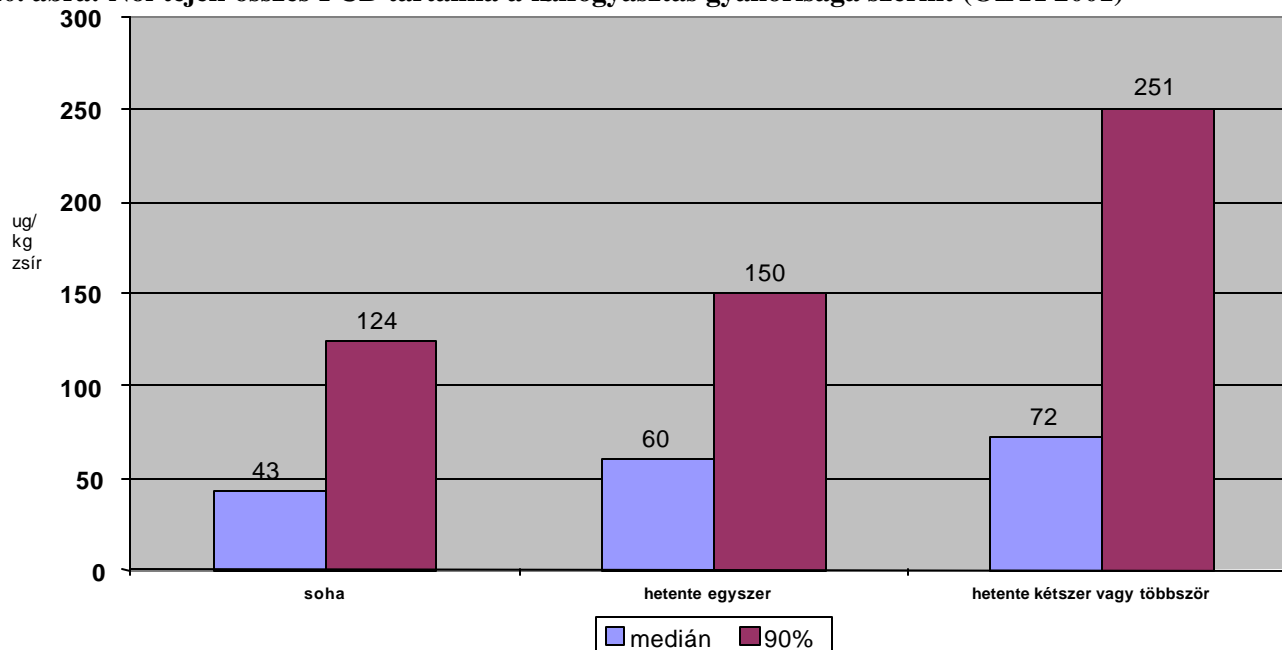
Mivel az emberi szervezet poliklórozott vegyület tartalma döntő többségében az élelmiszerek útján jut a szervezetbe, vizsgáltuk a szoptató anya táplálkozása és anyatejének DDT és PCB tartalma között összefüggést. A kismamák táplálkozási szokásait kérdőívek kitöltésével mértük fel. Eredményeinket 8., 9 és 10. ábrákon tüntettük fel. Megfigyelhető, hogy a sajt fogyasztás gyakorisága hozzájárul az anyatej PCB és DDT tartalmának növeléséhez. Hozzájárul az expozícióhoz a halfogyasztás is, de mivel Magyarországon kicsi a fogyasztás, az adatok száma kevés ahhoz, hogy végső következtetéseket vonhassunk le. Kismértékű emelkedés a tejfogyasztás gyakoriságával is tapasztalható, de ez nem szignifikáns.

9. ábra

Női tejminták összes PCB tartalma a sajt fogyasztás gyakorisága szerint (OÉTI 2001)



10. ábra: Női tejek összes PCB tartalma a halfogyasztás gyakorisága szerint (OÉTI 2001)



2.) Nemzetközi programokban való részvétel

a.) A **Világméretű Környezeti Monitoring Rendszer** (Global Environment Monitoring System, GEMS) keretén belül folyó, az Élelmiszerek Szennyezettségét Felmérő és Értékelő Program (Food Contamination Monitoring and Assessment Programme) szokásos rövidítéssel GEMS/Food, az Egészségügyi Világszervezet (WHO = World Health Organisation) védnöksége alatt működik.

A program fő célkitűzései az alábbiak:

- adatgyűjtés bizonyos szennyezőanyagok szintjeiről egyes élelmiszerekben és a teljes napi étrendben, ezeknek az adatoknak az értékelése, a trendek nyomonkövetése, összefoglalók készítése, az élelmiszer ellenőrzés és a szennyező forrásnál tett intézkedések bátorítása
- bizonyos vegyi anyagok élelmiszerek útján történő bevitelének becslése a szennyezőanyag szintek és az élelmiszer fogyasztási adatok vagy más források figyelembevételével
- technikai segítségnyújtás azon országok kormányainak, amelyek monitoring programot akarnak indítani vagy szélesíteni
- adatszolgáltatás a Codex Alimentarius Commission (Kódex Főbizottság) részére az élelmiszerek szennyezőanyag szintjeiről, az e téren folyó munkák segítése

Az élelmiszerek és takarmányok szennyezettségét figyelő eredeti monitoring programban Magyarország a kezdetek óta, vagyis 1978 óta részt vesz. Együttműködő Központként a WHO az Országos Élelmezés- és Táplálkozástudományi Intézetet (OÉTI) jelölte ki.

Az elmúlt 25 évben Magyarország sok ezer adatot bocsátott a GEMS/Food Databank rendelkezésére a kért szennyezőanyag – élelmiszer párra vonatkozóan, melyek több WHO publikációban kerültek közzé. Az OÉTI természetesen nemcsak a saját mérési adatait küldte ki, hanem számos más hazai laboratórium adatait is. A GEMS/Food Monitoring Programme-ban tevékenyen részt vettek a Növényvédelmi Szolgálat, az Állategészségügyi és Élelmiszerellenőrző Szolgálat és a korábbi Közegészségügyi és Járványügyi Szolgálat laboratóriumai is.

A programban részt vevő országok illetékes szakemberei 2-4 évenként meghatározzák a vizsgálandó szennyezőanyagok és élelmiszerek körét. A prioritások megállapításának főbb szempontjai a következők:

a szennyezőanyag

- toxicitása, veszélyessége,
- perzisztens vagy ubiquiter-e,
- feldúsul-e a táplálékláncban,
- milyen mennyiségben jut a környezetbe,
- milyen szinten található az élelmiszerekben,
- tudjuk-e mérni stb.

az élelmiszer

- szerepe/aránya a napi étrendben,
- indikátornak tekinthető-e,
- a nemzetközi kereskedelemben jelentős-e stb.

A GEMS/Food jelenlegi igény listáján az alábbi POP vegyületeknek az itt felsorolt élelmiszerekben való vizsgálata szerepel:

Kontaminans	Élelmiszer
aldrin, dieldrin, DDT (p,p' - és o,p')	teljes tej, tejpor
TDE (p,p'), DDE (p,p'), endosulfán (α és β)	vaj, tojás, állati
endosulfán szulfát, endrin, hexaklórciklohexán (HCH α , β és γ), hexaklórbenzol (HCH)	zsírok és olajok
heptaklór, heptaklór epoxid és poliklórozott bifenilek (Kongéner szám: 28, 52, 101, 118, 138, 153 és 180), dioxinok (PCDD-k és PCDF-k)	női tej, teljes napi étrend, ivóvíz

Az elmúlt évben 2590 adatot szolgáltatott Magyarország a GEMS/Food részére a hazai élelmiszerek és női tejminták POP tartalmára vonatkozóan az Opal II. rendszer előírásainak megfelelő formában az Országos Élelmezés- és Táplálkozástudományi Intézet (2374 adat) és az Állategészségügyi és Élelmiszervizsgáló Szolgálat Nagyműszeres Laboratóriumainak eredményei (216) alapján.

b.) A **WHO-ECEH** (WHO European Centre for Environment and Health) eddig három alkalommal szervezett nemzetközi expozíciós vizsgálatokat a rendkívül veszélyes, perzisztens és zsíroldható poliklórozott bifenil (PCB), dioxin (PCDD) és dibenzofurán (PCDF) szintek felmérésére nő tejben. A vizsgálatok első fordulóját 1987-88-ban, második fordulóját 1992-93-ban, a harmadikat 2000-2001-ben szervezték meg. Magyarország az OÉTI szervezésével az első és a harmadik vizsgálatorozatban vett részt. A mintavételt és a minták kiküldését az OÉTI (az első fordulóban az Élelmiszerkémiai, a másodikban az Élelmiszer Adalékanyag és Kémiai Szennyezőanyag főosztály) szervezte meg és bonyolította le az illetékes ÁNTSZ intézetek és a beszerzett védőnők segítségével. Az első forduló mintavétele nem felelt meg teljes mértékben a WHO kritériumainak. A gyűjtött anyatej minták az első fordulóban Budapestről és Szentesről, a harmadik fordulóban ugyanebből a két térségből és Dorog környékéről származtak. A 2000-2001-es expozíciós vizsgálatok protokollját a WHO-ECEH az IPCS (International Programme on Chemical Safety) és a GEMS/Food (Global Environment Monitoring System/Food Contamination Monitoring and Assessment Programme) közösen dolgozták ki.

A vizsgálatok célja:

- Reális és összehasonlítható adatok gyűjtése az anyatej PCB, PCDD és PCDF szennyeződéseire a csecsemők egészségügyi kockázatának csökkentése érdekében.
- A korábbi két forduló (1987-88 és 1992-93) adatait figyelembe véve az expozíciós szintek trendjeinek meghatározása az előző fordulókban is részt vett országokban és térségekben.
- Általános áttekintést kapni az expozíciós szintekről a különböző országokban és térségekben.
- Azonosítani az erősen exponált helyi lakosságot, figyelemmel a napi bevitelre, amelynek alapján a kockázat csökkentő intézkedések, köztük követéses epidemiológiai vizsgálatok végezhetők.
- Elősegíteni - ha szükséges - a kiegészítő nemzeti felméréseket, melyek a WHO által szervezett felméréshez szorosan kapcsolódnak és azonos protokoll alapján bonyolíthatók le.

A mintavételre vonatkozó előírások igen szigorúak voltak és az alábbiakra terjedtek ki:

A vizsgálatokat az előző két fordulóhoz hasonlóan elegy női tej mintákból kell végezni. A mintákat az anyák lakóhely szerint jól definiált csoportjaitól kellett venni, minden országban legalább két (de ha lehetséges több) különböző expozíciós szintű régióból.

A donorok kiválasztásakor követelmény volt, hogy az anya első szülő és egészséges, a terhesség normál lefutású és az újszülött is egészséges legyen. Az anya csak egy gyermeket szoptasson és legalább 5 éve a kiválasztott területen éljen. Csak a csecsemőjüket kizárólag anyatejjel tápláló anyák jöhetnek szóba. Az anyatej minták gyűjtésekor az anya táplálkozási szokásaira vonatkozó kérdőívet kellett kitölteni az expozíciós trendek reális megítélése érdekében. A mintázásnak a szülés utáni két hét és két hónap közötti időszakban kellett megtörténnie. Minden anyától legalább 50 ml tejet kellett gyűjteni. Az elegytej az egyes anyáktól vett 50 ml-es legalább 10 részmintából készült az OÉTI-ben a WHO irányelvnek mindenben megfelelő módon. A kódszámmal ellátott mintákat eljuttattuk a laboratóriumi vizsgálatot végző freiburgi intézetbe (Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt, Freiburg), az egyesített kérdőíveket pedig a WHO-ECEH-be.

A mintavételi régiók kijelölésekor részben az első forduló mintavételi helyéhez igazodtunk, részben a szennyezettnek vélt Dorog és környékét választottuk. Ennek megfelelően Budapest és környéke, Dorog és környéke valamint Szentes és környéke került a programba. A mintavételben és a kérdőívek kitöltésében a védőnők működtek közre.

Az eredményeket a 9. és 10. táblázat tartalmazza.

9. táblázat: A magyar női elegytej-minták „dioxin” tartalma 2000-ben ng/kg zsírban kifejezve

Eredet	Zsír %	I-TEQ	WHO-TEQ	PCB-TEQ	2,3,7,8 TCDD	Összes TEQ PCDD+PCDF+PCB
Budapest	3,5	6,45	7,46	4,20	1,14	11,66
Komárom-Esztergom	3,6	4,54	5,26	2,38	0,75	7,64
Szentes és környéke	5,0	5,91	6,79	2,87	0,9	9,66
2000-es átlag		5,63			0,93	
1988-as átlag		10,60			3,55	

A 9. és 10. ábra adataiból látható, hogy a nemzetközi trendekkel összhangban nő tejek „dioxin” tartalma az elmúlt 10 évben Magyarországon is csökkent. Az is megállapítható, hogy a mért szintek alacsonyak, s hogy lényeges különbség a vizsgált 3 régióban nem mutatható ki.

10. táblázat: A WHO által szervezett 2001-es felmérésben vizsgált magyar női elegytej minták részletes vizsgálati eredményei

Helység	Budapest	Komárom- Esztergom	Szentes
Zsírtartalom	3,5	3,6	5,0
I-TEQ 1988	6.45	4,54	5,91
WHO-TEQ 1997	7.46	5.26	6,79
PCB-TEQ 1997	4,20	2,38	2,87
Összes TEQPCDD /F+PCB	11,66	7,64	9,66
2,3,7,8-TCDD	1,14	0,75	0,90
1,2,3,7,8-PeCDD	2,19	1,55	1,94
1,2,3,4,7,8,-HxCDD	2,61	1,57	2,98
1,2,3,6,7,8-HxCDD	7,04	4,71	6,30
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2,03	1,70	1,99
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	18,88	11,73	17,65
OCDD	86,65	59,63	94,62
2,3,7,8-TCDF	0,49	0,47	0,36
1,2,3,7,8-PeCDF	0,25	0,22	0,25
2,3,4,7,8-PeCDF	4,37	3,08	4,08
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,23	1,86	2,25
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,91	1,66	2,15
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,73	0,57	0,88
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,05	0,04	0,04
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,33	2,21	2,68
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,07	0,06	0,06
OCDF	1.57	1,20	0,080

III. Az élelmiszerekben előforduló vegyi anyagok kockázatbecslésének folyamata

A Kémiai élelmiszerbiztonság alapját az élelmiszerekben potenciálisan előforduló vegyi anyagok tudományos adatokra és tényekre épülő kockázat analízise jelenti.

A **kockázat elemzés** mindkét esetben három egymástól jól elkülönülő eljárásból kockázatbecslésből, a kockázat kezelésből és a kockázat nyilvánosságának biztosításából áll.

A kockázatbecslés objektív és tudományos alapon végzett elemzés. Végeredménye azt fejezi ki, hogy egy élelmiszerben jelenlévő vegyi anyag milyen mértékben veszélyezteti a népesség egészségét.

A **kockázat becslés** négy lépcsőben valósul meg: veszélyazonosítás, veszély és expozíció becslés és kockázat jellemzés.

a./ A veszély azonosítása

Első feladat azoknak az idegen vegyi anyagoknak a meghatározása, melyek jelen lehetnek az élelmiszerekben és káros hatást fejtenek ki.

Az élelmiszer nyersanyagok megtermelésétől azok raktározásán, feldolgozásán és tárolásán keresztül az ételkészítésig **valamennyi** részfolyamatban kerülhetnek vegyi szennyezőanyagok az élelmiszerekbe, így lehetséges számuk meglehetősen nagy. Sokféle szempont alapján szokás csoportosítani ezeket az anyagokat, azonban mivel egy-egy kontamináns többféle módon juthat az élelmiszerekbe – például az ólom vagy benzo/a/pirén lehet környezeti vagy technológiai eredetű, vagy a nem megfelelő csomagolóanyag felhasználására visszavezethető szennyeződés – a legjobb megoldás a **szennyező forrás alapján történő csoportosítás**, mivel ez nyújt támpontot a megelőzés illetve a kockázat csökkentés leghatékonyabb eszközeinek megválasztásához.

A POP vegyületek Magyarországon ma már a környezeti eredetű /ipari/ szennyezőanyagok közé tartoznak. A környezeti szennyezőktől egyetlen élelmiszer sem lehet mentes. A POP vegyületek fizikai-kémiai és biológiai tulajdonságaik következtében elsősorban a zsírban dús élelmiszerekben fordulhatnak elő olyan mennyiségben, ami kockázatot jelenthet a fogyasztó egészségére. A lakosságot érő POP expozíció > 90% -a étrendi eredetű.

b./ Veszély jellemzése

A kémiai anyagok kockázatbecslése során a következő lépés a veszélyt jelentő agensek egészségkárosító hatásának kvalitatív és kvantitatív értékelése, a dózis-válasz összefüggések alapján és a megengedhető vagy tolerálható napi, heti/havi beviteli értékek meghatározása.

Mivel az élelmiszerekben előforduló vegyi anyagok esetében élettartamon át tartó expozícióról van szó, az élelmiszer toxikológiában a long-term, ill. több generációs vizsgálatok jelentősége még hangsúlyosabb.

A veszély jellemző eljárásnak **három kritikus** momentuma van:

- az állatkísérletek megfelelő tervezése (különös tekintettel az alkalmazott dózisok megválasztására) és előírászerű kivitelezése,
- az észlelt tünetek helyes értelmezése, az eredmények megfelelő értékelése és
- az állatkísérletes adatoknak az emberre való átvitele

A JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) már a tevékenysége korai szakaszában arra a megállapításra jutott, hogy az állatkísérletek eredményeit olyan biztonsági határok között kell **extrapolálni az emberre**, amely figyelembe veszi a különböző fajok és az ember közötti érzékenységbeli különbségeket.

Ez a felismerés teremtette meg a **megengedhető napi bevitel** vagy ADI meghatározásának alapját. **Az ADI az adalékanyagoknak, vagy más vegyületeknek a JECFA vagy JMPR által becsült test tömeg kg-ra (ttkg-ra) számított mennyisége, amit naponta, hosszú időn át, akár élettartamon keresztül lehet fogyasztani érezhető egészségügyi kockázat nélkül.** Az ADI egy **tartományt** jelent zérustól egy adott határig, amit a szóban forgó anyag elfogadhatósági zónájának tekintenek. A JECFA ezzel a kifejezési móddal azt hangsúlyozza, hogy a megengedhető szintet ugyan a felső határban állapította meg, de arra bízta, hogy ha lehetséges, törekedjenek ennél alacsonyabb szintek biztosítására.

A JECFA és a JMPR (Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide) az ADI értékét az állatkísérletekben kóros tünetet **nem okozó** legmagasabb szint, a NOAEL figyelembevételével határozza meg. Kiszámításakor egy biztonsági faktort alkalmaz, hogy az extrapolációban rejlő bizonytalanságokat ellensúlyozza.

A biztonsági faktor nagysága az észlelt toxikus hatás természetétől és a rendelkezésre álló toxikológiai információk minőségétől függ.

Ha két vagy több fajjal végzett állatkísérlet adatai is rendelkezésre állnak, a megengedhető napi bevitt rendszerint a legérzékenyebb állatfajnál megállapított nem hatásos szintből kiindulva határozzák meg. Ettől csak akkor térnek el, ha a metabolizációs vizsgálatok eredményei vagy farmakokinetikai adatok arra utalnak, hogy a vizsgálat eredménye más fajokban jobban elfogadható az emberre.

A JECFA **biztonsági faktort használ** az ADI számítására.

A rendszerint alkalmazott 100-as biztonsági faktor nem változtathatatlan. A biztonsági faktort befolyásoló legfontosabb tényezők az alábbiak:

- Nem egyértelmű vagy hiányos adatbázis (Ez esetben vagy további vizsgálatokat írnak elő, vagy **nagyobb** biztonsági faktort választanak. A szennyező anyagok esetén ilyenkor akár több ezres biztonsági faktort is alkalmazhatnak.)

- Kortól függő hatásérősség észlelése esetén tisztázandó, mi a változó érzékenység oka (még nem kifejlett enzimrendszer, különböző bélflóra, stb.) Ilyenkor **nagyobb** biztonsági faktorra lehet szükség, vagy egészen fiatal állatokkal meghatározott NOAEL-re kell építeni az ADI meghatározást.

- **Kisebb** biztonsági faktor is lehetséges olyan anyagok ADI-jének meghatározására, melyeknél a hatás-válasz összefüggés ismert és nincs adat arra, hogy az emberi érzékenység nagyobb.

Az egyes szennyezőanyag csoportok toxikológiai értékelésekor az elfogadható kockázatot jelentő napi vagy heti bevitt **elviselhető** és nem megengedhető mennyiségnek nevezik.

Az élelmiszerekben előforduló idegen anyagok megengedhető vagy elviselhető napi/heti/havi bevittének megállapítása rendkívül nagy körülményt és szakértelmet kívánó eljárás. A NOAEL helyes meghatározása és a megfelelő biztonsági faktor kiválasztása nagymértékben befolyásolja az ADI/MTDI/PTWI értékek nagyságát. Ezért a kockázat analízisnek ezt a részét elvben **csak** az erre felhatalmazott, nemzetközileg elfogadott szakértő testületek, a **JECFA és a JMPR** végezhetik mindig azonos szempontok és következetesen alkalmazott elvi megfontolások alapján.

c./ **Expozíció becslés**

Az élelmiszerekben lévő vegyi anyagok egészségkárosító hatásának a kockázata a vegyi anyag veszélyességén túlmenően az étrendi expozíció nagyságától is függ.

Az élelmiszerek útján a szervezetbe kerülő vegyi anyagok mennyiségének a becslésére többféle módszer alkalmazható:

- A **potenciális bevitel** meghatározása a határértékek vagy határérték javaslatok és az élelmiszerfogyasztási adatok alapján végzett számítással. Mivel a fogyasztásra kerülő

élelmiszerek nagyobb része általában (jóval) határérték alatti mennyiségben tartalmaz vegyi anyagokat, ez a számítás jelentősen túlbecsüli a szokásos napi bevittet. Főként az új határértékek megállapításakor hasznos eljárás a biztonság becslésére.

- A **piaci kosár vizsgálatok** az alapélelmiszerek és az adott sze nnyezőanyag összbevételének több mint 5% -át adó indikátor élelmiszerek tényleges vegyi anyag koncentrációjának és az élelmiszerfogyasztási adatoknak a figyelembevételével végzett becslést jelentik. A leggyakrabban alkalmazott expozíció meghatározási technika, meglehetősen jó közelítést ad az **átlagos** napi bevétel nagyságára.
- A **teljes napi étrendek** vizsgálata egy adott személy által naponta ténylegesen elfogyasztott élelmiszerekkel és italokkal azonos összetételű és mennyiségű étrendek homogenizált tömegéből vett mintákból történik. Az étrendek szezonális változásainak figyelembevételével a vizsgálatokat évente több alkalommal (általában négyszer) legalább egy héten keresztül kell végezni, és a táplálkozási szokások különbözőségére is tekintettel kell lenni.
A napi étrend vizsgálatokat újabban úgy is végzik, hogy az országra legjellemzőbb néhány kiválasztott étrend összetevőinek vegyi anyag tartalmát ellenőrzik külön-külön és a kapott eredményekből a mennyiségi arányok figyelembe vételével számítják ki a naponta elfogyasztott élelmiszerek és italok vegyi anyag tartalmát.
- **Biomonitorozás** segítségével is lehet becslni a szervezetbe jutott vegyi anyagok mennyiségét, amennyiben annak vagy metabolitjainak biológiai anyagokban (vér, vizelet, haj, köröm, női tej stb.) mérhető szintje és az expozíció mértéke között egyértelmű összefüggés áll fenn.

Az expozíció becslésére használható adatokkal szemben szigorú elvárások vannak. Fontos, hogy az adatok ne legyenek régiek, megbízhatóak legyenek, vagyis statisztikailag megalapozott mintavételből származó egyedi minták megfelelő érzékenységű validált módszerrel végzett vizsgálatából származzanak, reprezentálják az országot vagy országrészt. További elvárás, hogy az adott élelmiszer vegyi anyag párosra vonatkozóan elegendő számú adat álljon rendelkezésre ahhoz hogy a medián és 90% -os értékek értelmezhetőek legyenek. Minden sorozathoz meg kell adni az alkalmazott módszer kimutatási határát (LOD= limit of detection) és a legkisebb mérhető szintet (LOQ= limit of quantification) a nem detektálható szinten szennyezett minták számát, a legkisebb és legnagyobb értékeket. Az átlag kiszámításakor a kimutatási határ alatt szennyezett minták arányától függően más-más eljárást kell követni (nullával, LOD/2-vel vagy a LOD értékével kell számolni.)

Az étrendi expozíció megállapításához olyan vizsgáló módszert kell alkalmazni, amellyel a vegyi anyagra az adott élelmiszerben előírt határérték tizedrésze még kimutatható és ötödrésze még meghatározható.

A potenciális bevétel és a piaci kosár vizsgálatok eredményeit nagymértékben befolyásolják az élelmiszerfogyasztási adatok, amelyek a föld különböző régióiban igen jelentősen eltérnek.

Magyarországon a Központi Statisztikai Hivatal adataiból lehet következtetni a lakosság átlagos élelmiszerfogyasztására részben a Családi Költségvetés, 2000 Adattár, Budapest, 2002, részben a Legfrissebb Adatok, Makrogazdaság, Élelmiszer-mérlegek és tápanyagfogyasztás, 1970-2001, Budapest, 2003. kiadványok felhasználásával.

A hazai élelmiszerfogyasztás időről időre változik, melyet jól mutat Dr. Zajkás Gábornak (OÉTI igazgatóhelyettes) előadásán vetített két ábra a POP étrendi bevétel szempontjából legfontosabb állati eredetű élelmiszerek forgalmáról, melyeket az 1. és 2. mellékletben mutatunk be. Az 1. mellékletben a zsiradékvásárlás, a 2. mellékletben a tej- tejtermék, hús- és tojásvásárlás alakulását mutatja be hazánkban 1887-2000 között.

d./ Kockázat jellemzés

A rendelkezésre álló toxikológiai adatok (megengedhető vagy tolerálható bevételek) valamint az expozíciós vizsgálatok alapján az élelmiszerekkel a szervezetbe jutó idegen anyag bevételek összevetése és az értékelésben lévő bizonytalanságok egyidejű mérlegelése alapján annak becslése, hogy az adott vegyi anyag egészségkárosító hatása milyen valószínűséggel következik be népességi szinten és hogy ez milyen súlyos következményekkel járhat.

A JECFA és a JMPR a kockázatot kétféle módon jellemzi:

- mennyiségileg meghatározza azt a dózist (vagy dózis tartományt általában zérustól felfelé) **ami alatt** nincs észrevehető kockázat, vagy-
- leírja a mennyiségi összefüggést a nem kívánatos tünetek megjelenésének a bevitel és az egészségkárosító hatás valószínűsége között emberben.

Azt, hogy a kockázat jellemzésnek melyik megközelítést alkalmazzák, attól függ, hogy milyen minőségű és mennyiségű adat és információ áll rendelkezésre. A korábbi eljárásmenetet, amelyet néha „biztonsági becslésnek” neveznek a JECFA akkor használta, amikor **megengedhető** napi bevittelt (ADI-t) állapított meg az élelmiszer adalékanyagokra és **tolerálható** napi, heti vagy havi bevittelt (PTI-t) a szennyezőanyagokra és a természetesen előforduló toxikus anyagokra. Ezt a fajta biztonsági becslést a JECFA ma is figyelembe veszi a kockázat becslés folyamatában, bár sem az ADI sem a PTI nem jelent **mennyiségi** kockázat becslést. Az ADI egy bevitteli szintet jelent, aminek a betartása esetén a JECFA és JMFR értékelése szerint, nincs jelentős kockázat. A PTI a kontaminánsok vagy természetesen előforduló toxikus anyagok humán expozíciójának megengedhető szintjét jelenti, ami elkerülhetetlen az egyébként egészséges és táplálélelmiszerek fogyasztásából adódóan.

A kockázat jellemzésére az alábbi képlet használható:
$$\frac{\text{megengedhető/tolerálható bevitel}}{\text{becsült étrendi bevitel}}$$

Ha az eredmény > 10 , nincs kockázat, ha $1-10$ között van (de nem jelentős) a lehetséges kockázat, ha < 1 akkor van kockázat.

A bizonytalanságok (extrapoláció állatról emberre, eltérő expozíciós módok, feltételezések, megbízhatatlan vagy hiányzó adatok) a biztonsági faktor nagyságával épülnek be az ADI/PTWI stb. értékekbe. A lehetséges kockázatot a veszélyeztetett csoportokra (gyerekek, várandós nők) külön is meg kell határozni. Ennek fontosságát a következőkben mutatjuk be az anyatejjel táplált csecsemők összes DDT és PCB miatti kockázatának jellemzésére:

DDT: A 2001-2002-ben végzett több mint 200 hazai női tej analízise alapján az átlagos összes DDT szint 529 mg/kg zsír, a legnagyobb mért érték 3177 mg/kg zsír volt. A női tejek átlagos 4% -os zsírtartalmával és 800 ml anyatej fogyasztással számolva az **átlagos bevitel** 17 $\mu\text{g}/\text{fő}/\text{nap}$, a **legnagyobb** 102 $\mu\text{g}/\text{fő}/\text{nap}$. Az **átlagos bevitel** testtömegre vonatkoztatva 5 kg-os csecsemő esetén 3,4 $\mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$ -ot, 8 kilónál 2,1 $\mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$ -ot jelent. A **legnagyobb bevitel** 5 ill. 8 kg-os csecsemőre vonatkoztatva 20.3 $\mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$ és 12.7 $\mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$ terhelést jelent. Ezeket az értékeket összehasonlítva az összes DDT-re megállapított 10 $\mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$ ADI-val látható, hogy az anyatejjel táplált magyar csecsemők átlagos DDT bevétele **lehetséges** kockázatot, a legnagyobb mért értékből származó expozíció **létező** kockázatot jelent. Más kérdés, hogy az anyatejes táplálás elmaradásából származó kockázatok ennél sokkal nagyobbak, így a WHO ajánlása szerint mindenképpen a szoptatást kell előnyben részesíteni.

PCB: Az anyatej elemzésre vonatkozó országos felmérés (NEKAP) eddigi eredményei azt mutatják, hogy az egyedi különbségek minden vizsgált paraméter tekintetében igen jelentősek. Ezt igazolja, hogy a hazai női tej mintákban mért legkisebb értéknél a legnagyobb PCB tartalom 126-szor nagyobb. Ennek megfelelően a csecsemők expozíciója illetve kockázata – a DDT-hez hasonlóan – a felnőttekéhez eltérő lehet. Az előbbi számítással a legnagyobb PCB tartalmú tej

fogyasztásával 3240 ng/ttkg/nap PCB jut egy 5 kg-os és 2027 ng/ttkg/nap egy 8 kg-os csecsemő szervezetébe. A PCB-kre a JECFA nem állapított még meg TDI-t.

Összehasonlításként a felnőttek napi étrend vizsgálatának eredménye szolgálhat, mely szerint a felnőttek az étrendtől függően 60-200 ng/ttkg PCB-t vesznek magukhoz Magyarországon.

Ez azt jelenti, hogy a csecsemők jóval nagyobb „PCB kockázatnak” vannak kitéve mint a felnőttek.

Kockázat kezelés

A **kockázat kezelés** a kockázatbecsléstől elhatárolt eljárás, melynek célja a káros hatás tényleges körülmények közötti érvényesülésének visszaszorítása és ennek megvalósítására a szóba jövő alternatívák mérlegelése, majd a legmegfelelőbb szabályozási stratégia kiválasztása és végrehajtása.

A kockázat kezelés tudományos alapelvet alkalmazó, de a társadalmi – gazdasági hatásokat is mérlegelő **szubjektív** döntéshozó folyamat.

A **vegyi anyagok** élelmiszerekben előforduló mennyiségének és ezáltal kockázatának csökkentése a szennyezőanyag forrásától függően más és más módon érhető el a legbiztonságosabban.

A környezeti eredetű vegyi anyagok – így a POP vegyületek – esetén a szigorúan vett élelmiszer-egészségügyi szabályozáshoz képest a **szennyező forrásnál tett intézkedések** bizonyultak hatékonyabbnak. Könnyen belátható, hogy a környezet szennyezés **megelőzése** egyúttal az élelmiszerek nagyobb tisztaságát is eredményezi. A környezetbe került nem vagy csak lassan bomló anyagok ugyanis a szennyeződés megszűnte után még hosszú ideig okozhatják az ott termelt élelmiszerek jelentős mértékű szennyezettségét esetleg közvetlen egészségkárosító hatását, amit utólag már nehezen lehet befolyásolni.

A szennyező forrásnál tett, az élelmiszerek környezeti szennyezőanyag tartalmát is érintő intézkedések lehetséges formái az alábbiak:

- szigorú kibocsátási normák előírása illetve betartása a potenciálisan környezet-szennyező tevékenységet folytató bányák, üzemek, berendezések, szeméttárolók, közlekedési eszközök stb. működésére vonatkozóan,
- a különböző technológiák környezet szennyező hatásának folyamatos nyomon követése illetve modernizálása a tényleges kibocsátás csökkentése érdekében,
- a lassan bomló, perzisztens szerves szennyezőanyagok (POP vegyületek) használatának betiltása,
- a POP vegyületek keletkezésében szerepet játszó prekursorok (szerves klór tartalmú anyagok), más kisebb kockázatot jelentő anyagokkal történő helyettesítése,
- az elkerülhetetlen környezet szennyezést okozó anyagok használatának korlátozása, ill. betiltása (pl. korábban az ólom tartalmú adalékok a benzinben),
- veszélyes hulladékok előírásszerű kezelése, ezáltal az ártalmas összetevők környezetbe jutásának megelőzése.
