

Școala doctorală în domeniul Științe medicale

Cu titlu de manuscris

C.Z.U: 614.8.086.5:546.49(478)(043.2)

ȚURCANU, Gheorghii

**EXPUNEREA POPULAȚIEI REPUBLICII MOLDOVA LA
MERCUR ȘI POSIBILITĂȚILE DE REDUCERE A RISCULUI
PENTRU SĂNĂTATE**

331.02 – IGIENĂ

Teză de doctor în științe medicale

Chișinău, 2022

Teza a fost elaborată în Laboratorul științific pericole chimice și toxicologie al Agenției Naționale pentru Sănătate Publică

Conducător

Bahnarel Ion, doctor habilitat în științe medicale,
profesor universitar

semnătura

Conducător prin cotutelă

Dupouy Eleonora, doctor în tehnică - securitatea
produselor alimentare, conferențiar universitar

semnătura

Membrii comisiei de îndrumare:

Volneanschi Ana, doctor în științe medicale,
conferențiar cercetător

semnătura

Ostrofeț Gheorghe, doctor habilitat în științe medicale,
profesor universitar

semnătura

Pînzaru Iurie, doctor în științe medicale, conferențiar
universitar

semnătura

Susținerea va avea loc la 17 martie 2022, ora 14⁰⁰ în incinta Agenției Naționale pentru Sănătate Publică, str. Gheorghe Asachi 67a, în ședința Comisiei de susținere publică a tezei de doctorat, aprobată prin decizia Consiliului Științific al Consorțiului din 02.12.2021 proces verbal nr.24.

Componenta Comisiei de susținere publică a tezei de doctorat:

Președinte:

Opopol Nicolae, doctor habilitat în științe medicale,
profesor universitar, membru corespondent AȘM

semnătura

Membrii:

Bahnarel Ion, doctor habilitat în științe medicale,
profesor universitar

semnătura

Cebanu Serghei, doctor în științe medicale,
conferențiar universitar

Croitoru Cătălina, doctor în științe medicale,
conferențiar universitar

semnătura

Moroșan Raisa, doctor habilitat în științe medicale,
profesor universitar

semnătura

Volneanschi Ana, doctor în științe medicale,
conferențiar universitar

semnătura

Tafuni Ovidiu, doctor în științe medicale, conferențiar
universitar

Autor

Țurcanu Gheorghii

semnătura

CUPRINS

LISTA ABREVIERILOR.....	5
INTRODUCERE.....	7
1. ANALIZA SITUAȚIEI PRIVIND RISCUL EXPUNERII LA MERCUR	10
1.1. Particularitățile fizice, chimice, toxicologice, semnele clinice atribuite expunerii la principalii compuși ai mercurului	10
1.1.1. Absorbția, distribuția și metabolismul compușilor mercurului	11
1.1.2. Simptome clinice, diagnosticul intoxicației acute și cronice cu mercur.....	12
1.2. Particularitățile răspândirii mercurului în natură	13
1.2.1. Mercurul în aerul atmosferic	14
1.2.2. Conținutul mercurului în sol.....	15
1.2.3. Conținutul mercurului în apele naturale	15
1.2.4. Conținutul mercurului în produsele alimentare	16
1.3. Impactul mercurului asupra sănătății umane	17
1.4. Sarcinile comunității științifice în implementarea Convenției de la Minamata.....	18
2. MATERIALE ȘI METODE DE ORGANIZARE A CERCETĂRII	20
2.1. Caracteristica generală a metodologiei de cercetare	20
2.2. Metodologia specială aplicată în contextul evaluării riscului.....	24
2.3. Aprecierea gradului de incertitudine asociat studiului.....	25
3. ESTIMAREA RISCULUI EXPUNERII LA MERCURUL METALIC	32
3.1. Introducere	32
3.2. Metode	33
3.3. Rezultate	35
3.3.1. Caracteristica emisiilor și depunerilor de mercur la nivel național.....	35
3.3.2. Caracteristica produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg.....	37
3.3.3. Caracteristica zonelor contaminate.....	40
3.3.4. Gradul de poluare cu mercur a aerului, apei, solului.....	43
3.3.5. Aportul zilnic estimat pentru mercurul metalic prin ingestia de apă, sol și aer	45
3.4. Discuții.....	45
3.4.1. Rolul emisiilor și depunerilor în expunerea populației la mercur	45
3.4.2. Riscurile asociate utilizării intenționate a dispozitivelor cu conținut de mercur...48	
3.4.3. Analiza punctelor fierbinți prin prisma potențialului de expunere la mercur.....	53
3.4.4. Aerul, apa și solul ca surse de expunere la mercurul metalic.....	56
4. ESTIMAREA RISCULUI EXPUNERII LA METIL MERCUR	60
4.1. Introducere	60
4.2. Metode	62
4.3. Rezultate	69
4.3.1. Aprecierea concentrației metil mercurului în pește crustacee și moluște.....	69

4.3.2.	Caracteristica consumului de pește, crustacee și moluște	71
4.3.3.	Estimarea Aportului zilnic estimativ de metil mercur.....	77
4.3.4.	Elaborarea unor recomandări privind consumul de pește, crustacee și moluște ...	82
4.4.	Discuții.....	85
4.4.1.	Concentrațiile metil mercurului în pește crustacee și moluște	85
4.4.2.	Analiza consumului de pește crustacee și moluște.....	88
4.4.3.	Estimarea Aportului zilnic de metil mercur (impactul asupra populației)	93
4.4.4.	Recomandări privind consumul de pește prin prisma expunerii la metil mercur..	96
5.	MODELAREA TOXICO-CINETICĂ A CONCENTRAȚIEI HG ÎN SÂNGE ȘI PĂR (BIOMONITORIZARE)	100
5.1.	Introducere	100
5.2.	Metode - aplicarea modelului toxico cinetic.....	101
5.3.	Rezultate obținute prin aplicarea modelului toxico-cinetic	102
5.4.	Discuții pe marginea concentrației MeHg în sânge și păr	106
6.	SINTEZA REZULTATELOR STUDIULUI	109
	CONCLUZII.....	116
	RECOMANDĂRI PRACTICE:	117
	BIBLIOGRAFIE	119
	ANEXE.....	136
	ANEXA 1. Materiale și rezultate redundante studiului.....	136
	ANEXA 2. Acte confirmative privind valoarea aplicativă a lucrării	146
	LISTA PUBLICAȚIILOR ȘI MANIFESTĂRILOR ȘTIINȚIFICE.....	150
	Declarația privind asumarea răspunderii	152

LISTA ABREVIERILOR

AEM	Agenția Europeană de Mediu
ANSP	Agenția Națională pentru Sănătate Publică
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
AZE_[Hg]	Aportul Zilnic Estimativ pentru mercurul metalic
AZE_[MeHg]	Aportul Zilnic Estimativ pentru formele organice
BNS	Biroul Național de Statistică
CDI	Culegeri de Date Internaționale – cu referire la concentrațiile mercurului în pește, crustacee și moluște
CM	Convenția de la Minamata
CNSP	Centrul Național de Sănătate Publică
CV	Coeficient de variație
CZc	Cantitatea zilnică consumată
CZn	Cantitatea zilnică necesară
DHA + EPA	Acizi grași poli nesaturați cu catenă lungă docosahexaenoic și eicosapentanoic
Dp	Date proprii/autentice
EFSA	European Food and Safety Authority
EPA – SUA	Environment Protection Agency of United States of America
EtHg	Etil mercur
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FC	Factori de conversie
FDA	Food and Drug Administration
FOREGS	Forum of European Geological Surveys, Geochemical Baseline Programme
GEF	Global Environmental Fund
GEMS/Food	Global Environment Monitoring System - Food Contamination Monitoring and Assessment Programme
Hg	Mercur
Hg_{PCM}^{Sv}	Valoarea screening a mercurului în pește, crustacee și moluște
Hg^(II) sau Hg²⁺	Mercurul anorganic
Hg⁰	Mercurul elementar
HgT	Mercurul total
HI	Indicele de pericol/Hazard Index
HS	Harmonized Commodity Description and Coding Systems

IES	Inspectoratul Ecologic de Stat
IN	Inventarul național al emisiilor de mercur al Republicii Moldova 2014
IQ	Coeficient de Inteligență
ITC	International Trade Centre
JECFA	Joint Expert Committee for Food Additives
LMA	Limita Maxim Admisă
LOD	Limită de Detecție
LOQ	Limită de Cuantificare
m.c.	Masă corp
max	Valoarea maximă
MeHg	Metil mercur
MIER	Metoda Indirectă de Evaluare a Riscului
min	Valoarea minimă
ML	Limita Maximă
MSC-E	Meteorological Synthesizing Centre - East
n	Număr de probe
OMS	Organizația Mondială a Sănătății
p/s	Porție pe săptămână
PCM	Pește, Crustacee și Moluște
PG	Populația generală
PTWI	Doza Provizorie Săptămânală Tolerabilă Admisibilă
RfC	Reference Concentration /Concentrația de Referință
RfD	Reference Dose/Doza de referință
RM	Republica Moldova
R_tC_a	Rata teoretică de Consum admisă
SD	Deviația Standard
SHS	Serviciul Hidrometeorologic de Stat
SPCSE	Serviciul pentru Protecția Civilă și Situații Excepționale
UE	Uniunea Europeană
UNEP	United Nations Environmental Programme
un.	unități
\bar{x}	Media aritmetică

INTRODUCERE

Actualitatea și importanța temei

Organizația Mondială a Sănătății (OMS) afirma că expunerea la mercur (Hg), chiar și în cantități foarte mici, poate cauza efecte severe asupra sănătății populației sau afecta dezvoltarea fătului chiar din perioada intrauterină urmare a expunerii mamei în perioada gravidității. Mercurul are efecte nocive asupra sistemului nervos, digestiv, cardiovascular și imun. Astfel, OMS l-a inclus în lista celor 10 substanțe chimice periculoase prioritare [237].

În raportul *”Profilul Național privind managementul durabil al substanțelor chimice”*, 2008, se remarca că problema Hg este o prioritate de gradul 1 la nivel național, cu un nivel înalt de îngrijorare cât și lipsa datelor statistice coerente și complexe [6]. Ulterior în 2012 afirmațiile au fost reconfirmate printr-un alt raport național amplu [199].

În Republica Moldova (RM) până la moment nu au fost efectuate studii științifice complexe privind răspândirea Hg în mediul ambiant și în alimente cu estimarea expunerii populației la mercur și compoziția acestuia [211]. Există unele studii în literatura științifică de specialitate, însă acestea sunt axate doar pe estimarea impactului ecologic, evaluarea nivelului de poluare a componentelor de mediu (apă, aer, sol), inventariere. În perioada 2014-2017, în RM au fost identificate, caracterizate sursele și emisiile de mercur la scală națională. S-a dovedit prezența diverselor surse de poluare cu Hg în special grupa produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg – 411,83 kg Hg/an (42,4%) din totalul emisiilor de 972,12 kg Hg/an [207].

Prin Convenția de la Minamata (CM) părțile semnatare recunosc că Hg este o substanță chimică cu efecte îngrijorătoare la nivel mondial datorită transportului transfrontalier, persistenței în mediu odată introdus antropic, capacității de a se bioacumula în ecosisteme având un impact negativ asupra sănătății mediului. S-au conștientizat și riscurile majore asupra sănătății populației, în special în țările slab dezvoltate, urmare a expunerii populației vulnerabile la mercur (femeilor, copiilor) și, odată cu ei, a generațiilor următoare. Articolele 16, 19 din CM prevăd expres antrenarea autorităților de sănătate la informarea, conștientizarea și educarea publicului privind riscul Hg pentru sănătatea lor, inclusiv în monitorizarea nivelurilor de mercur în apă, aer, sol, produse alimentare cât și biomonitoringul grupurilor vulnerabile [137].

Din aceste considerente, necesitatea cercetării acestei probleme este foarte actuală și de o importanță majoră pentru sănătatea publică [210, 211, 257]. Problema expunerii populației la toate sursele de Hg cu evaluarea riscului pentru sănătatea umană este oportună și necesită o permanentă monitorizare [257]. Conform celor menționate, rămâne vitală atât cunoașterea nivelului de Hg în componentele de mediu, cât și concentrația acestuia în organismul uman cu ajustarea măsurilor de supraveghere și răspuns la situația din țară.

Scopul lucrării: Evaluarea expunerii populației Republicii Moldova la mercur pentru

elaborarea măsurilor de prevenție adecvate gradului de risc determinat.

Reieșind din scopul care a fost trasat sau sistematizat următoarele **obiective**:

1. Stabilirea potențialelor surse de poluare cu mercur.
2. Determinarea și analiza concentrației mercurului în speciile de pești, crustacee și moluște (PCM) mai frecvent consumate.
3. Estimarea și analiza concentrației mercurului în aer, apă și sol.
4. Evaluarea riscului de expunere la mercur a populației cu elaborarea măsurilor de prevenție adecvate gradului de risc determinat.

Metodologia generală a cercetării științifice. S-a efectuat un studiu descriptiv ecologic pentru a aprecia și estima impactul mercurului (forma metalică, metil mercur) asupra sănătății populației din RM cu respectarea rigorilor științifice, principiilor etice de cercetare instituționale, naționale și internaționale. Drept obiect de studiu s-a considerat PG și copiii din școli internat cu vârsta de 7-18 ani, grădiniță cu regim de activitate de 9,5 - 10 ore asumându-se ca categoria respectivă au vârsta de 3 -7 ani și copii din creșă cu regim de activitate 9,5 - 10 ore cu vârsta de 1-3 ani. S-a calculat aportul zilnic estimativ pentru metil – mercur și mercur metalic. Am aplicat modelul toxico cinetic de calcul a concentrației teoretice a MeHg în păr și sânge. Au fost investigate concentrația Hg în diferite specii de pești, crustacee și moluște în aer, apă și sol.

Noutatea și originalitatea științifică a rezultatelor obținute. În premieră, în viziune sistemică, a fost efectuat un studiu complex multilateral al nivelului de poluare a factorilor de mediu cu Hg, aspectelor toxico-igienice privind Aportul Zilnic Estimativ al Hg în organismul uman pentru forma metalică și organică a Hg pentru populația generală și copii prin aplicarea diferitor abordări. Am argumentat științific măsurile necesare a fi întreprinse de către serviciul sănătății publice. S-a testat consumul de pește recomandat la nivel național (Cantitatea Zilnică Necesară) pentru copii cu diferite vârste în contextul prezenței Hg în PCM. Studiul a fost realizat prin aplicarea unei metodologii noi, justificate, inovativă pentru Republica Moldova.

Am identificat gradul expunerii populației RM la mercur prin apă, aer, sol, pește, crustacee și moluște și utilizarea intenționată a dispozitivelor cu mercur. Am calculat, caracterizat, analizat și fundamentat științific particularitățile expunerii populației generale (per capita), copiilor de diferită vârstă la mercur pentru a înțelege dimensiunea problemei la nivel național. Rezultatele vor contribui la elaborarea și optimizarea strategiilor de sănătate publică în vederea aplicării măsurilor de profilaxie orientate spre atenuarea impactului Hg asupra sănătății populației.

Rezultatele cercetării efectuate amplifică baza teoretică pe segmentul estimării riscului asociat pentru sănătatea populației ca rezultat al expunerii la Hg prin ingestia de sol, apă, aer s-au consumul de PCM. S-a utilizat o metodologie originală, și cost-eficientă aplicabilă și pentru alte cercetări similare. Materialele lucrării vor servi ca suport metodic și didactic în instruirea

universitară și postuniversitară a cadrelor medicale, pentru pregătirea materialelor didactice (cursuri, recomandări metodice) pentru segmentul practic. S-au identificat și caracterizat sursele de poluare la Hg și estimat potențialul lor impact asupra sănătății populației, cu argumentarea măsurilor profilactice în special pentru prevenirea expunerii copiilor.

Valoarea aplicativă a lucrării: În baza studiului s-au elaborat și planificat măsuri și recomandări pentru serviciul de supraveghere a sănătății publice în vederea recunoașterii Hg ca o problemă de sănătate publică. Rezultatele studiului servesc drept suport pentru ANSP în onorarea obligațiilor și responsabilităților prevăzute în articolele 16, 18, 19, 20, 21 din Legea nr. 51 din 30.03.2017 privind ratificarea Convenția Minamata cu privire la mercur. În baza analizei rezultatelor s-a elaborat ghidul *”Ghid privind gestionarea incidentelor cu mercur: opțiuni de remediere”* destinat Autorităților Publice Centrale și Locale, Instituțiilor preșcolare și școlare, Instituțiilor Medico-Sanitare Publice.

Aprobarea rezultatelor științifice: Rezultatele au fost prezentate la conferința națională științifico-practică din Belarus, Minsk «Здоровье и окружающая среда», organizate în 26-28 octombrie 2017, 15-16 octombrie 2018 și 14-15 noiembrie 2019. Sa participat la *Congresul consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF ”Nicolae Testemițanu”* din 21-23 octombrie 2020, la Conferința științifico-practică națională cu participare internațională *”Siguranța chimică și toxicologia la confluența dintre domenii”* Chișinău 25-26 noiembrie 2016, conferința finală *”Evaluarea inițială privind implementarea Convenției de la Minamata cu privire la mercur în Republica Moldova”*, Chișinău, 5 aprilie 2017. Teza a fost discutată, aprobată și recomandată spre susținere la ședința comună a conducătorului de doctorat, comisiei de îndrumare și a unității primare de cercetare (Laboratorul științific pericole chimice și toxicologie din cadrul ANSP) din 01.07.2021 (proces-verbal nr. 1), la ședința Seminarului științific de profil din cadrul Universității de Stat de Medicină și Farmacie ”Nicolae Testemițanu” din Republica Moldova la profilul 331. Sănătate Publică, specialitatea Igienă - 331.02 din 17.09.2021 (proces-verbal nr. 1). Ulterior recomandată pentru susținerea publică prin decizia Consiliului Științific al Consorțiului din 02.12.2021 (nr. 24). Pentru realizarea studiului s-a obținut și avizul pozitiv al Comitetului de Etică a Cercetării din 03.06.2016 nr. 64.

Publicații la tema tezei: Rezultatele cercetărilor au fost publicate în 16 lucrări științifice, inclusiv 5 de sine stătător, 1 articol în reviste științifice peste hotare, 4 articole în reviste științifice naționale acreditate, 5 articole în lucrările conferințelor științifice, 5 participări cu comunicări la foruri științifice.

Cuvinte cheie: mercur, metil mercur, aportul zilnic estimativ, consumul de pește, crustacee și moluște, concentrația mercurului, populație și riscuri pentru sănătate, mediul ambiant.

1. ANALIZA SITUAȚIEI PRIVIND RISCUL EXPUNERII LA MERCUR

1.1. Particularitățile fizice, chimice, toxicologice, semnele clinice atribuite expunerii la principalii compuși ai mercurului

Mercurul este un element, care se găsește în mod natural în mediul ambiant. Răspândirea Hg în mediul înconjurător se datorează proceselor naturale și a celor antropice [169, 172, 205]. Există trei forme principale de mercur: (i) – elementar (Hg^0), care poate apărea în stare lichidă și gazoasă; (ii) – compuși anorganici cum ar fi: clorura, acetatul și sulfura de mercur formați în baza mercurului oxidat Hg (II) sau Hg^{2+} ; (iii) – metil mercurul (MeHg) [177, 229, 237].

Mercurul elementar este cel mai des întâlnit în atmosferă cu o pondere de cca. 80 %. Altele 20% sunt reprezentate de fracția Hg^{II} , numită forma gazoasă sau reactivă și Hg-legat (Hg-L), o formă a mercurului legat de particule prezente în aerul atmosferic [117, 172]. Mercurul elementar (Hg^0 - CAS: 7439-97-6) cunoscut și ca mercurul coloidal, are masa moleculară relativă de 200,59, punctul de topire – 38,87°C, punctul de fierbere de 356,72°C. Trece în faza de vapori la temperatura de 18°C fiind și cea mai volatilă formă de mercur. Este insolubil în acid clorhidric, relativ insolubil în apă, solubil în lipide, acid azotic, pentan, acid sulfuric [2, 90].

Formele anorganice (sărurile) cum ar fi clorura mercurică (HgCl_2) are o masă moleculară relativă de 271.52, punctul de topire - 277°C, punctul de fierbere - 302°C. Clorura mercuroasă (Hg_2Cl_2 - CAS: 10112-91-1) este o pulbere albă, grea, are o masă moleculară relativă de 472.09, punctul de fierbere de 384°C. Hg_2Cl_2 este insolubilă în alcool și eter [177, 242].

Sulfura de mercur (HgS - CAS: 1344-48-5) are o masă moleculară relativă de 232.68, cel mai des fiind întâlnită în formă de cristale cubice negre (sulfură mercurică neagră), pulberi sau cristale hexagonale (sulfură mercurică roșie). Sulfura roșie de mercur trece în formă neagră la temperatura de 386°C. Acetatul de mercur ($\text{HgC}_4\text{H}_6\text{O}_4$ - CAS: 1600-27-7) are o masă moleculară relativă de 318,7 are o culoare albă și formă de cristale sau pulbere cristalină. Este solubil în apă (1000g/litru la 100°C), alcool, acid acetic [117, 242].

Hg și compușii acestuia sunt foarte toxici pentru oameni, ecosisteme și fauna sălbatică. Dozele mari pot fi fatale pentru oameni, dar și la doze relativ mici pot apărea efecte adverse grave în dezvoltarea neurologică, poate afecta sistemul cardiovascular, imun și reproducător. În mediu se poate transforma în MeHg, cea mai toxică formă a sa. MeHg suferă fenomenul de bioacumulare în special în cadrul lanțului trofic acvatic, determinând ca populația și fauna sălbatică care consumă mult PCM să fie în mod deosebit vulnerabilă. Acesta trece ușor prin bariera placentară, bariera hemato encefalică, inhibând potențialul de dezvoltare mentală chiar și înainte de naștere, făcând ca expunerea femeilor de vârstă fertilă și a copiilor să fie o preocupare de cel mai înalt nivel. Hg și compușii acestuia, prezintă un nivel echivalent de preocupare ca și substanțele persistente, bioacumulative și toxice putând fi transportat pe distanțe mari [94, 107, 172, 215, 234].

1.1.1. Absorbția, distribuția și metabolismul compușilor mercurului

Forma organică, MeHg, este absorbit în sânge în proporție de 95% prin tractul gastro-intestinal apoi este captat de celulele roșii ale sângelui fixându-se de hemoglobină (în proporție de 90%), în unele cazuri acesta se poate lega și de proteinele plasmatică. În cazul expunerii zilnice pe cale orală la cantități mari de MeHg, procentul din Hg total identificat ca Hg anorganic în sânge, plasmă, lapte matern, ficat și urină poate varia de la 7% la 73% [165, 232]. Aproximativ 10% din cantitatea de MeHg absorbit se depozitează în creier unde este de-metilată la Hg anorganic. MeHg este, de asemenea, ușor transferat la făt prin placentă. Transportul MeHg prin bariera hemato-encefalică are loc printr-un complex MeHg-1-cisteină, complex foarte stabil în organismul uman, doar flora intestinală, macrofagele și ficatul fetal sunt apte de de-metilare [165, 178, 238].

MeHg de obicei este eliminat prin bilă și excretat în fecale (90% în fecale apare ca Hg anorganic după de-metilare) or prin laptele matern. Prin mecanismele de excreție, zilnic doar 1% din sarcina corporală umană a MeHg este eliminată, rata însă poate varia în funcție de doză, sex, vârstă, durata expunerii. Spre exemplu rata de eliminare caracteristică femeilor este mai mare decât la bărbați. Perioada de înjumătățire plasmatică a MeHg și de eliminare a fost estimată la 45-90 zile, mult mai mare comparativ cu cea a EtHg care este de 3-7 zile [2, 43, 79, 142, 165].

În studii pe animale, s-a estimat că rata de excreție a mercurului a fost mai lungă la animalele tinere (24-56 zile) comparativ cu animalele mature (7-15 zile). Thomas et al. explica această diferență prin diferența în zonele de depunere a mercurului: păr, celulele roșii sau piele cât și datorită incapacității ficatului neonatal de a secreta substanța toxică în bilă. Imaturitatea sistemului de metabolizare hepatică și transport la șobolani afectează eliminarea Hg [201].

Hg, la expunerea pe cale orală, în tractul gastrointestinal este transformat în sulfură mercurică. Expunerea dermică este caracteristică mai mult copiilor, deoarece pielea acestora are o capacitate mai mare de absorbție comparativ cu adulții. Inhalarea, este o altă cale de expunere la vaporii de Hg⁰. Rata de absorbție la nivelul căilor respiratorii este de 70-85% [178].

Odată absorbit, mercurul metalic și anorganic intră într-un ciclu de oxido-reducere. Mercurul metalic este oxidat în cationul bivalent anorganic în celulele roșii și plămâni prin calea peroxid-catalazei. Cationul bivalent absorbit poate, la rândul său, să fie redus la forma metalică sau monovalentă și eliberat ca vapori de mercur metalic, prin expirație [2, 165]. Viteza de oxidare depinde de: (i) concentrația catalazei în țesut; (ii) producția endogenă de peroxid de hidrogen; (iii) disponibilitatea vaporilor de mercur la locul de oxidare. Oxidarea Hg metalic poate apărea, de asemenea, în creier, ficat (adult și fetal), plămâni și alte țesuturi [129].

Hg metalic neoxidat poate ajunge în creier, deoarece oxidarea acestuia este un proces lent comparativ cu timpul de circulație de la plămâni la creier [142]. În creier, Hg metalic neoxidat trece bariera hemato-encefalică unde este supus oxidării fixându-se de țesuturile acestuia. Studiile

radiografice sugerează că oxidarea Hg are loc, de asemenea, în placentă și făt, deși gradul de oxidare nu este cunoscut. Rata de distribuție a mercurului metalic la creier și făt este neliniară, din cauza atingerii punctului de saturație cu Hg la nivelul celulelor roșii [2].

Urina și fecalele sunt principalele căi de excreție a Hg metalic și anorganic la om, cu un timp de înjumătățire de aproximativ 1-2 luni. Într-un studiu pe foști lucrători din industria producerii clor alcanilor, expuși la vapori de mercur metalic timp de 2-18 ani (mediana, 5 ani), [180] s-a constatat că timpul de înjumătățire la eliminarea Hg în urină a fost de 55 zile și 25,9 zile pentru eliminarea Hg din urină. După o expunere acută la mercur, rata de excreție urinară este de 13% din sarcina corporală totală, la expunerea cronică, rata excreției urinare crește până la 58%. La inhalarea vaporilor de Hg, în prima oră post inhalare doar 7% de Hg din doza reținută de mercur s-a eliminat prin expirare, timpul de înjumătățire fiind de 14 - 25 ore, prin urmare, excreția Hg prin expirarea aerului devine neglijabilă la 5-7 zile după expunere [2, 20, 242].

Eliminarea din sânge și creier este considerată a fi un proces bifazic cu o fază rapidă inițială în care scăderea încărcăturii corporale este asociată cu niveluri ridicate de mercur care sunt eliminate din țesuturi, urmată de o fază mai lentă a clearance-ului de Hg de la aceleași țesuturi. O fază de eliminare terminală și mai lungă este posibilă și din cauza acumulării persistente a Hg, în primul rând în creier [53]. Mercurul anorganic este excretat și prin laptele matern dar care poate duce la expunerea involuntară a nou-născuților și sugarilor [54, 126].

1.1.2. Simptome clinice, diagnosticul intoxicației acute și cronice cu mercur

Intoxicația cu Hg este deseori diagnosticată greșit datorită debutului insidios asociat cu semne și simptome generale caracteristice mai multor forme de intoxicații. Prezența simptomelor clinice va depinde direct de doză, durată și calea expunerii. Intoxicația acută este mai frecvent asociată cu inhalarea Hg elementar sau ingerarea Hg anorganic. Intoxicațiile de tip cronic apar mai frecvent datorită expunerii la MeHg. Rinichii și sistemul nervos sunt organele țintă afectate.

Intoxicația acută cu Hg⁰ prin inhalare duce la apariția simptomelor ca: febră, frisoane, dificultăți de respirație, gust metalic și dureri în piept. Alte simptome ar putea fi stomatita, letargia și vărsăturile sau pot apărea și unele complicații pulmonare spre exemplu emfizemul interstițial, pneumatocelelul, pneumotorax și fibroza interstițială [2, 46, 242]. Intoxicația cronică la Hg⁰, de obicei, este rezultatul unei expuneri profesionale prelungite. Expunerea cronică și în doze mari produce o varietate de simptome renale, neurologice, psihiatrice și cutanate destul de vagi și nespecifice, inclusiv anorexie, scădere în greutate, oboseală și slăbiciunea musculară. Astfel fiind foarte dificil a efectua diagnosticul diferențial [129, 234].

Ca urmare a expunerii acute la formele de Hg anorganic pe cale orală și datorită proprietăților corozive ale acestor compuși, simptomatologia este caracterizată prin iritarea membranelor mucoasei, scaun sângeros, vărsături, durere abdominală severă și șocul hipovolemic.

Efectele sistemice (gustul metalic, inflamația mucoasei cavității bucale, iritarea gingivală, respirația grea, slăbirea dinților și necroza tubulară renală cu apariția oliguriei sau anuriei) încep, de obicei, câteva ore post expunere și pot dura câteva zile [46, 77, 78].

Blocarea sinapselor neuromusculare la nivelul sistemului nervos central, prin legarea Hg cu enzimele implicate în transmiterea impulsului nervos duce la modificări degenerative caracteristice. Inițial apare un tremur fin în degetele membrelor inferioare și superioare, care progresează. Triada clasică este: tremur, gingivită, eretism (insomnie, pierdere de memorie, instabilitate emoțională, anorexie, tulburări vasomotorii, transpirație necontrolată etc.) [46, 165].

Simptomele expunerii la MeHg sunt asemănătoare cu cele observate după expunerea la Hg⁰: ataxie, tremur, mers instabil, dereglări de vorbire pe măsură ce tonusul muscular al mușchilor faciali scade. "Boala purpurie" este considerată a fi o alergie la Hg, se manifestă prin eritemul palmelor și tălpilor, edemul mâinilor și picioarelor, erupția cutanată, pierderea părului, pruritul, diaforeza, tahicardia, hipertensiune, fotofobie, iritabilitate, insomnie, tonus muscular slab și constipație sau diaree. Boala purpurie este identificată la un procent redus din cei intoxicați cu MeHg prin ingestia alimentelor contaminate, în special a peștilor. MeHg acționează asupra anumitor zone specifice din creier, incluzând cortexul cerebral, în special centrul vizual, centrele motorii și senzoriale, centrul auditiv (regiunea temporală) și cerebelul. Debutul simptomelor este de obicei întârziat (zile, săptămâni) după expunere [40, 50, 165, 172].

Toate formele de mercur sunt toxice pentru făt, dar MeHg trece cel mai ușor prin placenta. Chiar și în cazuri asimptomatice, expunerea maternă poate duce la avort spontan, retard mintal la copii și pierderea punctelor coeficientului de inteligență (IQ) [7, 8, 132, 160, 161].

Diagnosticul intoxicației acute cu mercur este parțial clinic, în baza simptomelor și testelor de laborator. Testele de laborator ar trebui să includă analiza generală a sângelui și biochimia, teste de estimare a funcțiilor renale (analiza de urină). Radiografia cutiei toracice este recomandată pentru expunerile severe prin inhalare. Este indicat a utiliza teste neuropsihiatrice, studii de sensibilitate a sistemului nervos și teste de urină pentru N-acetil B-D-glucozaminidază și β₂-microglobulină pentru a evalua toxicitatea întârziată asupra sistemului nervos și cea cronică [50].

Nivelul Hg din sânge confirmă dacă expunerea a fost recentă, deoarece timpul inițial de înjumătățire pentru eliminarea acestuia din sânge este de 3-7 zile. Valorile urinare ale Hg indică povara totală a Hg asupra corpului uman, deoarece Hg⁰ este în mare parte excretat prin rinichi. Valorile concentrației mercurului în urină sunt, în general, sub 10 μg/l, în sânge mai mici de 40 μg/l și nu trebuie să depășească 50 μg/l. Expunerea pe termen lung la mercur poate fi estimată prin determinarea concentrației mercurului total în firele de păr [88, 90, 237].

1.2. Particularitățile răspândirii mercurului în natură

Aerul atmosferic de comun cu masele de aer reprezintă calea principală de răspândire și

transport la nivel global a Hg. Buna înțelegere a modelului de transport și a transformărilor în atmosferă a Hg este crucială. O dată depus, datorită capacității de a se biotransforma, acesta este convertit în MeHg, în special în mediu acvatic, bioacumulându-se în toate nivelurile lanțului trofic [169, 172, 205, 246]. Mercurul este folosit în domenii de fabricație a echipamentelor de măsurare și control, termometre și dispozitive de măsurare a tensiunii arteriale, baterii, lămpi, întrerupătoare, producția de vopsele și industria clor-alcanilor. Poate fi emis indirect ca produs secundar ale altor activități industriale ca rafinarea metalelor, arderea cărbunelui [2, 70].

Crusta pământului conține aproximativ 0,08 mg/kg de Hg, care se eliberează lent din roci și minerale, în urma proceselor de eroziune naturală a acestora. Alte surse naturale includ incendiile forestiere, vulcanii, izvoarele termale. Odată ce vaporii intră în atmosferă, începe ciclul Hg, care ulterior poate să-și modifice forma transformându-se în funcție de împrejurimi. Principalele reacții ce determină transformarea sa între diferite forme sunt: (i) oxidare-reducere și (ii) metilare sau de-metilare. În reacțiile de oxidare, Hg este oxidat într-o stare de valență mai mare, (de la Hg^0 la Hg^{2+}) și invers Hg^{2+} poate fi redus la o stare de valență scăzută. Prin metilare, Hg anorganic poate fi convertit în MeHg [117, 216].

Contribuția antropogenă a Hg asupra atmosferei a fost dedusă din depunerile observate în aerul polar, în turbă și în sedimentele de pe lac, toate acestea dezvăluind un impact major a emisiilor antropice, în special în a doua jumătate a secolului XX [44, 205]. În mediul terestru, cele mai mari bazine de acumulare a Hg sunt solurile, care acumulează aproximativ 30% din totalul emisiilor totale antropice și naturale plus re-emisiile. Ultimele studii estimează că depunerile atmosferice de Hg sunt reținute în solurile superioare bogate în humus sau materie organică [16, 104, 172]. În RM din cca. 4462 ha monitorizate de SHS în anul 2015, 53% din suprafața solurilor, conțin o cantitate moderată și optimă de humus (8%). Această particularitate geografică poate favoriza biotransformarea Hg^0 într-o formă mult mai toxică MeHg [123, 190, 202].

Deci în sol sau în sedimente, mercurul anorganic poate fi adsorbit, unde poate să rămână legat, dacă nu este consumat de micro organisme. Consumul de Hg^0 sau anorganic de către micro organismele acvatice are ca rezultat biotransformarea formelor anorganice în MeHg, care poate fi acumulat în animalele acvatice. Bioacumularea în speciile acvatice este influențată de pH și conținutul oxigenului dizolvat. În apă, atât mercurul anorganic, cât și MeHg se leagă strâns de particule organice și poate fi distribuit în alte corpuri de apă sau pe soluri. Mobilizarea Hg din sol sau particulele sedimentare la care este sorbită poate să apară fie prin reducerea chimică, fie biologică, până la Hg^0 sau prin conversia microbială la di metil mercur. Concentrațiile Hg în apă, aer, sol la nivel global variază semnificativ [2, 69, 169, 242].

1.2.1. Mercurul în aerul atmosferic

Slemr et al. au identificat o contaminare globală a aerului de fond prin Hg-gazos de 0,0015-

0,002 μm^3 , constatând că contaminarea aerului a crescut din 1970 până în 2003. După 2003 contaminarea a rămas la același nivel de 0,0015-0,0017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ în emisfera nordică dar a scăzut ușor în emisfera sudică, de la 0,00129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ în 1996 la 0,00119 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ în 2004 [194] date ulterior reconfirmate de Gworek et al. [107].

În comparație cu alte metale grele ca, cadmiu (Cd), plumb (Pb), zinc (Zn), cupru (Cu), nichel (Ni), crom (Cr), puține stații la nivelul statelor europene au capacitate de a măsura Hg în aer și precipitații din cauza complexității, sensibilității și costului de implementare a metodologiilor de laborator. Continentul European are în dotare 28 de stații meteorologice ce măsoară cel puțin o formă de Hg și 13 care măsoară mercurul în aer și în precipitații [225]. Republica Moldova nu are o astfel de stație. Mai multe rapoarte ale instituțiilor de Stat, anuarele Starea Mediului ale SHS (2014, 2015, 2016), anuarele IES (2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018) nu abordează acest metal ca indicator de poluare în evaluările sistematice anuale a calității aerului. Monitorizarea calității aerului atmosferic se efectuează de obicei pentru Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr din considerente de cost eficientă [111]. Cu certitudine este însă faptul că RM este afectată de emisiile de mercur atât din surse antropogene locale cât și transfrontaliere [17, 185, 207].

1.2.2. Conținutul mercurului în sol

Remedierea punctelor contaminate cu Hg din UE ar costa 17,3 miliarde de euro anual. În afară de contaminarea solului, care poate duce la degradarea calității apei și la o serie de efecte negative asupra sănătății mediului, transferul metalelor grele în lanțul alimentar ar avea consecințe și mai grave pentru sănătatea umană [202]. Conținutul mediu de Hg în solurile UE este de 0,035 mg/kg la adâncimea de 15-20 cm și 0,061 mg/kg pentru 0-15 cm, cu un interval cuprins între 0,002 - 0,93 mg/kg (15-20 cm) și între 0,005 – 1,35 mg/kg la adâncimea de 0-15 cm. Conținutul mediu de Hg în humus în solurile UE este de 0,226 mg/kg, variind între 0,022 mg/kg - 3,75 mg/kg. Totuși prezența probelor cu conținut sporit de Hg peste ML indică asupra faptului că sunt necesare elaborarea și implementarea unor măsuri de precauție [104, 202, 203, 204, 215].

Conform estimărilor efectuate de Begu A. (2006, 2011, 2016), Кирилюк В. (2006), Jigău Gh. (2005) în solurile cenușii de pădure, cernoziomurile obișnuite și carbonatice, din zona de sud, centru și nord a RM, concentrația Hg se regăsește în intervalul 0,01 mg/kg - 0,3 mg/kg, nu s-au depistat depășiri ale ML (2,0 mg/kg). Probele de sol au fost colectate din diverse straturi ale solului până la adâncimea de 80 cm [13, 14, 15, 16, 256]. Datele preliminare arată că majoritatea terenurilor agricole pot fi considerate sigure pentru cultivarea producției alimentare.

1.2.3. Conținutul mercurului în apele naturale

Datele FOREGS (2007), includ evaluarea concentrațiilor în sedimentele din fluxurile de apă aflate pe teritoriul UE. Conținutul mediu de Hg din sedimentul apelor curgătoare este de 0,081 mg/kg, cu un interval cuprins între 0,00074 mg/kg – 13,6 mg/kg. Valorile scăzute ale Hg în

sedimentele apelor curgătoare (<0,02 mg/kg) sunt prezente în Finlanda, o mică parte a Norvegiei centrale, părți din statele baltice și Polonia de nord, Alpii centrali, sud-vestul Franței, Spania estică-centrală, și Sicilia, și cea mai mare parte a Greciei cu roci calcaroase. Valorile ridicate ale Hg în sedimentele de flux (>0,07 mg/kg) se găsesc pe întreg teritoriul sudic și nord-vestul Spaniei, sudul Sardiniei, Corsica, sud-vestul și sudul Italiei, sud-estul Angliei, partea de nord a Republicii Cehe cu zone adiacente din Germania și Polonia, Slovacia estică. Valorile ridicate în Republica Cehă și în Polonia se explică prin contaminarea din depunerile atmosferice de la centralele electrice pe bază de cărbune din zonele respective. Doar o singură probă cu concentrația de 13,6 mg/kg de Hg a fost identificat în vechiul cartier minier din sudul Sardiniei [104].

În RM studii comprehensive axate pe conținutul de Hg în apele de suprafață și de adâncime, până la momentul actual, nu au fost efectuate. Monitorizarea Hg în apele de suprafață și de adâncime se efectuează periodic de SHS, datele fiind publicate cu o periodicitate de 2 ani. O atenție deosebită în monitorizare se acordă râului Prut [186, 187, 188, 189].

Munteanu et al. a analizat conținutul de Hg în apele râului Nistru, mai cu seamă în apropierea Complexului industrial Râbnîța, format din 2 fabrici de ciment și una metalurgică. Variația conținutului de Hg din rezervorul Dubăsari are intervalul de 0,12 μg/l - 0,96 μg/l în formă dizolvată și 0,29 μg/l - 3,0 μg/l în formă de particule (suspensii), Limita Maxim Admisă (LMA) este 1,0 μg/l. În sedimente conținutul Hg variază de la 0,036 μg/g la 1,3 μg/g [159].

Concentrațiile de fond ale Hg în apele subterane și de suprafață la nivel mondial sunt de obicei < 0,5 μg/l, deși anumite zone contaminate conțin niveluri peste LMA. Spre exemplu, concentrația de 5,5 μg/l a fost raportată în apropierea vulcanilor activi (Japonia) [238].

În RM sunt la evidență 3450 iazuri și 80 de rezervoare ca ferme de producere a peștelui, 1850 sunt situate în bazinul râului Nistru, 1310 în râul Prut și 364 pe alte râuri. Cantitatea de pește autohton s-a mărit de 1,7 ori în ultimii 10 ani, de 6,1 ori comparativ cu anul 2000 și în prezent constituie 10668 de tone sau 25% din valoarea întregii producții piscicole și a produselor respective consumate în țară. Deci, o provocare rămâne a fi înțelegerea biodinamicii Hg în tot acest lanț (emisii – resursele acvatice – PCM) cât și inițierea unor cercetări științifice ample [66, 224].

1.2.4. Conținutul mercurului în produsele alimentare

Într-o analiză pe un eșantion de 106740 probe colectate din 8 țări (Finlanda, Franța, Spania, Japonia, China, Brazilia, Canada, Australia) între anii 1997 și 2009, pentru aprecierea concentrației Hg în produsele alimentare, altele decât produsele din pește, nivel Hg a variat între 0,0001 mg/kg și 0,05 mg/kg, 80% din probe conținând niveluri sub LOQ. Nivelul total de Hg din 1892 probe de crustacee a variat între 0,002 mg/kg - 0,86 mg/kg (80% peste LOQ). Nu au fost identificate specii de moluște care să depășească valoarea concentrației MeHg de 0,5 mg/kg (0,002mg/kg - 0,451 mg/kg). Nivelul total de mercur din 6114 probe de pește a variat de la 0,001 mg/kg la 11,4 mg/kg

[19]. Astfel PCM este singura sursă importantă de expunere la MeHg pentru populație [19, 232].

În RM, Jigău Gh. (2005) și Кирилюк В. (2006) au efectuat măsurări ale concentrației Hg în unele produse alimentare (tabelul 1). Conținutul Hg în produsele vegetale variază între 0,0002 mg/kg - 0,001 mg/kg, de origine animală 0,001 mg/kg - 0,02 mg/kg [128, 256].

Tabelul 1. Conținutul mercurului (mg/kg) în produse alimentare autohtone [128, 256]

Produsul	Jigău Gh. (2005)	Кирилюк В. (2006)
grâu boabe	0,001 – 0,006	0,001 – 0,006
orz boabe	0 – 0,003	
porumb	0,002 – 0,006	0,002 – 0,006
mazăre	0,003 – 0,0031	0,005 – 0,07
floarea soarelui	0,003 – 0,005	0,003 – 0,005
sfecla de zahăr	0 – 0,005;	0,001 – 0,005
roșii	0,002 – 0,005	0,002 – 0,005
ardei dulci	0,0002 – 0,005	–
ardei iuți	0,0005	0,002 – 0,005
cartofi	0,004 – 0,005	–
morcov	0 – 0,005	0,001 – 0,005
vinete	0,002 – 0,003	–
mere	0 – 0,0019	0,001 – 0,002
prune	0 – 0,001	–
varză	–	0,001 – 0,01
ceapă	–	0,001 – 0,01
pere	–	0,001 – 0,002
struguri (aligote, chardonnay, cabernet, merlot)	<0,05	–
lapte	–	<0,001
carne	–	0,01 – 0,02

1.3. Impactul mercurului asupra sănătății umane

Sursa principală de expunere a populației generale (PG) la MeHg, este consumul de PCM. Mercurul elementar (Hg^0), este utilizat în termometre, lămpi fluorescente și alte dispozitive, și în unele produse ca vopsele cu conținut de Hg. Expunerea la Hg^0 se atribuie vaporilor acestuia ca rezultat al distrugerii accidentale a termometrelor, lămpilor fluorescente și altor dispozitive ce conțin Hg.

Pentru formele anorganice cum ar fi mercurul monovalent - Hg^+ și bivalent - Hg^{2+} , sursele majore de expunere sunt considerate a fi: utilizarea săpunurilor ce conțin Hg, cremelor de piele cu efect de înălbire, vaccinuri (tiomersal), sau prin laptele matern pentru nou născuți în cazul

expunerii anterioare a mamei la mercur. Expunerea la mercur nu implică în mod obligator apariția efectelor negative asupra sănătății, acestea vor depinde de cantitatea la care a avut loc expunerea, de forma mercurului și de calea de expunere [2, 207, 212].

Evaluarea riscului asupra sănătății PG prin expunerea la Hg⁰ din sursele antropice demonstrează că în prezent riscurile la nivel global și regional sunt relativ scăzute [2]. Artizanalul și exploatarea minieră a aurului este identificată ca fiind cea mai mare sursă antropică și contribuitor în volumul total al emisiilor de Hg în atmosferă. La nivel global aproximativ 100 milioane de persoane activează în acest domeniu, 15% din ei sunt implicați direct în extragerea aurului aceștia din urma sunt direct expuși, fie prin manipularea directă, fie prin respirarea vaporilor de mercur generați în timpul arderii amalgamului "aur-mercur" [176, 237].

Expunerea la diferitele forme de Hg a PG prin aer, apa potabilă sau sol sunt considerate ne semnificative în raport cu expunerea la MeHg prin consumul de PCM, care are o pondere de 99,9% ($9,2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg m.c.-zi) din totalul expunerii medii globale [11, 18, 106, 196, 222, 232, 249]. Cea mai mare parte (90-95%) a conținutului de Hg din PCM este sub formă de MeHg și doar 5-10% fiind Hg anorganic. Inhalarea vaporilor de Hg⁰ și ingerarea MeHg prin consumul de PCM rămân a fi cele mai importante căi de expunere a omului la mercur [169, 177, 237].

Conținutul de MeHg în PCM este foarte variabil, cele mai ridicate concentrații se regăsesc în specii ca: peștele spadă, rechinul, unele specii de ton și în peștii de apă dulce: bibanul, știuca [90, 102, 133, 235]. Populațiile care locuiesc în zonele de coastă, râuri sau lacuri unde pescuitul este o îndeletnicire sau mod de întreținere au un grad de expunere mai mare la MeHg [172, 233].

Estimarea conținutului de Hg în păr este utilizat pentru monitorizarea biologică a expunerii la MeHg și reflectă expunerile din trecut, până la un an sau mai mult, în funcție de lungimea părului. Concentrațiile tipice de Hg în păr în părțile din Europa Centrală și de Nord sunt de $0,2 \cdot 10^{-6}$ mg/kg - 0,4 mg/kg, la subiecții care nu consumă regulat pește de apă dulce. În grupurile care consumă regulat PCM de apă dulce, nivelurile tipice sunt de 1 - 2 mg/kg. Cei care consumă cantități mari de PCM de mare cu conținut ridicat de Hg, concentrațiile în păr pot depăși 10,0 mg/kg [47, 172, 234, 237].

În RM, este reglementată limita maximă (ML) pentru mercurul din PCM de 0,5 mg/kg, pentru speciile ca știuca, anghila, pește spadă, rechin, ML este de 1,0 mg/kg [90, 103, 112].

1.4. Sarcinile comunității științifice în implementarea Convenției de la Minamata

Punerea în aplicare a convenției va necesita o acțiune multisectorială, inclusiv sectorul sănătății. Implicarea autorităților de sănătate este indicată pentru o serie de măsuri, în special pentru articolul 16 "Aspecte privind sănătatea". În conformitate cu articolul 16, părțile sunt încurajate să: promoveze dezvoltarea și punerea în aplicare a strategiilor și programelor pentru identificarea și protejarea populațiilor expuse riscului de expunere la Hg și compuși ai lui; să

promoveze servicii de sănătate adecvate pentru populațiile afectate de expunerea la Hg și compușii lui; să consolideze capacitățile instituționale și profesionale în domeniul sănătății pentru prevenirea, diagnosticarea, tratarea și monitorizarea riscurilor pentru sănătate legate de expunerea la Hg și compușii lui. Un rol de conducere pentru autoritățile de sănătate este punerea în aplicare a eliminării treptate a dispozitivelor care conțin Hg din instituțiile medicale [42, 137, 228, 240].

Relația dintre informațiile științifice și implementarea convenției este complexă. Totodată comunitatea științifică poate contribui la punerea în aplicare a CM (tabelul 2) și ar putea interveni, participa în acest proces complex de evaluare a impactului Hg asupra sănătății populației și instituirea unui management sustenabil în controlul surselor, căilor și mecanismului de răspândire a Hg [184].

Tabelul 2. **Rolul comunității științifice în implementarea CM [184]**

Aspecte	Articole	Cerințe explicative de cercetare
Utilizare, emisii și deversări	Art. 3, 4, 5, 6	- evaluarea disponibilității și eficacității alternativelor fără Hg și îmbunătățirea metodelor de inventariere ale surselor și emisiilor.
	Art. 8, 9, 10, 11, 12	- elaborarea ghidurilor pentru identificarea, caracteristica, evaluarea riscurilor și gestionarea siturilor contaminate; - studierea circuitului Hg în sol, apă, aer, produse alimentare și elaborarea mecanismelor și instrumentelor de control.
Suport, conștientizare și educare	Art. 13, 14, 16, 17, 18	- elaborarea și evaluarea programelor de comunicare pentru educație, formare și conștientizare de PG a riscului atribuit expunerii la Hg, care răspund condițiilor naționale. - evaluarea riscurilor și identificarea surselor de expunere a grupurilor vulnerabile. - identificarea alternativelor viabile din punct de vedere tehnic și economic în dependență de resursele disponibile.
Impact și eficacitate	Art. 15, 19, 20, 21, 22	- extinderea instrumentelor și rețelelor naționale de monitorizare a trasabilității Hg și dispozitivelor cu Hg. - elaborarea procedurilor de colectare, furnizare, compilare și integrare a datelor într-un cadru unic privind programele naționale atribuite implementării CM cu asigurarea calității acestora și mecanismului de raportare structurilor internaționale. - argumentarea, elaborarea, implementarea programelor de biomonitorizare. - îmbunătățirea metodelor de evaluare a impactului schimbărilor emisiilor și deversărilor.

2. MATERIALE ȘI METODE DE ORGANIZARE A CERCETĂRII

2.1. Caracteristica generală a metodologiei de cercetare

Studiul a fost inițiat în 2015, și finalizat în 2020, în cadrul Agenției Naționale pentru Sănătate Publică, Laboratorul științific pericole chimice și toxicologie. Studiul este unul descriptiv, ecologic deoarece s-a ținut a cunoaște mai mult despre mercur (forma metalică, metil mercur) ca un potențial factor de risc pentru sănătatea populației și dacă acesta afectează cumva sănătatea populației. Ne-am propus a identifica în ce măsură PG este supusă riscului de a se expune la Hg prin consumul de apă potabilă, PCM, ingestia de sol și riscului urmare a utilizării dispozitivelor ce conțin Hg cu generarea unor ipoteze privind gradul expunerii la mercur. Pentru a atinge scopul trasat am utilizat un șir de metode: igienice, epidemiologice, toxicologice, statistice, matematice, toxico cinetice, de laborator. Teza este structurată după modelul tradițional-complexă.

Obiectul de studiu: PG și copiii din școli internat cu vârsta de 7-18 ani, grădiniță cu regim de activitate de 9,5 - 10 ore asumându-se ca categoria respectivă au vârsta de 3 -7 ani și copii din creșă cu regim de activitate 9,5 - 10 ore cu vârsta de 1-3 ani.

Cercetarea a fost desfășurată în următoarea consecutivitate:

I – **Elaborarea scopului și obiectivelor**

II – **Definirea parametrilor (instrumentelor) studiului.**

III – **Dezvoltarea design-ului cercetării.**

IV – **Evaluarea riscului** cu următoarele etape:

- a) identificarea pericolului;
- b) caracteristica pericolului;
- c) evaluarea expunerii & biomonitoring;
- d) caracteristica și managementul riscului (figura 1).

La prima etapă au fost trasate scopul și obiectivele lucrării. Ca fundament s-au considerat prevederile articolului 16 *”Aspecte cu privire la sănătate”* litera a) și d) din CM cu privire la mercur ratificată prin Legea 51 din 30.03.2017. Prin aceste două aliniate se prevede că autoritățile de sănătate trebuie să: a) *”promoveze elaborarea și implementarea strategiilor și programelor pentru a identifica și proteja populațiile la risc, populațiile deosebit de vulnerabile, și care pot include adoptarea orientărilor științifice de sănătate cu privire la expunerea la mercur și compuși de mercur, stabilind obiective pentru reducerea expunerii la mercur, dacă este cazul, și educarea publică, cu participarea de sănătate publică și a altor sectoare implicate”*; prin litera d) *”să stabilească și întărească, după caz, capacitățile instituționale și de sănătate profesională de prevenire, diagnosticare, tratament și monitorizare a riscurilor de sănătate referitoare la expunerea la mercur și compuși cu mercur”*.

După trasarea obiectivelor cercetării s-a recurs la consultarea literaturii științifice cu

relevanță în evaluarea riscului la Hg în special a ghidului elaborat de OMS ”*Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure*” din 2008 [237]. Ulterior s-au identificat și definit parametrii studiului și dezvoltat design-ul. Poluanții considerați au fost Hg⁰ și MeHg.

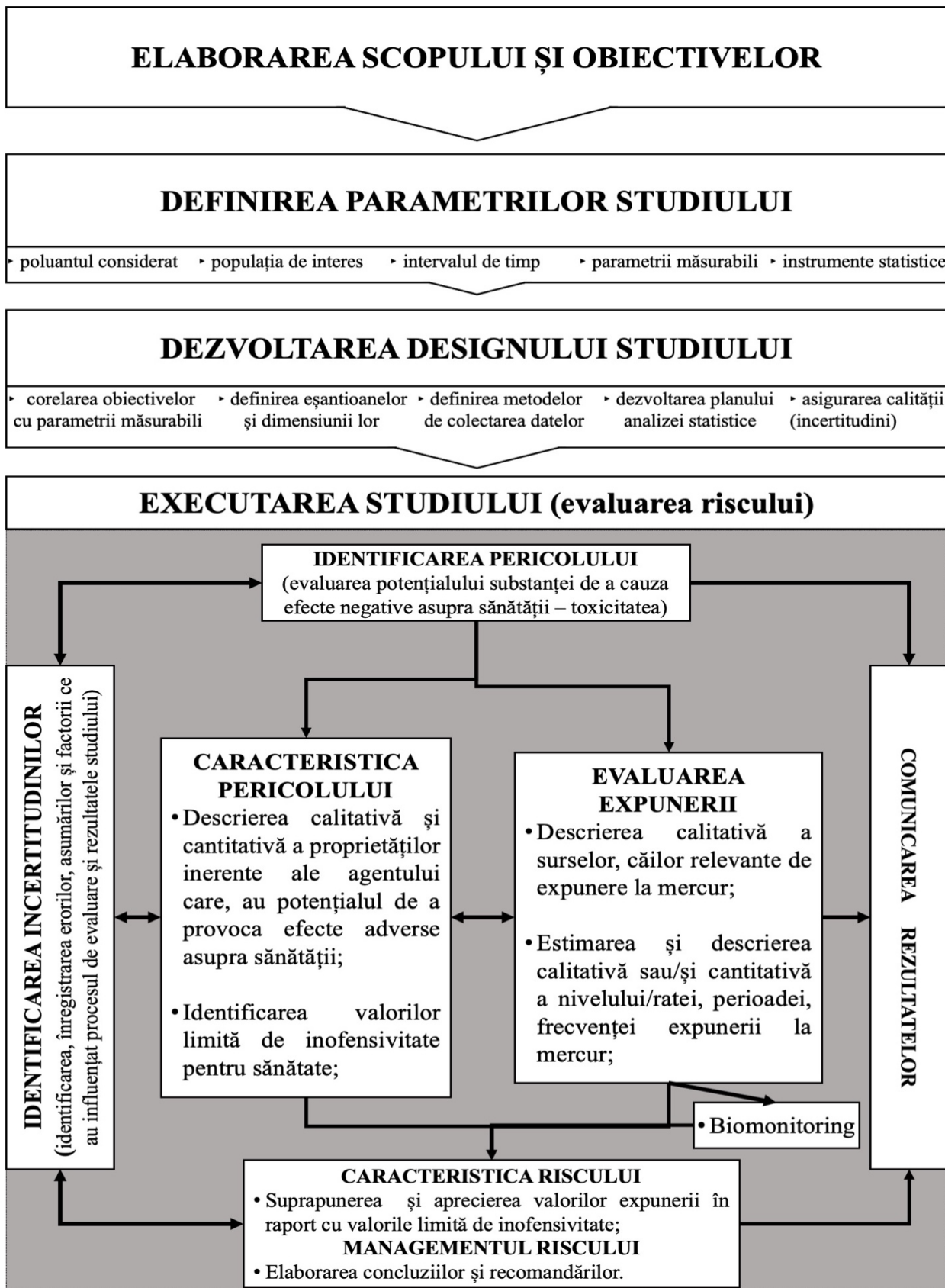


Figura 1. Design-ul studiului

Rezultatul final al studiului fiind materializat cu elaborarea recomandărilor în corespundere cu nivelul expunerii estimat ($AZE_{[MeHg]}$ și $AZE_{[Hg^0]}$) pentru populația RM. Comunicarea, diseminarea rezultatelor cercetării s-a efectuat pe perioada întregului studiu, în scopul informării mediului academic, sensibilizării acestuia în problema expunerii la Hg.

La această etapă am definit perioada de timp ce va fi analizată, s-au identificat parametri necesari pentru a evalua impactul și gradul expunerii la MeHg cât și definiți anumiți parametri statistici ce vor fi analizați.

Ulterior s-a recurs la identificarea parametrilor în literatura științifică națională și internațională (MEDLINE, PubMed, HINARI). La nivel național pentru a identifica studii anterior efectuate pe acest segment s-au utilizat următoarele resurse electronice: Catalogul Electronic al Bibliotecii Naționale a RM, mecanismul de căutare avansată cu includerea sistemelor de căutare Sisteme TinREAD, Surse Z39.50, EBSCO, Google Books; Instrumentul Bibliometric Național al Institutului de Dezvoltare a Societății Informaționale, la fel prin utilizarea mecanismului căutării avansate. Scopul utilizării acestor motoare de căutare bibliografice naționale a fost de a identifica potențialele evaluări a riscului și expunerii la mercur anterior efectuate, estimări ale concentrației mercurului în componentele de mediu și PCM. Astfel au fost trecute în revistă rezultatele obținute de diferiți cercetători în domeniul respectiv, atât din cercetările internaționale cât și naționale pentru a obține o imagine clară a situației actuale la subiectul respectiv, de a compara datele științifice anterioare și de a veni cu un studiu complex, amplu și de valoare.

Apoi sa recurs la selectarea metodologiei cercetării, instrumentelor și mecanismelor de colectare a datelor. Prin utilizarea resurselor științifice anterior selectate s-a obținut inventarierea surselor de poluare cu mercur, s-au extras și prelucrat datele monitoringului mercurului în apă, aer, sol și PCM, cu prelucrarea statistică a acestora. Datele din culegeri de date internaționale (CDI), la care se va face referire ulterior în lucrare, au fost trecute printr-un filtru de selecție și ajustare cu criteriile prestabilite.

Metoda directă de colectare a datelor a fost utilizată pentru colectarea probelor din componentele mediului ambient sol, apă și PCM. Eșantioanele atribuite probelor de apă potabilă ($n = 74$), PCM ($n = 220$) și sol ($n = 200$), colectate în perioada 01.10 - 30.10.2017, au fost calculate conform recomandărilor OMS [237]. Acestea au fost analizate în laboratorul sanitaro-igienic al ANSP prin metoda de spectrofotometrie de absorbție atomică, cu estimarea Hg-total cu suportul financiar și tehnic din cadrul proiectului de colaborare dintre FAO și CNSP "*Assess the occurrence and the level of antimicrobial resistance of Salmonella and Campilobacter sp. in humans and food chain of Moldova and strengthen capacity for risk assessment to chemical contaminants*". Prin aplicarea metodei indirecte (tabelul 3) s-au colectat un șir de alte date necesare și indispensabile pentru evaluare expunerii la mercur a PG.

Raționamentul utilizării acestei metode indirecte de colectare a datelor reiese din specificul metodologiei cadru de evaluare a riscului (metode specifice) care recomandă la o primă etapă aplicarea principiului cost eficiență a cercetării în raport cu evaluarea riscului.

Tabelul 3. Principalele surse de date utilizate, colectate prin metoda indirectă

Tipul datelor	Sursa	Perioada	Referințe
Intervenții la colectarea Hg (incidente)	SPSCE*	2016-2017	-
Emisii, depunerile de mercur	IN al Hg	2014	[207]
Caracteristica deșeurilor în profil teritorial	IES	2014-2018	[118]
Conținutul Hg în sol din zonele de risc	IC al AȘM†	2015	[119-121]
Concentrația Hg în aerul atmosferic	MSC-E	2014-2015	[146]
Concentrația Hg în solurile UE	FOREGS	2005-2007	[104]
Concentrația Hg în bazinele acvatice UE	FOREGS	2005-2007	[104]
Hg în bazine acvatice din RM	SHS	2013-2015	[191]
Importul termometrelor cu mercur/electronice	ITC	2008-2 018	[122]
Importul corpurilor de iluminat cu Hg	ITC	2001-2018	[122]
Caracteristica deșeurilor toxice și managere	BNS	2001-2017	[35]
Concentrațiile Hg în PCM	GEMS/Food	1972-2018	[235]
Numărul populației considerat	BNS	2005-2017	[36]
Numărul copiilor în instituții de educație	BNS	2014-2018	[37, 38]
Investigații efectuate în laboratoarele CSP	ANSP**	2006-2015	-
Caracteristica importurilor de PCM	BNS	2012-20 16	[39]
Importul și consumul de PCM în EU (28state)	EUMOFA***	2006-2017	[93]
Consumul de PCM populația generală	FishStat J, BNS	2005-2017	[97, 34]
Caracteristica consumului de PCM în gospodării	BNS	2006-2018	[21-33]

*Note: * - datele nu sunt publicate oficial, obținute urmare a colaborării cu specialiștii SPSCE; ** - datele au fost obținute urmare a analizei Pașapoartelor tehnice ale laboratoarelor Centrelor Teritoriale de Sănătate Publică; † - Institutul de Chimie al Academiei de Științe a Moldovei; *** - European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products.*

Etapa de evaluare a riscului sa axat pe estimarea și aprecierea riscului urmare a expunerii PG la Hg prin prisma valorilor limită de siguranță. La această etapă sa estimat Aportul Zilnic Estimativ pentru metil – mercur ($AZE_{[MeHg]}$) și $AZE_{[Hg]}$ pentru expunerea la formele metalice de mercur. S-a aplicat modelul toxico cinetic de calcul a concentrației teoretice a MeHg în păr și sânge. Această componentă a studiului o considerăm ca partea metodologică specială (care o vom discuta în subcapitol aparte) deoarece este pentru prima dată aplicată în RM.

Pentru descrierea controlului calității datelor cât și a incertitudinilor asociate studiului, ca o abordare complexă, s-a alocat un subcapitol aparte. Pentru analiza statistică descriptivă s-au

utilizat EPIInfo 17, IBM SPSS statistics 26, Microsoft Office Excel 2016 inclusiv Data Analysis Tool-pack-VBA. Totodată au fost utilizate mai multe formule matematice și toxico cinetice pentru calculul consumului de pește, nivelului de expunere și alte calcule pentru estimarea unor indicatori teoretici ce caracterizează expunerea.

Pentru analiza datelor, după sistematizarea acestora, s-au aplicat o serie de metode statistice descriptive (uni variată, multe variată) și matematice pentru a identifica proporțiile, procente, rate, distribuții de frecvență sau de măsurare a tendinței centrale, spre exemplu, media (\bar{x}), mediana (m_{dn}), modul, decile, cuartile, percentilele (p.), de estimare a dispersiei datelor cum ar fi: abaterea standard (SD), coeficientul de variație (CV). Totodată pentru compararea datelor obținute s-au aplicat diferite teste statistice, după caz, cum ar fi: testul ANOVA unidirecțional, testul t pentru variații egale, t-student pentru variații inegale, testul Leven's pentru testarea variației, testul statistic Mann Whitney. Ulterior a urmat o analiză, interpretare și prezentare finală a rezultatelor prin care s-au formulat ipoteze, concluziile în susținerea scopului și obiectivelor trasate.

2.2. Metodologia specială aplicată în contextul evaluării riscului

Am utilizat Metoda Indirectă de Evaluare a Riscului (MIER) cu o abordare pe nivele. Metodele de evaluare a expunerii pot fi clasificate ca fiind directe sau indirecte. Metoda directă include monitorizarea expunerii nemijlocită a subiecților studiului cu investigarea markerelor biologici (concentrația Hg în sânge, păr sau urină). Metodele indirecte includ eșantionarea de mediu, combinate cu informații despre factorul de expunere, modelare și chestionare. O abordare pe nivele sau în trepte presupune utilizarea unei abordări conservative, cu aprecierea tendințelor medii ale expunerii.

Abordarea este conservativă, axându-se pe informațiile privind consumul de PCM culese din surse internaționale (FishStat), întrucât nu s-au putut identifica date naționale, cât și cele cu privire la concentrațiile de MeHg la PCM (CDI). S-a determinat nivelul preliminar al expunerii la MeHg prin consumul de PCM în aspect al expunerii cronice. Pentru copii s-au utilizat valorile implicite ale consumului de PCM considerându-se Recomandările prevăzute prin Ordinul 638.

Metodologic utilizarea datelor cu privire la consumul de pește obținute din statisticile economice (import, export etc. a PCM) este permisă și recomandabilă ca un prim pas, nivel. Totodată o astfel de abordare are tendința de a supra estima nivelul expunerii deoarece statistic aceste date sunt estimate ca masă vie, ne eviscerate etc, cu referire la PCM. Pentru a diminua gradul de incertitudine pentru tendința centrală a expunerii s-au aplicat factori de conversie care au avut menirea de a exclude părțile necomestibile din cantitățile comercializate de PCM astfel ajustându-se la un consum mai realist.

În esență această metodologie este una inovativă pentru RM, deoarece pe lângă estimarea concentrației substanței în apă, aer, sol și PCM a implicat și calculul aportului de mercur $AZE_{[MeHg]}$

și $AZE_{[Hg]}$. Pe de altă parte trebuie să evidențiem că studiul are și incertitudini asociate.

2.3. Aprecierea gradului de incertitudine asociat studiului

Incertitudinea în evaluarea riscurilor în sens general este definită de OMS ca: „*aprecierea gradului imperfecțiunii cunoștințelor privind starea actuală sau viitoare a unui organism, sistem sau (sub) populație*”. Incertitudinea în contextul evaluării expunerii, se referă la lipsa de cunoștințe/date privind factorii care ar afecta procesul de estimare a acesteia. Analiza incertitudinilor este o componentă importantă pentru a înțelege corect puterea și limitele unui studiu. Evaluarea incertitudinilor atribuite studiului s-a bazat pe ghidurile și recomandările EFSA 2018 [91] și OMS 2008 [236].

Pentru a estima nivelul expunerii la MeHg și HgT am luat în considerare 3 elemente de bază: (i) concentrația Hg în apa potabilă, sol, aer, și PCM, (ii) consumul de PCM, apă potabilă, ingestia de sol și (iii) masa medie corporală. Modelul este pe larg acceptat în evaluarea riscului per general atribuindu-se un grad scăzut de incertitudine în raport cu datele utilizate [236].

Pentru aprecierea impactului și direcției incertitudinilor asupra rezultatului cercetării s-a utilizat (figura 2). Nivel „scăzut” arată că o schimbare mare a sursei (exemplu: concentrației medii a MeHg) ar avea un efect mic asupra rezultatelor, un nivel „mediu” presupune că o modificare a sursei ar avea un impact moderat proporțional și un nivel „ridicat” implică faptul că o mică schimbarea are un efect mare în direcția subestimării sau supraestimării expunerii [87, 236]

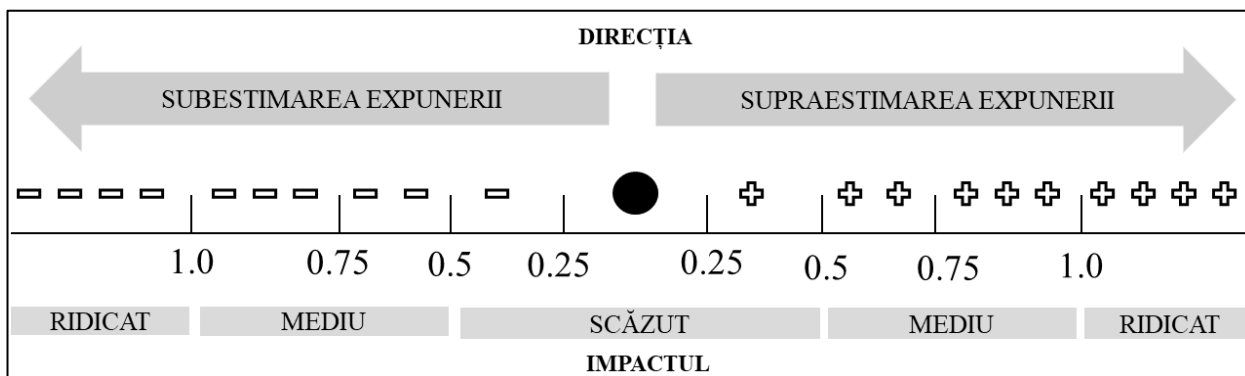


Figura 2. Scara de evaluare a impactului incertitudinilor, reproducă din [87, 236]

Estimarea expunerii la MeHg și mercurul anorganic s-a efectuat pentru PG ce caracterizează o persoană medie ponderată. Nu am analizat nivelul expunerii pe sex, vârstă (cu excepția copiilor), regiuni, sau grupuri vulnerabile (femei de vârstă fertilă) care consumă pește în cantități sporite. Aceste diferențe pe categorii au fost analizate doar în aspect al consumului de PCM, utilizând datele BNS. Metoda MIER cu o abordare conservatoare pe nivele ne-a permis să determinăm nivelul preliminar al expunerii la MeHg prin consumul de PCM în aspect al expunerii cronice. Considerăm că metodologic acest studiu are un grad scăzut de incertitudine însă este dificil a aprecia în ce direcția ar deplasa rezultatele studiului.

Expunerea la MeHg și mercurul metalic în rândul copiilor a fost estimată pentru grupele

de vârstă: 1-3 ani, 3-7 ani, 7-18 ani [149, 150]. S-au utilizat valorile percentilelor concentrațiilor MeHg în toate cele 27 specii, teoretic reprezentând 27 scenarii posibil în aspect al variabilității concentrației MeHg în PCM. Considerăm un posibil grad scăzut de incertitudine în ambele direcții. Nivelurile estimate minim și maxim arată potențialul interval al expunerii caracteristic copiilor. Cu toate acestea, un grad ridicat de incertitudine orientat spre supraestimarea expunerii se atribuie faptului că s-au utilizat valori fixe (implicite) privind consumul de PCM pentru toate speciile. Consumul considerat nefiind, de altfel, caracterizat prin variabilitate în aspect de timp și specii consumate. Există incertitudine atribuită faptului ca nu putem defini exact care este nivelul expunerii la MeHg pentru grupele respective, în ambele sensuri.

Din sursele externe au fost derivate 33136 rezultate analitice (CDI) în 26 specii de PCM din perioada 01.01.1972 - 31.12.2018. Contribuitorii principali ai datelor în GEMS/Food sunt 31 state dintre care Norvegia, Canada și Noua Zeelandă sunt contribuitori principali (56,6%). Pe de altă parte am inclus în studiu 220 probe de PCM colectate de autori în anul 2017 pentru 21 specii de PCM comercializate în magazinele specializate și piață din țară ceea ce completează seturile de date utilizate și contribuie la reducerea incertitudinii servind ca bază mai completă pentru rezultatele din teză. Totodată valorile medii noi obținute urmare a comasării acestor două surse de date se încadrează cu cele prezentate în alte studii științifice [73, 90, 100, 133]. Incertitudini pot fi atribuite și datorită numărului mic de probe colectate (220-Dp) care cumva au fost asimilate de numărul de investigații mult mai mare din GEMS/Food. Astfel atribuim un grad de incertitudine mediu pentru parametru dat care poate direcționa rezultatul expunerii în ambele direcții (supra or subestimării).

Cele mai multe rezultate analitice extrase din GEMS/Food au fost raportate, în dependență de forma chimică a mercurului, ca mercur total: crustacee - 1845 (94,4%), pești - 23817 (91,5%), moluște - 4975 (96,4%). Mercur anorganic a fost evaluat în 8 rezultate pentru crustacee și 4 în pești. Atât rezultatele raportate ca "mercur total" cât și "mercur anorganic" au fost convertite în valori ale MeHg, aplicându-se un factor de conversie de 1[90]. Aplicarea unui factor de conversie supraestimează nivelul expunerii fiind considerat și o abordare conservativă. EFSA (2012) raporta pentru pește o variație a raportului concentrației MeHg la mercurul total de la 0,39 la 1,17 (peste 1,0 fiind considerate rezultate incerte), crustacee 0,74 - 1,0, moluște 0,69. Prin urmare ar putea exista un grad de incertitudine ridicat cu supraestimarea expunerii [90].

Metoda de preparare a bucatelor poate influența concentrația finală a MeHg în produs. Numărul probelor în baza datelor CDI efectuate în forma crudă este după cum urmează: speciile de pești 14649 rezultate (56,3%) din 26022 rezultate analitice, 2397 (46,5%) în cele de moluște și 689 (35,2%) în crustacee. Pentru 10580 rezultate analitice după CDI nu a fost raportate forma preparativă a probelor investigate. Toate 220 probe colectate de în cadrul prezentei cercetări au

fost efectuate în forma preparativă crudă. În acest caz s-a asumat un factor de conversie echivalent cu 1.0 care asumă că concentrația MeHg va rămâne aceeași și după prepararea PCM (indiferent de forma de preparare). Datele privind concentrațiile mercurului în probele de pește, crustacee și moluște într-o pondere de 90,9% au fost efectuate în componenta comestibilă a speciilor de PCM. EFSA și OMS menționează că în evaluările incipiente acest factor poate fi neglijat considerând că gradul de incertitudine este foarte mic și nu influențează nivelul expunerii [90, 237].

Considerăm că un grad de incertitudine poate fi cauzat și datorită utilizării valorilor extreme (figura 14) ale concentrațiilor depistate în speciile de pești care pe de o parte pot fi depistate în sine pe de alta parte pot fi erori de laborator care au influențat semnificativ valorile medii cu supraestimarea ulterioară a expunerii. EFSA (2012) a considerat însă în raportul său ca valori extreme doar acele date care sunt de 10 ori mai mari ca penultima valoare extremă [90]. Deci incertitudinea asociată acestui factor poate fi neglijată.

Pe de altă parte ponderea rezultatelor analitice extrase (CDI) pentru concentrațiile a căror valori au fost raportate a fi egale cu limita de detecție (LOD) este după cum urmează: crustacee – 15,1% (295), pești 4,3% (1120) și 23,7% ori 1222 rezultate în moluște. Clarke J. (1998) și Croghan C. (2003) argumentau că pentru a avea un grad minim de incertitudine atribuit valorilor raportate ca LOD ponderea acestora nu trebuie să depășească 30% din numărul total de probe [59, 64]. Pentru toate cele 2637 rezultate analitice s-a aplicat formula $X = LOD/\sqrt{2}$. Ponderea de 100% < LOQ (0,0002 $\mu\text{g/l}$) a probelor de apă colectate (74 probe) nu influențează nivelul expunerii de fond cât și a celor 32 probe de sol (LOQ < 0,001 mg/kg) colectate din solurile adiacente grădinițelor deoarece aportul acestor două surse de expunere la mercurul metalic este foarte mic pentru sol și neglijabilă pentru apă [77, 78, 237, 238]. Deci incertitudinile pentru datele raportate ca fiind < LOD sau < LOQ le considerăm minime cu o probabilă subestimare a expunerii.

Probele de aer nu s-au prelevat direct de către autor, datele fiind preluate din MSC-E [146] și procesate ulterior dar consideram că chiar și sub un înalt grad de incertitudini a datelor utilizate nu va fi influențat nivel expunerii estimat de noi deoarece este net inferior nivelului admis ceea ce nu are relevanță pentru factorii de luare a deciziilor. Mai multe studii (227, 229, 238) spun că aerul atmosferic prezintă o sursă de expunere neglijabilă la mercurul anorganic sau alte forme ale acestora, cu excepția cazurilor când există surse majore în apropiere cum ar fi: vulcanii activi, mine de extragere a aurului sau industrii ce utilizează direct mercurul ca materie primă, ceea ce nu este caracteristic Republicii Moldova [207].

Expunerea alimentară la MeHg a fost bazată doar pe grupul alimentar „pește, crustacee și moluște” din lipsa de date și resurse, ceea ce exclude alte surse de expunere alimentară. Pe de altă parte această incertitudine considerăm minoră deoarece 99,9% din doza de expunere la MeHg revine anume consumului de PCM [232, 236].

Pentru unele specii de pește care nu au fost putut identificate și s-au inclus în grupa, ”pești nespecificați” s-a asumat că media concentrației MeHg este echivalentă cu media concentrației tuturor speciilor de pești. Pentru crustacee a fost considerată media ponderată a concentrației. Însă spre exemplu conform literaturii științifice (90, 133, 235) lobsterii au concentrații medii mai mari comparativ cu racii sau creveții. Ceea ce poate duce la supraestimarea expunerii pentru categoria crustacee mai cu seamă că ponderea cea mai mare a rezultatelor analitice este atribuită lobsterilor. Pe de altă parte consumul de crustacee (ca grupă) este foarte mic deci ponderea nivelului expunerii determinată de aceasta în raport cu expunerea sumară (crustacee, moluște, pești) este foarte mic <1% ceea ce nu influențează media expunerii sumare pentru o persoană medie ponderată.

Există incertitudini atribuite determinărilor de laborator a concentrației. Metoda de spectrofotometrie de Absorbție Atomică are o eroare de 10% care nu a fost luată în considerare la estimarea mercurului total în apă, sol, PCM. Aceasta poate duce însă la o supra sau sub estimare a expunerii însă gradul de incertitudine asupra nivelului expunerii finale estimate va fi mic.

Remarcăm discrepanțe apărute cu un grad mare de incertitudine la combinarea datelor atribuite concentrației MeHg caracteristice perioadei 1978 - 2018, cu cele ale consumului 2005-2017. Perioada de colectare a probelor cuprinde în sine perioada pentru care sa evaluat consumul. Totodată mediile concentrațiilor estimate în speciile respective nu sunt măsurători directe a celor consumate nemijlocit de populație. Remarca este că, în scenariu ideal proba de pește colectată trebuie să coincidă cu cea consumată (din aceeași bucată). Per general, apreciem datele cu privire la concentrațiile mercurului (ambele forme) drept suficiente și acceptabile pentru utilizarea în cadrul metodologiei de calcul a estimării expunerii prin consumul de PCM de apă și aer.

Pentru estimarea expunerii s-a utilizat datele consumului de pește din softul FishStat J, care prezintă serii anuale în tone pe an pentru toate speciile importate și comercializate în RM, dar sunt date comerciale (import, export, reexport), extrase pentru perioada 2005-2017. Deducerea consumului s-a efectuat prin sumarea importurilor cu cantitățile produse local minus reexporturi, exporturi și stocuri. Am calculat consumul pentru o persoană medie ponderată. Actualmente consumul calculat reprezintă cantitățile de PCM estimativ disponibile spre consum și nu cele real consumate. Există anumite pierderi de volum la diferite etape de distribuție și comercializare, care nu au fost luate în considerare în FishStat J, pentru a ajusta consumul la potențialul consum real am aplicat factori de conversie (tabelul A1.3). Media factorilor de conversie aplicați a fost de 0,35, ceea ce este una realistă, EPA (2011) [75, 232]. Acești factori considerați au dus la micșorarea consumului cu aproximativ 35% comparativ cu consumul inițial estimat în baza elementelor economice (import, export etc.). În contextul unei metodologii și abordări incipiente, de primă etapă calificăm drept cu un grad de incertitudine scăzut.

Valorile transformate din tone pe an în g/zi generează erori de calcul. Prezentării datelor în

tone ca numere întregi (1, 2, 3 ..n) poate influența considerabil nivelul expunerii cu supra sau subestimarea ulterioară a riscului. Spre exemplu, realmente atât 1,4 tone cât și 1,1 tone ambele pot fi approximate la 1. Ținând contul de faptul că s-a impus și transformarea în g/zi pe cap de locuitor și că 0,1 tone = 100000 g aceasta poate duce într-un final la distorsionarea rezultatului final atribuit estimării consumului în g/zi.

Un alt parametru ar fi imposibilitatea de a disocia datele pentru a calcula ponderea consumatorilor de pește de cei care nu consumă. Incertitudinile cu calificativul mediu atribuim faptului că s-a supraestimat consumul pentru grupul persoanelor neconsumatoare și sub estimat pentru cei care consumă pește. Ideea este că dacă 10% din populația țării nu consumă pește, atunci consumul estimat per capita ar fi mai mare pentru altele 90%, consumatorii. Totodată am exclude că 10% din populație nu sunt expuși la MeHg prin consumul de PCM. Astfel valorile medii ale consumului de pește sunt incerte și nu sunt aplicabile pentru cei care nu consumă pește. Pe de altă parte utilizarea seriilor anuale a permis identificarea speciilor rar consumate în rândul populației ceea ce nu se poate estima în cadrul studiul de estimare a consumului în cuiburi, cohortă sau cele de durată scurtă (24 ore, o săptămână etc).

Utilizarea FishStat J nu au permis estimarea expunerii pentru grupuri specifice (copii, adolescenți, femei în vârstă fertilă etc.), în aspect regional sau după mediu de reședință. Aceste au fost identificate în anuarele Biroului Național de Statistică "*Aspecte privind nivelul de trai al populației*" pentru anii 2006 - 2018 a permis evaluarea consumului de pește pentru mai multe categorii de populației. Utilizarea rapoartelor BNS, atribuite cercetării bugetelor gospodăriilor casnice a permis segmentarea consumului de PCM după mai multe criterii cum ar fi: (i) după mediu și regiuni; (ii) după numărul de copii în gospodărie; (iii) după mărimea gospodăriei; (iv) după statutul socioeconomic; (v) pe quintile. Însă nu sa putut face comparația nivelului expunerii prin utilizarea datelor consumului de PCM din BNS și FishStat J deoarece metodologia de colectare a datelor în aceste surse este total diferită.

Utilizând seriile anuale FishStat J nu am putut calcula real consumul de PCM pentru consumatorii fideli astfel că am asumat a fi echivalent cu percentila 95. Utilizarea seriile anuale este o metodă non-conservativă apreciată utilă pentru estimările cronice ale expunerii însă este una conservativă dacă se ia în calcul estimările pentru consumatorii fideli întrucât nu este real ca o persoană să consume cantități de pește echivalente valorii percentilei 95 pe tot parcursul vieții. S-a estimat că un scenariu mai realist ar fi consumul a doar 2 specii echivalent percentilei 95 iar pentru celelalte specii să se utilizeze valorile medii ale consumului, scenariu pe care l-am și abordat. De obicei valorile percentilei 95, cu referire la consumul de pește de consumatorii fideli este de la 2 la 2,5 ori mai mare ca voalarea medie [239], în cazul nostru a fost de 1,4 ori. Astfel apreciem că datele consumului prezintă un grad de incertitudine mediu în direcția subestimării

expunerii pentru consumatorii fideli (percentila 95).

Estimarea expunerii pentru copii a avut la bază două valori: (i) Cantitatea zilnică necesară (CZn); (ii) Cantitatea zilnică consumată (CZc), (tabelul 15) prevăzute prin Ordinul nr.638 din 12.08.2016 al Ministerului Sănătății [149, 150]. Incertitudinile atribuite aplicării valorilor fixe se explică prin imposibilitatea de a estima diferențele în consum pentru fiecare categorie de vârstă. CZn nu reprezintă cantitățile real consumate ci cele recomandate a fi consumate. Deci pentru a testa dacă CZn îndeplinește și corespunde limitei care nu ar crea expuneri exagerate la MeHg pentru copii și în contextul metodologice conservative ale studiului această abordare este pe larg acceptată și estimată cu un grad mic de incertitudine în raport cu datele necesare. Un mare grad de incertitudine cu o supraestimare însă este caracteristic atunci când se presupune că nivelul expunerii reale la MeHg ar fi cel echivalent cu estimările bazate pe CZn. În această ordine de idei, $AZE_{[MeHg]}$ pentru copii s-a calculat reieșind din CZc care potrivit Ordinului nr. 638 din 12.08.2016 al Ministerului Sănătății [149] este de doar 60% din CZn (tabelul 15) însă această cifră nu este probată în actul normativ nominalizat, ceea ce considerăm ca generează o mare incertitudine. Totodată $AZE_{[MeHg]}$ pentru copii nu este reprezentativă pentru toți copii din țară deoarece CZn și CZc se atribuie doar celor care sunt disponibilizați în creșe, grădinițe sau internate. Pe de altă parte nu s-a considerat consumul de PCM înafara instituțiilor respective. Există un grad mare de incertitudine asociat nivelului expunerii prin supraestimarea acesteia, dar menționăm că nu s-a luat în calcul cantitățile de PCM consumate în afara acestor instituții ce într-un final rezultatul nostru ar putea subestima nivelul valorile finale ale $AZE_{[MeHg]}$ pentru unii copii.

Un grad mic de incertitudine considerăm identificarea denumirii speciilor consumate, unele fiind prezentate cu denumiri științifice: salmo salar, micromesistius poutassou; în alte poziții fiind date denumiri comerciale: batog spre exemplu care include foarte multe specii, anume prin prezența unor ambiguități de limbaj utilizat și multitudinea sistemelor de clasificare care intrau în contradicție pe anumite poziții. Remarcăm și faptul că nu s-a putut identifica speciile de pești pentru anumite poziții, fiind incluse în grupa ”pești nespecificați” care a constituit 15,7% din consumul total, o pondere semnificativă.

Pentru estimarea concentrației MeHg în sânge și păr sau utilizat abordări conservative (model toxico cinetic) prin estimări teoretice prin aplicarea formulelor reieșind din $AZE_{[MeHg]}$. Aceleași formule s-au aplicat atât pentru populația generală cât și pentru copii. EFSA menționa că de facto rata de transfer a mercurului din sânge în păr la copii este mult mare astfel apreciindu-se o subestimare a concentrației în păr. Incertitudini sunt și cu privire la modelul toxico cinetic de estimare a MeHg în sânge și păr legate de perioada de înjumătățire a MeHg în sânge, ratei de absorbție a acestuia care sunt componente importante [90].

Masa medie corporală asumată a fost de 60 kg pentru o persoană medie ponderată, ceea ce

este rezonabil și considerăm gradul de incertitudine mic. Oricum nu este considerată o sursă majoră de incertitudine deoarece conform [232] duce la o variație de doar 1-2% în nivelul expunerii finale. Masa medie pentru copii a fost considerată după cum urmează: 11,9 kg: 1-3 ani, 22,3 kg pentru 3-7 ani și 44,3 kg pentru 7-18 ani, ceea ce sunt valori implicite recomandate de EFSA dar care nu sunt caracteristice Republicii Moldova [86].

Deținem datele cu privire la emisiile de mercur, evaluate în inventar ceea ce este un punct forte în evaluarea expunerii la mercurul anorganic și identificarea punctelor fierbinți (zone contaminate). Am identificat alte puncte fierbinți cum ar fi gunoștile care în contextul lipsei unui management de colectare a deșeurilor de mercur acestea devin un loc de depozitare contrar voinței agenților (incertitudine mică). Însă au fost identificate puține studii științifice care ar analiza rezultatele concentrațiilor în solurile de pe teritoriile gunoștilor și cele adiacente, apele din apropiere.

S-au colectat probe de sol în grilă de pe întreg teritoriul țării ceea ce creează o imagine clară a concentrației de fond mercurului total în sol.

Limitările existente și identificate le considerăm că prezintă un grad moderat de incertitudine și influențează valorile finale ale $AZE_{[Hg]}$ și $AZE_{[MeHg]}$. Totuși nu există o metodă unică de apreciere a incertitudinilor cât și că aceasta poartă un caracter subiectiv, strict dependent de cunoașterea metodologiilor de identificare și apreciere a incertitudinilor cât și gradului de subiectivitate sau obiectivitate a autorului [91, 236].

3. ESTIMAREA RISCULUI EXPUNERII LA MERCURUL METALIC

3.1. Introducere

Mercurul metalic este foarte stabil, aproape insolubil în apă și nu se acumulează în biota acvatică, cu excepția cazului în care este bio-transformat, în anumite condiții de mediu, într-o formă organică, prin intermediul organismelor vii (proces de metilare) [237].

Janseen M. (2012) menționa doar două căi principale de obținere a Hg, producția primară și reciclarea. Producția primară a Hg este realizată prin extragerea, zdrobirea și încălzirea mono sulfurii de mercur (II) sau cinabruului (HgS). În Europa au existat trei mine importante de cinabru (Idrija, Slovenia, Mt. Amiata, Italia și Almadén, Spania). Alt tip de producție primară este prelucrarea metalelor, în special al aurului, argintului și zincului, unde Hg reprezintă un produs secundar. Producția secundară constă în reciclarea produselor care conțin Hg, cum ar fi bateriile, lămpile fluorescente și deșeurile industriale ș.a. [124]. UE este cel mai mare exportator de mercur metalic, cu o cifră de export estimată la 151 de tone în 2007, majoritatea provine din reciclare [83].

Rajee et al. nota că artizanatul și exploatarea minieră a aurului este cea mai mare sursă și contribuitor în volumul total al emisiilor de Hg antropice globale în atmosferă astfel or prin manipularea directă sau inspirația vaporilor de Hg, minerii sunt în grupa de risc major [176]. Predominarea surselor difuze cum ar fi prezența produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg impune o abordare axată pe evaluarea pericolului, implementarea mecanismelor de eliminare și substituție cu produse fără mercur [83, 131].

Mai multe studii (70, 72, 107, 154, 159, 180, 195, 246, 251, 260) menționează că Hg este folosit în diverse procese de fabricație a echipamentelor de măsurare și control cum ar fi: termometre, dispozitive de măsurare a tensiunii arteriale, baterii, lămpi, întrerupătoare, producția de vopsele și industria clor-alkaliilor. De asemenea, este emis indirect ca produs secundar al altor activități industriale, cum ar fi: rafinarea metalelor, arderea cărbunelui. Cele mai importante surse de eliberări antropice de Hg în evaluarea impactului Hg asupra sănătății populației și mediului sunt: producția de energie electrică și termică pe bază de cărbune, producția de energie din alți combustibili fosili, producția de ciment (mercur din var), activități miniere și alte activități metalurgice care implică extracția și prelucrarea materialelor minerale virgine și reciclate (producția de aur, fier și oțel, fier mangan, zinc și alte metale neferoase).

Raportul UNEP (2015) și alte surse (95, 183, 253) listează mai multe potențiale zone de risc, cum ar fi: situri de producere a clor-alkanilor închise/abandonate, foste producții chimice de pesticide, biocide, pigmenți etc., sau unde Hg ori compușii lui au fost utilizați în calitate de catalizator, producere a termometrelor, comutatoarelor, bateriilor și altor produse, producerea hârtiei și celulozei (cu producția internă a clor alkaliilor), depozite ale deșeurilor din mineritul artizanat, depozite ale deșeurilor de la extracția metalelor neferoase, amplasări unde au avut loc

accidente cu Hg, foste locații unde au avut loc procese de reciclare a Hg (producția „secundară” a Hg) [212].

În perioada 2014 - 2017, în Republica Moldova au fost identificate principalele surse de emisii cu Hg, fiind elaborat ”*Inventarul național al emisiilor de mercur în Republica Moldova pentru anul de referință 2014*”, primul raport național în acest sens. S-a identificat că la momentul actual în țară nu există surse majore de poluare cu mercur ”puncte fierbinți” [207].

3.2. Metode

Estimarea riscului urmare a expunerii la mercurul metalic este un domeniu foarte vast, complex, specific. La momentul actual nu există o metodologie unificată de evaluarea a impactului mercurului metalic asupra sănătății populației [236, 237]. Prin urmare am purces la aprecierea și caracteristica descriptivă a potențialelor surse de expunere prin prisma eventualei expuneri și impactului asupra sănătății populației. Am utilizat atât date proprii, originale cât și date din literatura de specialitate. Toate materialele de studiu, instrumentele și numărul investigațiilor utilizate pentru aprecierea riscului asociat expunerii la formele metalice de mercur sunt expuse în anexă (tabelul A1.1).

Datele privind importul, exportul, reexportul, producția, în serii anuale, a termometrelor medicale și a corpurilor de iluminat cu Hg au fost preluate din International Trade Centre (ITC) [122], clasificate după sistemul internațional armonizat de clasificare HS [217]. Astfel pentru identificarea numărului de termometre (unități) ce conțin Hg s-a utilizat codurile: 902511200, 902511800 pentru perioada 2008 - 2018. Pentru corpurile de iluminat s-au utilizat codurile: 853931, 853932, 853949 , date pentru anii 2001 - 2018.

S-a inclus și un studiu de caz de deversare accidentală a Hg într-un bloc locativ, fiind colectate 6 probe de aer la data de 15.04.2016 (tabelul 4). Probele au fost colectate în conformitate cu РД 5704186-89 ”Руководство по контролю загрязнения атмосферы” cu utilizarea aspiratorului Aspiratorul PU-4E.

Tabelul 4. Parametrii colectați în incidentul din orașul Vulcănești

Locația	Presiunea atmosferică (mmHg)	Temperatura (°C)	Umeditatea relativă (%)
Apartament 1	747	20,2	58,0
Apartament 2	747	19,1	65,0
Apartament 3	748	20,8	62,0
Coridor etajul 1	746	18,6	65,0
Coridor etajul 2	746	18,3	73,0
Coridor etajul 3	745	19,1	59,0

Măsurarea concentrațiilor vaporilor Hg în aer s-a efectuat pe baza metodei spectroscopiei de absorbție atomică fără flacără (marjă de eroare $\pm 20\%$, intervalul de încredere 95%) limita

inferioară de detectare a vaporilor de mercur în aer este de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Fiecare probă s-a colectat timp de 20 min. cu o viteză de aspirație a aerului de 20 l/min., la înălțimea de 0,5 m (înălțimea de respirație a copilului). Conform MYK 4.1.1468-03 "Determinarea prin absorbție atomică a vaporilor de mercur în aerul atmosferic al zonelor populate și în aerul zonei de lucru", parametrii aerului analizat trebuie să se încadreze în următoarele limite: (a) - temperatura ambiantă 0 - 40°C; (b) - presiunea atmosferică între 630 - 800 mmHg; (c) - umiditate relativă a aerului între 30 - 85% la o temperatură de 35°C.

Probele de sol (200 probe) au fost prelevate la intervale de 30 km (74 pătrate a câte 900 km²), prin metoda de colectare în grilă, pentru a asigura o distribuție uniformă a probelor colectate utilizând aplicația QGIS (Open source) versiunea 2.18.9 (figura A1.1). De pe solurile agricole au fost colectate la Nord - 54 probe, Centru - 64 probe, Sud - 50 probe, total - 168 probe.

Punctele albastre (figura A1.1) reprezintă 32 probe colectate din interiorul orașelor (grădinițe), la suprafața solului 0 - 10 cm, cu o spatulă din oțel inoxidabil, în pungi de polipropilenă, sigilate, etichetate și dublu-ambalate. Aceste probe au fost colectate pentru a estima dacă copiii sunt expuși prin contactul mai frecvent cu solul la Hg în timpul jocului.

Pentru comparația distribuției concentrației Hg în aspect regional Nord, Centru, Sud s-a aplicat testul statistic ANOVA unidirecțional. Rezultatele atribuite concentrației Hg în sol au fost ulterior comparate cu rezultatele concentrațiilor în sol estimate în UE, utilizând datele primare FOREGS (2007) [104], cu utilizarea testului t student cu variații egale ($p > 0,05$ testul Leven's).

S-a colectat 74 probe de apă potabilă, în vase de polipropilenă, sigilate și etichetate, din sursele arteziene - 20 probe, din surse de suprafață, sistemele centralizate de aprovizionare (orașe) - 35 probe și 19 probe de apă din izvoare, fântâni adiacente drumurilor naționale.

Analiza Hg în aerul atmosferic s-a efectuat în baza datelor MSC-E care reprezintă concentrațiile medii ale Hg în aer cu o rezoluție spațială de $0,1^0 \times 0,1^0$. Pentru a compara valorile medii dintre RM și datele MSC-E am efectuat testul t-student pentru dispersii inegale, pentru a compara media caracteristică RM cu cea a României și Ucrainei sa efectuat test t-student pentru dispersii egale.

Estimarea Aportului Zilnic Estimativ al mercurului ($AZE_{[\text{Hg}]}$) în organismul uman prin ingestia de sol, apă și aer a fost efectuată utilizând următoare formule:

$$AZE_{[\text{HgS}]} = \frac{\sum(C*U)}{\text{m.c.}} * 1000 \quad [4]; \quad (1)$$

- $AZE_{[\text{HgS}]}$ = Aportul Zilnic Estimativ prin ingestia de sol, ($\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi)
- C = concentrația Hg în sol, (mg/kg)
- U = cantitatea consumată; pentru copii 200 mg/zi, maturi 100 mg/zi [4, 75]
- m.c. = masa medie corporală a consumatorului (kg)

- 1000 = coeficient de transformare din mg/kg în µg/kg

$$AZE_{[HgA]} = \frac{\sum(C*U)}{m.c.} * 1000 [4]; \quad (2)$$

- $AZE_{[HgA]}$ = Aportul Zilnic Estimativ prin ingestia de apă (µg/kg m.c.-zi)
- C = concentrația Hg în apă, (mg/l)
- U = cantitatea consumată; copii 1 l/zi, maturi 2 l/zi [4, 75]
- m.c. = masa medie corporală a consumatorului (kg)
- 1000 = coeficient de transformare din mg/kg în µg/kg

$$AZE_{[HgAr]} = \frac{\sum(C*U)}{MC} * 1000 [4]; \quad (3)$$

- $AZE_{[HgAr]}$ = Aportul Zilnic Estimativ prin ingestia de aer, (µg/kg m.c.-zi)
- C = concentrația mercurului în aer, (mg/m³)
- U = volumul inspirat; copii 12 m³/zi, maturi 15,2 m³/zi [4, 75]
- m.c. = masa medie corporală a consumatorului (kg)
- 1000 = coeficient de transformare din mg/kg în µg/kg

Calculul $AZE_{[Hg]}$ sau ingestia totală a Hg (forma metalică) s-a calculat după formula:

$$\sum AZE_{[Hg]} = AZE_{[HgS]} + AZE_{[HgA]} + AZE_{[HgAr]}; \quad (4)$$

3.3. Rezultate

3.3.1. Caracteristica emisiilor și depunerilor de mercur la nivel național

S-a studiat caracteristica emisiilor, repartiția acestora (%), cantitățile (kg) prin prisma identificării potențialelor surse de expunere la Hg [177, 205, 216, 232, 237, 238]. S-a estimat cantitățile de Hg depuse pe suprafața terestră (depuneri) și a emisiilor utilizând raportul Țugui T. (2017) ”*Inventarul național al emisiilor de mercur al Republicii Moldova 2014: Nivelul 2*” [207] ca factori ce pot induce efecte asupra sănătății umane [95, 214].

S-a identificat că potențialele surse de expunere la Hg, estimate pentru anul 2014, ar fi: grupa produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg - 411,83 kg Hg/an sau 42,4% din total de 972,12 kg Hg/an (tabelul 5), depozitarea/eliminarea deșeurilor și tratarea apelor uzate - 270,89 kg Hg/an (27,9%), incinerarea deșeurilor - 101,32 kg Hg/an (10,4%), alte utilizări intenționate ale produselor - 39,19 kg Hg/an (4,0%).

Tabelul 5. Structura emisiilor de Hg în RM pentru anul de referință 2014 [207]

Sursele de emisii de mercur	Emisii kg (%)	Tratate kg (%)
Extracția și utilizarea combustibililor/surse de energie	61,3 (6,3)	6,51 (10,6)
Producția altor minerale și materiale cu impurități	43,78 (4,5)	0 (0)
Utilizarea intenționată a mercurului	411,83 (42,4)	11,23 (2,7)
Termometre ce conțin mercur	195,24 (47,4)	5,86 (3,0)
Întrepruătoare electrice, contacte și relee cu Hg	75,48 (18,3)	3,25 (4,3)

Sursele de iluminat cu mercur	32,97 (8,0)	1,48 (4,5)
Baterii cu mercur	21,41 (5,2)	0 (0)
Poliuretan cu catalizatori ce conțin mercur	65,51 (15,9)	0 (0)
Vopsele	21,22 (5,2)	0,64 (3,0)
Alte utilizări intenționate ale produselor/proceselor	39,19 (4,0)	11,9 (30,4)
Incinerarea deșeurilor	101,32 (10,4)	0 (0)
Incinerarea deșeurilor medicale	5,62 (5,5)	0 (0)
Arderea neautorizată a deșeurilor	95,7 (94,5)	0 (0)
Depozitarea deșeurilor și tratarea apelor uzate	270,89 (27,9)	63,18 (23,3)
Gunoști/depozite controlate	13,39 (4,9)	0 (0)
Depozitarea neautorizată a deșeurilor generale	44,64 (16,5)	0 (0)
Sistemul de colectare/tratare a apelor reziduale	212,86 (78,6)	63,18 (29,7)
Crematorii și cimitire	43,81 (4,5)	0 (0)
Total	972,12 (100)	92,82

Am analizat trasabilitatea emisiilor (figura 3) și am constatat că 31,81% (309,24 kg) din totalul emisiilor se direcționează spre deșeurile generale, 30,42% (295,8 kg) sunt emise în aer și doar 9,54% (92,82 kg) sunt supuse procesului de reciclare. În sol s-au depus 16,93% (164,58 kg) iar în bazinele acvatice terestre 10,14% (98,67 kg) din total emisiilor cuantificate.

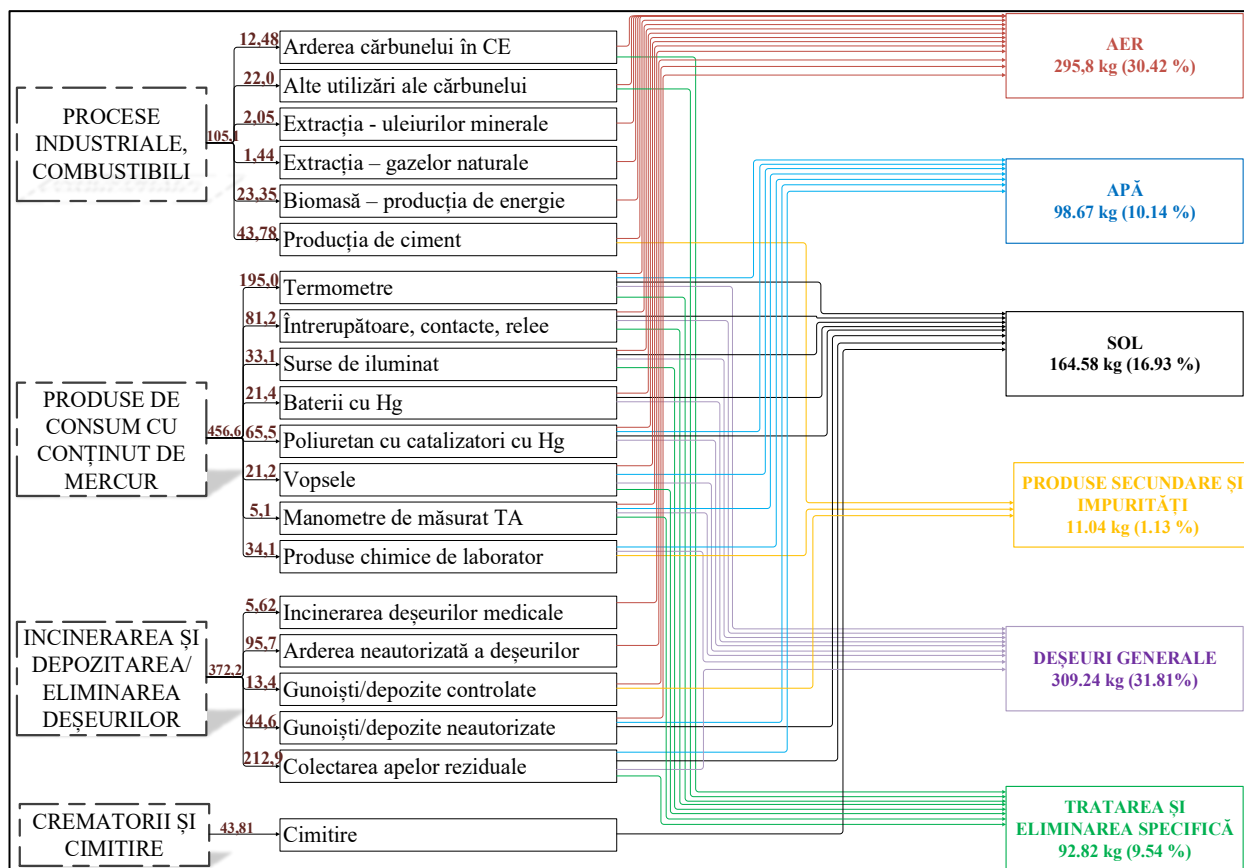


Figura 3. Trasabilitatea emisiilor de mercur în contextul surselor prezente în țară

3.3.2. Caracteristica produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg.

Grupa produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg are o pondere semnificativă în sumarul emisiilor (tabelul 5) aceasta include: termometrele cu Hg - 195,24 kg Hg/an (47,4%), întrerupătoarele electrice și relee cu Hg - 75,48 kg Hg/an (18,3%), sursele de iluminat - 32,97 kg Hg/an (8,0%), baterii cu Hg - 21,41 kg Hg/an (5,2%), poliuretan cu catalizatori ce conțin mercur - 65,51 kg Hg/an (15,9%), vopsele cu Hg - 21,22 kg Hg/an (5,2%).

S-a analizat numărul termometrelor medicale importate în țară pentru perioada 2008 - 2018 (figura 4). Am identificat că în mediu pe an s-au importat 167391 unități, maxim importate în anul 2010 - 249787 un., minim în anul 2008 - 83391 un. S-a observat și o ușoară tendință de descreștere a unităților importate - 3641un. pe an.

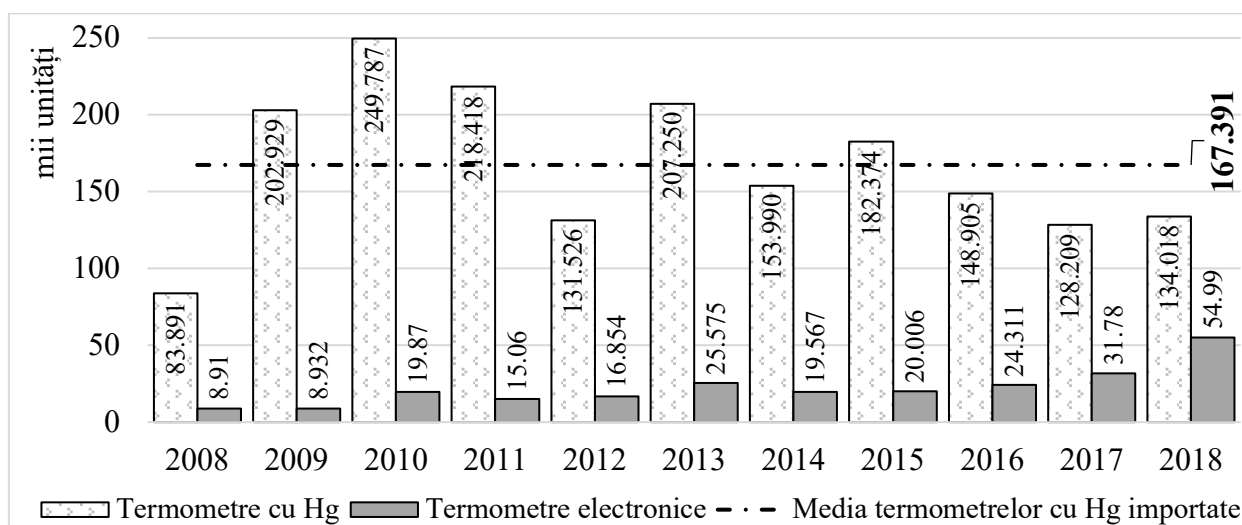


Figura 4. Importul termometrelor cu Hg și termometre electronice în RM, 2008-2018 [122]

Pe de altă parte am constatat o tendință de creștere a importului de termometre electronice pe perioada respectivă cu 3161un. pe an. Numărul maxim de termometre electronice importate a fost în anul 2018 (54990 un).

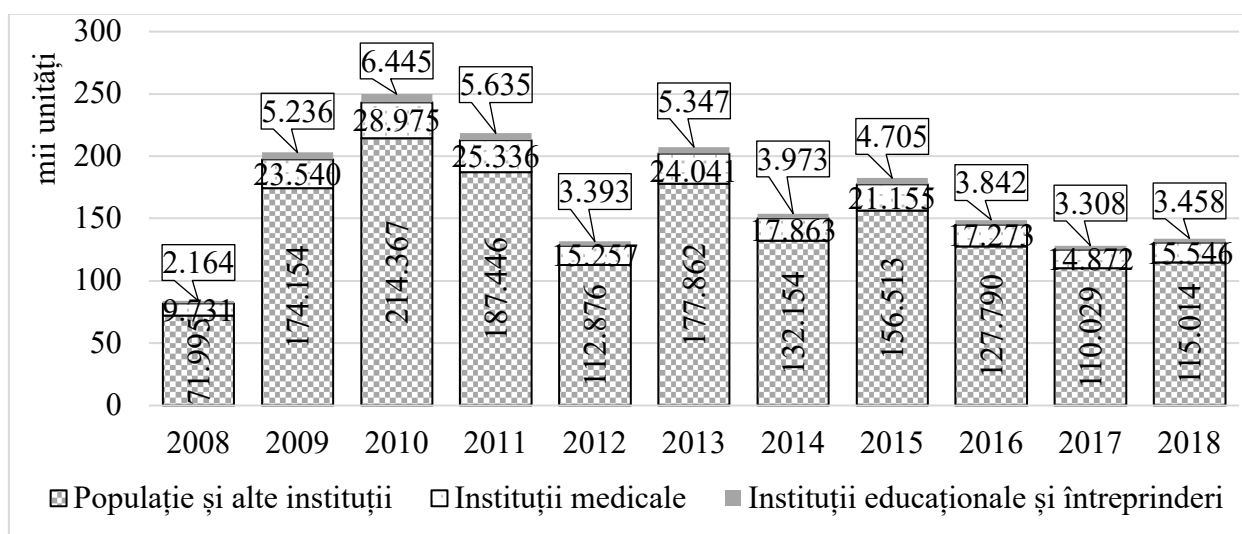


Figura 5. Distribuția per utilizatori a termometrelor cu conținut de mercur importate

În perioada anilor 2008 - 2018 distribuția termometrelor cu mercur importate (figura 5) a fost: 11,6% în instituțiile medicale, 2,58% în instituții educaționale și întreprinderi, 85,82% au fost achiziționate de populație și alte instituții [207, p.67 - 68].

Corpurile de iluminat, cu o durată medie de viață de 5 ani, sunt considerate o altă sursă de expunere la Hg a populației în timpul manipulării acestora și mai cu seamă atunci când acestea sunt sparte accidental [174, 207 p.74]. Am analizat numărul diferitor corpuri de iluminat care conțin Hg importate în țară, pentru o perioadă de 18 ani (figura 6).

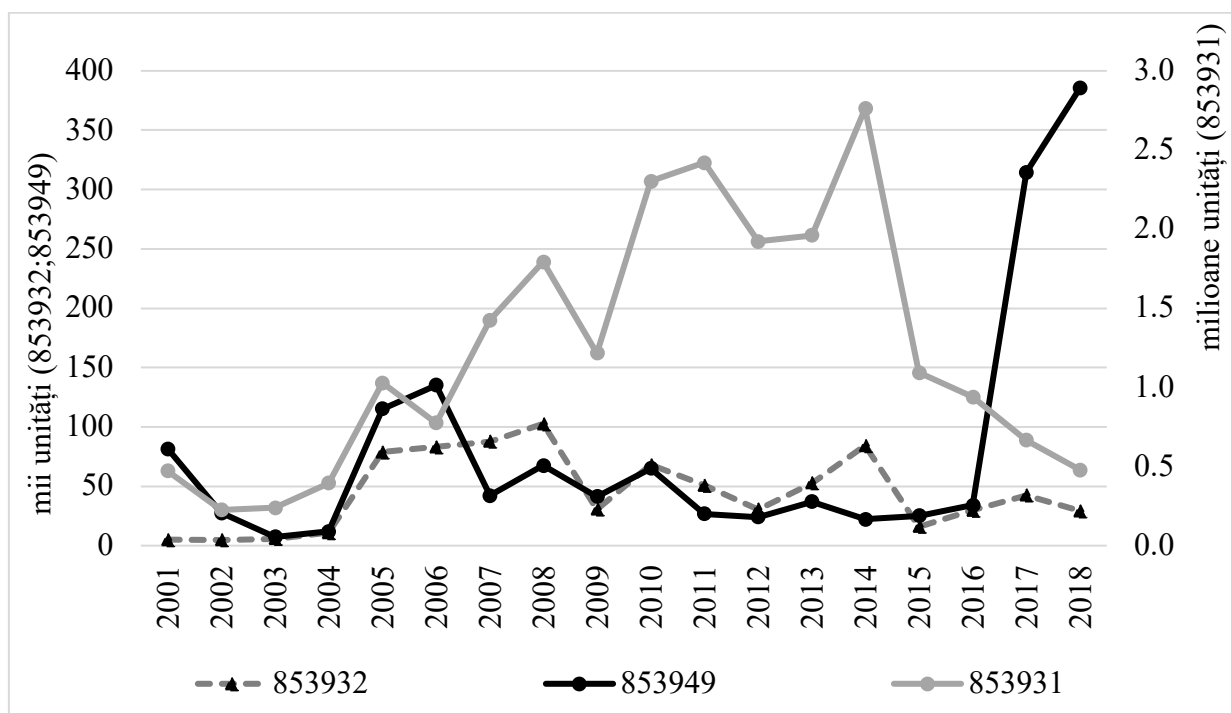


Figura 6. Importul corpurilor de iluminat care conțin Hg, RM, 2001-2018

Am identificat o tendință de creștere a importurilor pentru toate cele 3 categorii de corpuri de iluminat, corpurile cu vapori de Hg sau sodiu (853932) au crescut de la 4890 un. în 2001 la 29167 un. în anul 2018, corpurile cu ultraviolet/infraroșu (853949) de la 81393 un. la 385466 un., cele cu descărcare, fluorescente, cu catod fierbinte și cap dublu (853931) de la 471718 un. la 2761946 un. în 2014, cele din urmă conțin de la 10 - 25 mg de Hg per unitate, fiind utilizate în instituții publice, birouri, școli, grădinițe cât și locuințele umane (tabelul 6).

Tabelul 6. Conținutul de Hg și domeniul de aplicare ale unor surse de iluminat [207]

Tipuri de iluminat	mg Hg per unitate	Domeniu de utilizare
cu descărcare, fluorescente, cu catod fierbinte și cap dublu (853931)	10-25	instituții, birouri, școli, locuințe
cu vapori de mercur sau sodiu, halogenuri metalice (853932)	20-30	străzi, parcuri, curți, zone pietonale, piețe, parcuri, clădiri cu tavan înalt, instalații industriale, stadioane, terenuri de sport
ultraviolete și infraroșu (853949)	15	Bronzarea pielii, germicide

Conform datelor (nepublicate) ale Serviciului Protecției Civile și Situații Excepționale (SPCSE) în perioada 2009 - 2017 au fost 191 de chemări pentru colectarea de Hg, cele mai multe chemări - 45, au fost în anul 2016, cel mai puține în anul 2015 - 10 (figura 7).

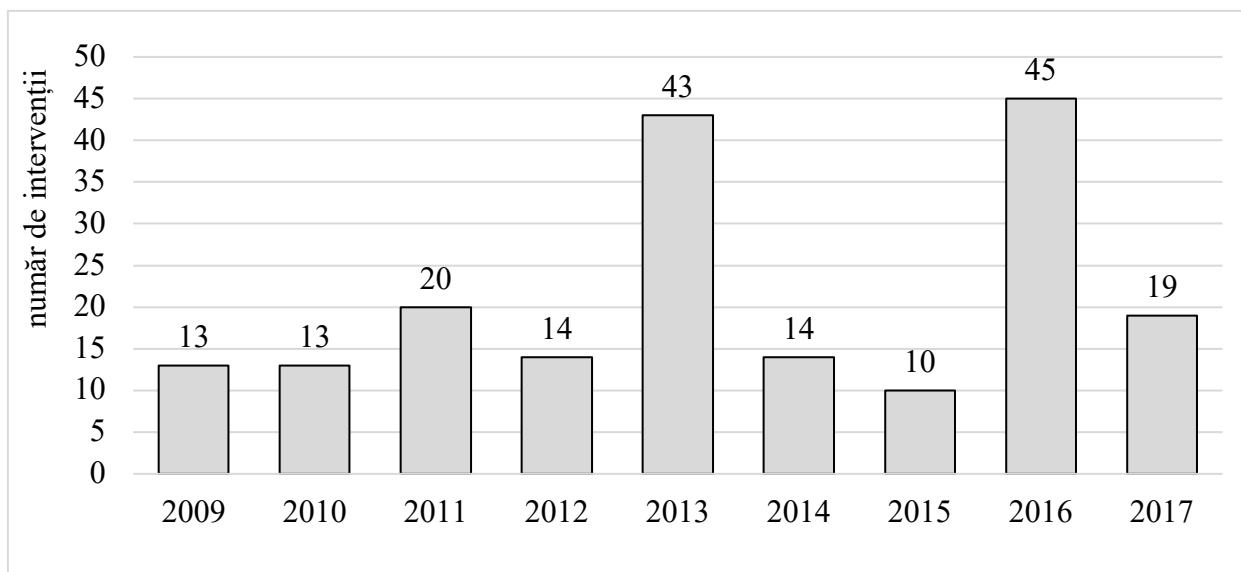


Figura 7. Numărul intervențiilor la colectarea mercurului (SPCSE)

Am analizat descrierea unor intervenții ale SPCSE pentru anii 2016 – 2017 (tabelul 7). SPCSE a fost cel mai des solicitat pentru recuperarea termometrelor medicale – 43 intervenții în 2016 și 16 în anul 2017, în rezultat s-au colectat 8820 g mercur lichid.

Tabelul 7. Dezagregarea datelor privind intervențiile SPCSE la colectarea mercurului

Localitatea	Anul	Descriere	Cazuri	masa (g)
RM	2016	termometre deteriorate	43	100
Vulcănești		copii au găsit Hg lichid în încăperea unei construcții adiacente	1	3400
Chișinău, instituție de învățământ		în urma lucrărilor de reparație s-a împrăștiat pe o suprafață de 20 m ² . S-a demercurizat o suprafață de 60m ²	1	50
RM	2017	termometre deteriorate	16	20
Chișinău		lucrări de săpături s-a găsit un vas de 250 ml	1	2500
Chișinău (apartament)		capsulă cu Hg. (sonerie „Мелодичный„)	1	50
Chișinău (apartament)		s-a găsit un vas de 200 ml cu mercur.	1	2700

Studiu de caz Vulcănești. Risher J. (2003) menționa că pentru copiii, limita recomandată a concentrației Hg⁰ pentru spațiile locative este de 0,2 μg/m³ și 0,3 μg/m³ pentru maturi [177].

S-a identificat (figura 8) că concentrația maximă a fost în coridorul de la etajul 1 de 0,1 μg/m³, sau 50% din RfC de 0,2 μg/m³ recomandată pentru copiii și 30,3% din RfC de 0,3 μg/m³ pentru maturi. Concentrația minimă detectată a fost de 0,015 μg/m³.

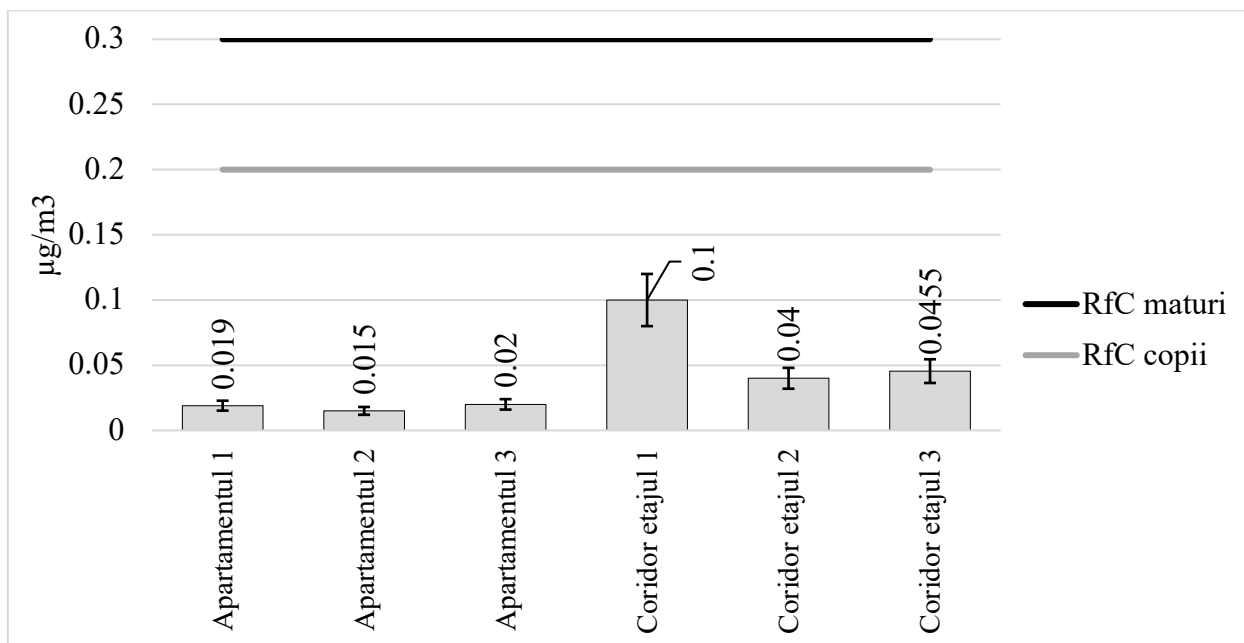


Figura 8. Concentrațiile depistate în cazul scurgerii de mercur din orașul Vulcănești

3.3.3. Caracteristica zonelor contaminate

Conform datelor BNS (figura 9) cea mai mare cantitate de deșuri toxice s-a format în anul 2015 - 3722 tone dintre care transportate pe poligoanele de deșuri menajere 17 tone (0,45%). În 2017 s-au produs aproximativ 1511 tone de deșuri toxice, 621 tone (41%) fiind depozitate de comun cu deșeurile menajere. Media ponderii deșeurilor toxice transferate pe poligoanele de deșuri menajere este de $22,4\% \pm 22,6\%$ (SD) variind de la 0,5% la 84,0%.

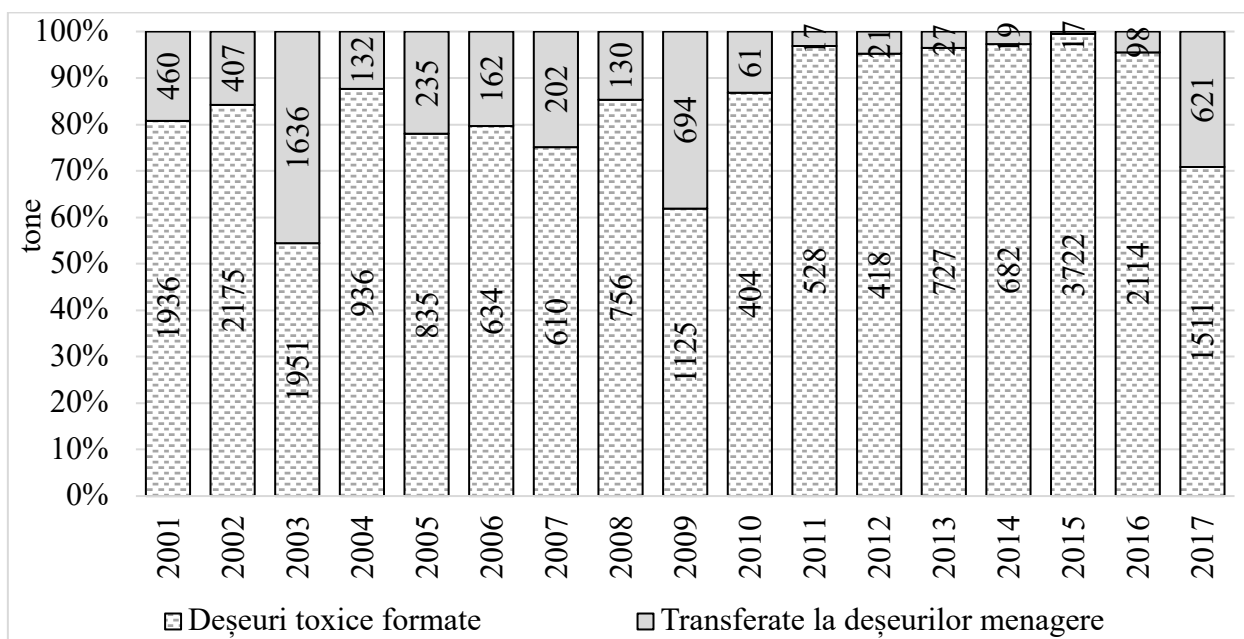


Figura 9. Formarea și fluxul deșeurilor toxice [35]

Am analizat anuarele Inspectoratului Ecologic de Stat (IES) pentru perioada 2014 - 2018 în aspect regional privind cantitățile de deșuri (toxice și menajere), numărul de gunoiști prezente pe teritoriul RM și suprafața (ha) a acestora (tabelul 8) [118].

Tabelul 8. Unele aspecte ale depozitării deșeurilor, în profil teritorial, 2014-2018, RM

Regiunea	Deșeuri toxice (tone)		Populația	Spații de depozitare a deșeurilor menajere		
	la evidență	transferate la deșeuri menajere ($\bar{x} \pm SD$)		n	suprafața (ha)	% din suprafața totală a RM
Nord	756,84	166,505±171,046	955717	614	488,75	0,071
Centru	5285,25	1162,76±1194,47	1831740,7	689	530,98	0,049
Sud	1823,3	401,126±412,06	709994	557	321,7	0,037
Republică	7865,39	1730,39±1777,06	3497451,7	1860	1341,43	0,052

Am identificat că cele mai multe depozite de deșeuri menajere – 689 un. (530,98 ha) se află în Centru, raportat la suprafața teritorială a regiunii acestea ocupă 0,049%. Ponderea cea mai mare a teritoriului acoperit de gunoiști este în regiunea de Nord - 0,071% datorată celor 641 de depozite (488,75 ha) pentru deșeuri menajere. La nivel de țară existau 1860 gunoiști întinse pe o suprafață de 1341,43 ha (0,052%). În mediu anual 22,4% ± 22,6 (SD) din deșeurile toxice sunt transportate către depozitele de deșeuri menajere (reieșind din figura 9) atunci 1730,39 ± 1777,06 tone deșeuri toxice sunt deversate la deșeuri menajere.

La sfârșitul anului 2017 existau 569,0 tone de deșeuri de Hg (figura 10), 545 tone fiind formate în același an. Pentru anii 2014, 2015, 2016, 2018 nu au fost raportate date statistice privind deșeurile de Hg în rapoartele anuale ale IES.

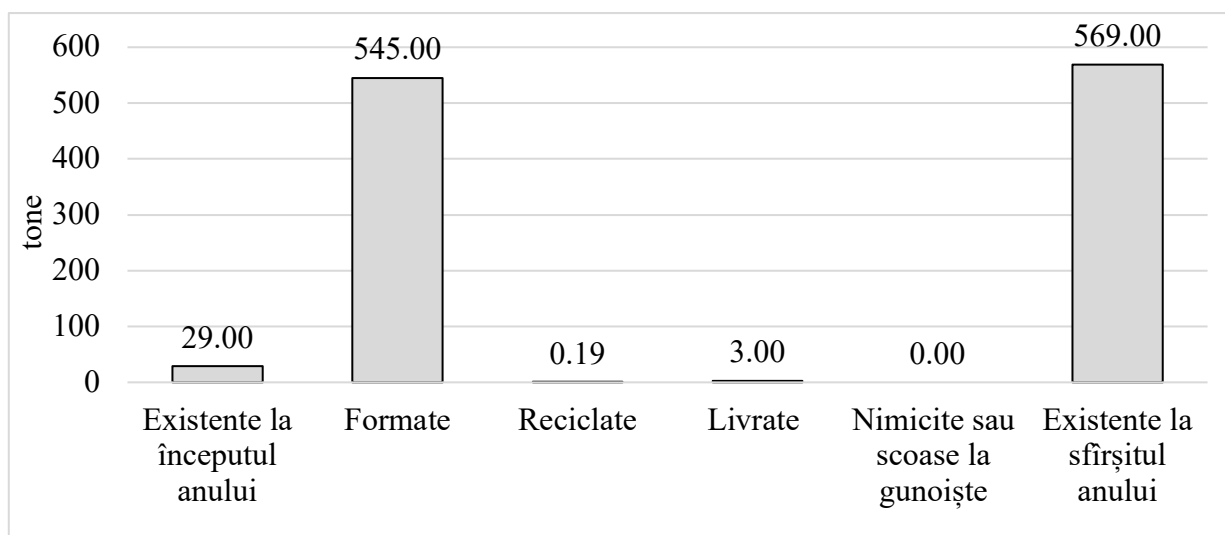


Figura 10. Formarea și gestionarea deșeurilor cu conținut de mercur în anul 2017 [118]

S-au identificat unele investigații inițiate de Asociația Obștească ”Mișcarea Ecologistă din Moldova” efectuate la Institutul de Chimie al Academiei de Științe a Moldovei (IC al AȘM) laboratorul de încercări „GEOLAB” pentru identificarea concentrației Hg în deșeuri, praf și sol din cadrul unui depozit de deșeuri cu pesticide din satul Gaidar la o întreprindere de demercurizare

și un depozit de lămpi uzate (tabelul 9).

Pentru analiza concentrațiilor s-a utilizat ML de 2,0 mg/kg. Astfel, concentrația Hg în probele din depozitul de pesticide din satul Gaidar, în deșeurile lichide – filtrat a fost mai mică de 0,5 mg/kg, în deșeurile solide - 0,5 mg/kg. În probele colectate de la diverse întreprinderi s-a arătat faptul că într-o întreprindere de demercurizare concentrația Hg în praful de pe suprafața podelelor a fost 16,5 mg/kg depășind de 8 ori ML. În proba de cărbune activ uzat s-a depistat o concentrație dublă (4,4 mg/kg) de Hg față de ML. Probele colectate de la 2 depozite de lămpi uzate au arătat că deșeurile de lămpi uzate au concentrații sporite de Hg, deșeurile din depozitul nr.1 fiind de 52,25 mg/kg (26ML), în depozitul nr. 2 - 43,83 mg/kg (21ML). Concentrația Hg în praful colectat de pe suprafața podelei din depozitul nr. 2 - 4,1 mg/kg a fost de 2 ori mai mare ca ML. Într-o probă de sol din depozitul nr. 2 concentrația Hg a fost de 0,73 mg/kg iar în probele de sol colectate de lângă depozitele 1 și 2 concentrațiile mercurului au fost de 0,09 mg/kg și 0,08 mg/kg respectiv.

Tabelul 9. Probe prelevate pentru determinarea conținutului de Hg din diferite surse de Asociația Obștească ”Mișcarea Ecologistă din Moldova”

Locul colectării probelor (număr de probe - n)	Hg (mg/kg)	Sursa
Depozitul de deșeuri pesticide din satul Gaidar		
deșeuri lichide (filtrat) (n = 1)	< 0,5	[119]
deșeuri solide (sediment) (n = 1)	0,5	
Deșeuri de la diverse întreprinderi		
deșeuri de materiale de construcții (n = 1)	< 0,5	[120]
deșeuri primite de la S.A. „Pielart” (n = 1)	< 0,5	
silicagel uzat (n = 1)	< 0,5	
sticlă de lămpi uzate după procedura de demercurizare (n = 1)	< 0,5	
cărbune activ uzat (n = 1)	4,4	
rășină schimbătoare de ioni (n = 1)	< 0,5	
praf din secția de demercurizare (n = 1)	16,5	
Mercur in probele prelevate de la depozite de lămpi uzate		
praf din depozit nr. 1 (n = 1)	0,2	[121]
deșeuri de lămpi uzate din depozitul nr. 1 (n = 1)	52,25	
deșeuri de lămpi uzate din depozitul nr. 2 (n = 1)	43,83	
praf din depozitul nr. 2 (n = 1)	4,1	
sol de la intrarea în depozitul nr.2 (n = 1)	0,73	
sol de lângă depozitul nr.2 (n = 1)	0,08	
sol de lângă depozitul nr.1 (n = 1)	0,09	

3.3.4. Gradul de poluare cu mercur a aerului, apei, solului

În aspect teritorial (figura 11) concentrația Hg în zona de Nord, Centru a variat de la 1,329 -1,507 ng/m³, zona Centru-Sud și Sud a variat de la 1,349 ng/m³ la 1,575 ng/m³ și doar pentru 1,9% din suprafața țării s-a înregistrat concentrații maxime de 1,59 ng/m³ în 2014.

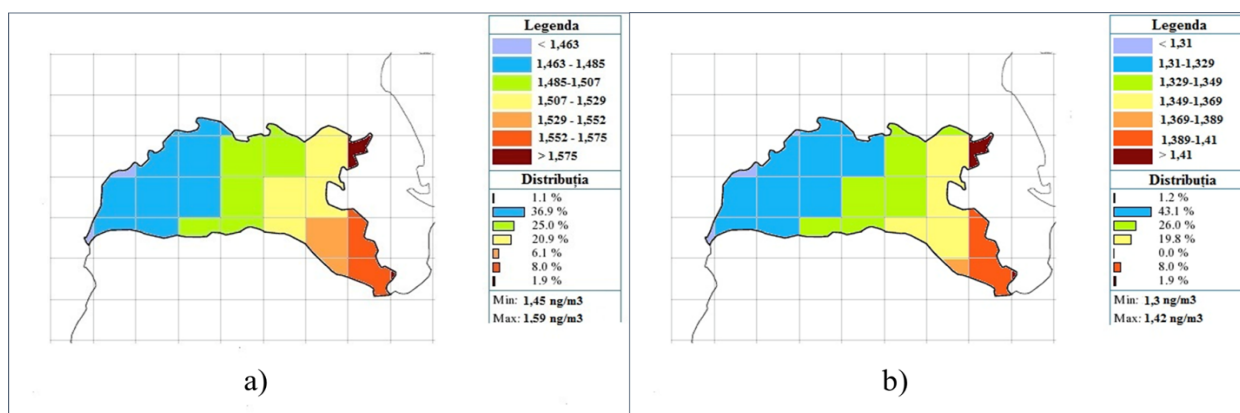


Figura 11. Distribuția concentrației Hg în aerul atmosferic în 2014 (a) și 2015 (b) [146]

În baza datelor MSC-E atribuite concentrației de fon a diferitor forme de Hg în aerul atmosferic sa calculat media concentrației Hg în aerul atmosferic pentru RM comparativ cu totalitatea datelor MSC-E și a țărilor vecine Ucraina, România (tabelul 10). Prin urmare, media concentrației Hg⁰ (gas) în RM este de 1,425 ng/m³ (ÎÎ,95%: 1,402:1,447) cu un minim înregistrat de 1,3 ng/m³ și maxim - 1,587 ng/m³. Compararea valorilor medii dintre RM și MSC-E s-a efectuat cu ajutorul testului t-student pentru dispersii inegale (testul Leven's: f(198,138); p < 0,001), testul t-student pentru dispersii egale s-a aplicat pentru compararea mediei cu cea a României (testul Leven's: f(0,525); p = 0,469) și Ucrainei (testul Leven's: f(0,045); p = 0,825). S-a depistat o diferență semnificativă (p < 0,001) între media concentrației Hg⁰(gas) caracteristică RM (\bar{x} = 1,425; SD = 0,089) și MSC-E (\bar{x} = 0,444; SD = 0,686), și p = 0,037 între datele RM și România (\bar{x} = 1,455; SD = 0,106). Nu există o diferență semnificativă (p = 0,723) între media concentrației Hg⁰(gas) pentru RM (\bar{x} = 1,425; SD = 0,089) și Ucraina (\bar{x} = 1,420; SD = 0,094). Toate valorile înregistrate sunt sub ML (1,0 μg/m³) sau 1000 ng/m³ conform OMS (2016) [229].

Tabelul 10. Concentrațiile diferitor forme de mercur în aerul atmosferic (ng/m³) [146]

Regiunea	Forma	n	\bar{x} [95%, ÎÎ]	SD	min/max	variația
MSC-E	Hg(part)*	53244	40,595 [40,35:40,83]	28,61	0,007/90,0	89,993
	Hg ⁰ (gas)	53244	0,444 [0,438:0,449]	0,686	0,0001/5,65	5,648
	Hg ²⁺ (gas)	53244	0,0118 [0,0117:0,0119]	0,0119	0,0002/0,806	0,806
Moldova	Hg ⁰ (gas)	62	1,425 [1,402:1,447]	0,089	1,3/1,587	0,287
România	Hg ⁰ (gas)	284	1,455 [1,443:1,467]	0,106	1,225/1,682	0,457
Ucraina	Hg ⁰ (gas)	674	1,420 [1,413:1,428]	0,094	1,225/1,880	0,656

Notă: * - datele sunt prezentate în pico grame pe m³; ML – este considerat 1000 ng/m³;

Cum s-a menționat anterior au fost colectate 74 probe de apă potabilă din diferite surse, fântâni arteziene, surse centralizate, izvoare și fântâni (tabelul 11). Prin urmare am depistat că pentru toate cele 74 probe concentrația HgT a fost mai mică ca valoarea LOQ de 0,0002 μg/l respectiv și net inferioare ML de 1,0 μg/l.

Tabelul 11. Caracteristica concentrației Hg în apa potabilă, RM

Sursa de apă	Probe colectate	Concentrația (μg/l)	ML (μg/l)
Arteziene	20	<LOQ (0,0002)	1,0
Centralizată	35		
Izvoare (fântâni)	19		
Total	74		

Conform datelor SHS, care au colectat 95 probe pentru determinarea Hg (forma dizolvată) și 74 probe pentru determinarea HgT (tabelul 12) s-a calculat că concentrația medie a mercurului dizolvat a fost 0,0302 μg/l [ÎÎ, 95%; 0,0297:0,0308], și 0,0479 μg/l [ÎÎ, 95%; 0,038:0,0578] respectiv, valorile minime fiind de 0,03 μg/l. Ponderea probelor <LOQ a fost de 98,9% pentru Hg dizolvat și 71,6% pentru HgT. Media concentrațiilor Hg total, datele UE, din sedimentele apelor de suprafață a fost 0,0814 mg/kg (SD = 0,476).

Tabelul 12. Caracteristica concentrației Hg dizolvat și Hg total în apele de suprafață în unele bazine acvatice de pe teritoriul RM și din UE, 2013-2015 [186, 191, 189]

Forma	n	\bar{x} ** [95%, ÎÎ]	SD	min/max	<LOQ*	
					probe	% total
Hg dizolvat	95	0,0302 [0,0297 : 0,0308]	0,0026	0,030/0,056	94	98,9
Hg total	74	0,0479 [0,0380 : 0,0578]	0,0422	0,030/0,267	53	71,6
Hg total†	848	0,0814 [0,049 : 0,113]	0,476	<0,001/13,6		

Notă: *Limita de cuantificare (LOQ) pentru determinarea mercurului în apă constituie 0,03 μg/l; ** - pentru a calcula media s-a considerat că valorile prezentate ca <LOQ sunt echivalente cu 0,03 μg/l. † - datele sunt caracteristice pentru UE care reprezintă concentrațiile Hg total din sedimentele apelor de suprafață și au fost calculate utilizând [104] sunt prezentate în mg/kg.

Nivelurile Hg în solurile agricole (zone deschise) au variat între 0,012 mg/kg în zonele de Centru și Nord și maxim de 0,29 mg/kg, în zona satelor Brătuleni-Bălănești-Grozasca, raionul Nisporeni (pct. 43 din figura A2.1) (tabelul 13). Valorile medii calculate pe regiuni au fost de 0,065 mg/kg [ÎÎ,95%; 0,055:0,074] la Nord, 0,072 mg/kg [ÎÎ,95%; 0,053:0,091] la Centru și 0,063 mg/kg [ÎÎ,95%; 0,053:0,074] respectiv la Sud. Pentru cele 32 probe colectate din localități concentrația a fost sub <LOQ (0,001 mg/kg). Valoarea medie caracteristică pentru RM luând în calcul și cele 32 probe din localități este de 0,049 mg/kg [ÎÎ,95%; 0,041:0,057].

Nu există o diferență semnificativă statistic între regiunile (Nord, Centru și Sud), aplicând testul ANOVA unidirecțional ($f(2,81) = 0,477$; $p = 0,622$). Aplicând testul t student cu variații

egale (Leven's $f(1,85)$, $p = 0,174$) pentru a compara media concentrației Hg ($\bar{x} = 0,061$ mg/kg, SD = 0,101) în solurile UE (0 - 25 cm) comparativ cu RM ($\bar{x} = 0,049$, SD = 0,043) nu s-a depistat o diferență statistică semnificativă, ($p = 0,212$). În toate 116 probe analizate nu s-au depistat depășiri ale ML de 2,0 mg/kg.

Tabelul 13. Caracteristica comparativă a concentrației Hg în probele de sol din RM și UE

		n	\bar{x} [95%, Î]	min/max	SD
Republica Moldova	Centru	32	0,072 [0,053:0,091]	0,012/0,290	0,052
	Localități	32	0,001 [0,001:0,001]	0,001/0,001	0,000
	Nord	27	0,065 [0,055:0,074]	0,012/0,110	0,025
	Sud	25	0,063 [0,053:0,074]	0,019/0,103	0,025
Total Republica Moldova		116	0,049 [0,041:0,057]	0,001/0,290	0,043
UE [104]	0-25cm	830	0,061 [0,054:0,067]	0,005/1,354	0,101
	75cm	779	0,035 [0,031:0,039]	0,002/0,930	0,057
	humus	377	0,226 [0,205:0,248]	0,022/3,752	0,213

3.3.5. Aportul zilnic estimat pentru mercurul metalic prin ingestia de apă, sol și aer

Ponderea expunerii la formele de mercur prezente în aer, apă, sol pentru PG și copii este neglijabilă în raport cu valorile de referință (RfD - 4,0 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$) (tabelul 14). Indicele de Pericol (HI) pentru maturi nu depășește 0,88% iar pentru copii 1,5%. $AZE_{[\text{Hg}]}$ calculată pentru copii a fost 0,0149 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (maxim - 0,0599 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$) care este mai mare comparativ cu $AZE_{[\text{Hg}]}$ pentru maturi 0,0127 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (maxim - 0,035 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$).

Tabelul 14. Expunerea la mercurul metalic a copiilor și maturilor după sursa de expunere

Grupul expus	$AZE_{[\text{Hg}]} (\mu\text{g/kg m.c.-zi})$				HI (%) (\bar{x}/max)
	sol (\bar{x}/max)	Aer (\bar{x}/max)	apă	sumar (\bar{x}/max)	
copii	0,0134/0,058	0,0016/0,0012	0,00002	0,0149/0,0599	0,37/1,5
maturi	0,0067/0,029	0,0003/0,0003	0,0057	0,0127/0,035	0,31/0,88

Solul ca sursă de expunere la Hg are cea mai mare pondere în aspect al HI însă care nu a atins valori mai mari de 1,4%, cel mai mic risc fiind atribuit expunerii prin consumul de apă, 0,0005% din RfD și prin inspirarea aerului, cu valori cuprinse între 0,007% și 0,04% din RfD.

3.4. Discuții

3.4.1. Rolul emisiilor și depunerilor în expunerea populației la mercur

În raportul UE (2017), se specifică existența unui număr tot mai mare de dovezi științifice care recunosc importanța fluxurilor intercontinentale a Hg. Hg persistă în mediul înconjurător circulând între atmosferă, uscat și apă, atmosfera fiind principala cale de transport. Întreruperea sau stoparea acestui ciclu poate avea loc doar prin acțiuni concertate la nivel global [183]. Sau

depus și eforturi considerabile pentru a monitoriza emisiile de compuși ai Hg cu evaluarea efectelor acestora asupra calității aerului [55, 95, 229].

Mai multe studii (1, 83, 107, 169, 195, 226, 246, 251) afirmă că emisiile de Hg în aerul atmosferic și depunerea ulterioară pe suprafața terestră depind de mai mulți factori, cum ar fi: forma chimică a substanței, caracteristicile zonei, topografia și condițiile meteorologice. Hg emis în aer din diferite tipuri de surse este transportat de masele de aer și, eventual, se depozitează pe soluri sau în corpurile de apă. Proprietățile chimice și fizice ale acestor forme diferite de Hg determină comportamentul acestora în mediul înconjurător și modelul de depunere.

Raportul UNEP (2019) spune că riscul expunerii la Hg prin prisma emisiilor conține două elemente: (i) transportarea Hg pe distanțe lungi cu ajutorul maselor de aer și depunerea ulterioară pe suprafața terestră și a corpurilor de apă; (ii) capacitatea acestuia de a se biotransforma în MeHg sub acțiunea bacteriilor [214]. Deci, înțelegerea ciclului Hg ar permite identificarea acțiunilor de reducere și remediere efective a emisiilor de Hg și a potențialului impact asupra sănătății [95].

Sorensen et al. și Xue Y. (2012) au arătat că cantitățile depunerilor de Hg sunt direct proporționale cu cantitatea de precipitații, însă nu au identificat relații directe între concentrațiile de Hg din bazinele acvatice, biota acvatică, soluri cu depunere de Hg din atmosferă. Valorile maxime ale concentrației Hg în sol sunt corelate mai mult cu depunerile istorice ale acestuia. Conținutul metalului în sol, bio distribuția și biotransformarea Hg⁰ în MeHg în sol este dependentă de ponderea materiei organice în sol, principii aplicabile și pentru RM [195, 246].

Prin raportul său, UE (2017) specifică că în special în regiunile cu puține surse de emisii locale, transportul intercontinental al Hg este o sursă semnificativă de poluare cu Hg care provoacă până la 80% depuneri [183]. Conform datelor MSC-E pentru Republica Moldova în anul 2017, mai multe țări au influențat depunerile de Hg (prin aer): Ucraina (14 kg/an), Turcia (11 kg/an), Polonia (7,6 kg/an), România (5,6 kg/an), Rusia (5,0 kg/an), Germania (2,1 kg/an) și alte țări (11 kg/an). Aceste cantități fiind suplimentare celor estimate la nivel național de 295,8 kg/an (figura 3). Pe de altă parte și RM influențează depunerile de Hg către Ucraina (11 kg/an), Rusia (6,3 kg/an), România (3,8 kg/an), Turcia (1,1 kg/an), alte țări (4,8 kg/an) [55, 83, 146]. Acest aport al depunerilor, presupunem, că s-ar datora și faptului că în RM există două direcții contrare predominante ale vântului: nord-vest și sud-est [175]. Un al factor ar fi și viteza de depunere a Hg de 0,023 cm/s ce provoacă durate lungi de rezidență atmosferică (1 - 2 ani), comparativ cu arsenul (As) - 0,34 cm/s, plumbul (Pb) - 0,57 cm/s. Astfel, identificarea speciilor chimice ale Hg și depunerilor sunt necesare în diferite regiuni geografice la nivel regional și național, în diferite condiții climatice pentru obținerea unei imagini clare vis-à-vis de depunerile de Hg [55, 205].

Agencia Europeană de Mediu (AEM) prin raportul său din 2019 încurajă statele semnatare ale Convenției privind poluarea atmosferică transfrontalieră pe distanțe lungi care include și Hg,

să raporteze regulat datele către UNEP, să depună eforturi pentru a îmbunătăți regularitatea, exhaustivitatea și transparența raportării datelor [84]. RM a aderat la această Convenție la 9.06.1995 prin Hotărârea Parlamentului Republicii Moldova nr. 399-XIII din 16 martie 1995 (Monitorul Oficial nr.4 aprilie 1995). Prin prisma faptului că problema expunerii la Hg în relație cu emisiile și depunerile ulterioare ale acestuia poartă un caracter global, RM ca stat ar trebui să se alinieze directivelor internaționale. Soluționarea acestei probleme se bazează pe o colaborare strânsă cu organizațiile internaționale, pe alinierea la convențiile de mediu internaționale cu relevanță la Hg cât și implicarea mediului științific. Rapoartele AEM din 2017 și 2019 specifică expres că RM are obligativitatea de a raporta datele sub Convenția privind poluarea atmosferică transfrontalieră pe distanțe lungi, sarcină care nu este îndeplinită cu regularitate [83, 84].

Structura surselor generatoare de emisii de Hg în RM diferă comparativ cu cea mondială [210, 211, 257]. La noi predomină următoarele surse: utilizarea intenționată a Hg (42,4%), depozitarea deșeurilor și tratarea apelor uzate (27,9%), incinerarea deșeurilor (10,4%), extracția și utilizarea combustibililor (6,3%), producția altor minerale și materiale cu impurități (4,5%), alte utilizări intenționate ale produselor/proceselor (4,0%), crematorii/cimitire (4,5%). La nivel global, UNEP (2019) a estimat că sursa predominantă de emisii a Hg este mineritul artizanal de aur (38%), arderea cărbunelui (21%), emisiile provenite din producția de metale neferoase (15%), producția de ciment (11%), eliminarea deșeurilor ce conțin produse cu Hg (7%), arderea combustibililor inclusiv a biomasei (3%), producția de metale feroase (2%), altele (2%) [214]. Prin urmare, autoritățile de sănătate și mediu din RM nu pot prelua în totalitate studiile de evaluare a impactului emisiilor și depunerilor asupra populației dar trebuie să-și creeze propriile linii directoare, mecanisme, studii pentru a aprecia în dependență de surse, cum acestea pot influența starea de sănătate a populației [257].

În anul 2016 RM raporta către MSC-E emisii în cantități de 660 kg Hg/an cu 32,2% mai puțin comparativ cu IN (2017) unde se raporta 972,12 kg Hg/an în 2014, diferență care rămânea constantă pe perioade de 6 – 10 ani [17, 207]. Un alt exemplu, în 2006 și 2007 pe teritoriul țării existau doar 0,06 tone de deșeurii de Hg și 0,07 tone respectiv [6]. Pentru a avansa în direcția îmbunătățirii calității inventarierii, evidenței emisiilor, depunerilor de Hg și minimalizării potențialului impact negativ asupra sănătății umane și mediului în relație cu expunerea la Hg, pe termen lung, ar fi recomandabil ca statul să-și onoreze obligațiunile internaționale de raportare cât și să se implice activ în soluționarea acestei probleme.

O analiza a fluxului Hg la nivel național denotă lipsa de cunoștințe privind mișcările Hg ca poluant între sectoarele de activitate, depozitarea deșeurilor și componentele de mediu. Administrarea adecvată a emisiilor și deșeurilor periculoase din utilizarea produselor cu conținut de Hg poate reduce presiunea asupra mediului și impactul asupra sănătății umane. O altă

necunoscută este localizarea deșeurilor menajere poluate cu Hg. Emisiile de Hg identificate în prezent în aer, sol și apă reprezintă doar o parte a fluxului de poluare a mediului.

Totuși, se fac eforturi pentru a monitoriza în permanență aceste emisii de poluanți în aerul atmosferic, spre exemplu a fost creat Registrul național al emisiilor și al transferului de poluanți. Acesta ”Reprezintă date sistematizate despre emisiile de poluanți în aer, apă, sol și sursele difuze precum și transferurile de deșeuri și poluanți din apele reziduale în afara amplasamentului, raportate de operatorii industriali care desfășoară una sau mai multe dintre activități”. Menționăm că registrul nu este deplin funcțional, probabil, opinia autorului, ar fi și unul din motivele prin care RM nu raportează regulat spre UNEP datele emisiilor de Hg.

Se întreprind un șir de măsuri orientate spre protecția sănătății populației și mediului. Un aspect important, în relație cu prezența surselor de poluare cu Hg pe teritoriul RM, este aprobarea Legii deșeurilor nr.209 din 29.07.2016. Astfel procedura de colectare, transportare, stocare, tratare sau eliminare a deșeurilor cu Hg sunt menționate ca reglementări fundamentale. Legea interzice, în scopul prevenirii formării deșeurilor periculoase, din anul 2021 comercializarea mai multor dispozitive care conțin Hg [138].

3.4.2. Riscurile asociate utilizării intenționate a dispozitivelor cu conținut de mercur

OMS în 2017, remarca că o atenție sporită trebuie acordată utilizării dispozitivelor cu conținut de Hg și punctelor fierbinți (zonelor contaminate). Această abordarea are relevanță deoarece deversările intenționate sau neintenționate a Hg pot duce la expuneri la concentrații înalte ale Hg (cu afectarea rinichilor) mai cu seamă că astfel de incidente apar preponderent în școli, spitale, grădinițe și în gospodăriile casnice [245].

Majoritatea studiilor privind incidentele cu Hg nu includ informații ample ce ar permite cuantificarea expunerii reale la Hg [110, 114, 213]. Expunerea tipică la Hg metallic implică cantități relativ mici fără apariția simptomelor vizibile asupra sănătății. Însă, niveluri ridicate a vaporilor Hg au fost documentate, în literatura științifică, la spargerea dispozitivelor ce conțin Hg, însă fără apariția efectelor nefaste asupra sănătății [11, 51, 106, 144].

Reieșind că grupa ”Utilizarea intenționată a Hg prin dispozitivele cu conținut de mercur”, au o pondere de 42,4% din totalul emisiilor la nivel național aceasta poate fi considerată ca principala sursă de expunere la Hg pentru populație. Mecanismul de expunere poate fi direct, în timpul deteriorării lor prin contact direct cu pielea și alte suprafețe/organe ale corpului sau indirect prin inspirarea aerului din zona incidentului [2, 177].

Termometrele medicale. În ultimii ani, la nivel mondial, o atenție deosebită se acordă expunerii la Hg a populației prin utilizarea intenționată a termometrelor, baterii, lămpilor și prezența amalgamelor dentare cu Hg [106, 237, 240, 243]. Cel mai frecvent scurgerile de mercur (incidente) au loc în școli/universități, instituțiile medico-sanitare și în condiții casnice. Cele mai

frecvente cauze ale scurgerilor de mercur sunt considerate containerele abandonate și spargerea termometrelor medicale [154, 222].

În RM termometrele cu Hg sunt utilizate în mod extensiv de populația țării aproximativ 87,5% din termometrele importate anual. Neelucidat aspect este rata de eliminare a termometrelor medicale în PG, care au o durată de viață de 6 ani pentru populație [207, p.67-68]. De menționat că la nivel național nu există sisteme de colectare a deșeurilor cu mercur [110, 114]. În mediu anual instituțiile medicale achiziționează 19418 un. pe an iar rata de eliminare a acestora este de 50% [207], deci anual se aruncă ca deșeuri 9709 un. sau 27 un. pe zi. Nu cunoaștem dacă aceste termometre sunt aruncate din cauza spargerii accidentale (incidente) sau că nu mai funcționează (intacte). Este cert faptul că riscul expunerii populației și a lucrătorilor medicali există și asta ar trebui să genereze o stare de îngrijorare pentru autorități [213, 240].

Prezența numărului mare de termometre cu Hg în rândul populației, sectorului medical alte instituții și lipsa unor mecanisme de colectare a acestora la nivel național, regional, localitate, aceste cazuri de spargere a termometrelor luate cumulativ capătă o amploare semnificativă [3, 134, 137, 184]. Pe de altă parte SPCSE raporta că în anul 2016 au fost solicitați la 43 cazuri de spargeri de termometre. Iarși aceste date nu pot fi analizate în dinamică deoarece considerăm că nu reflectă numărul real de incidente întrucât nu au fost dezvoltate capacități de prelucrare, tratare și eliminare a deșeurilor de mercur care să stimuleze raportarea cazurilor de populație. Astfel populația preferă să le arunce de comun cu deșeurile menajere [110, 114].

Sectorul sănătății continuă să joace un rol crucial atât în calitate de mediu pentru expunerea profesională la Hg cât și ca lideri în promovarea, elaborarea și implementarea strategiilor și programelor de identificare și protejare a populației la risc. Aceste acțiuni pot include adoptarea ghidurilor științifice cu privire la expunerea la Hg, stabilind obiective pentru reducerea expunerii, dacă este cazul, și educarea publică, cu participarea tuturor sectoarelor relevante.

Martin et al. analizând evenimentele care au dus la expunerea copiilor la Hg în SUA, (2002 - 2006), raporta că s-au înregistrat 15739 apeluri legate de Hg, 93% fiind expuneri neintenționate. Din ele 14378 (91%) au vizat incidente atribuite expunerii la forma elementară de mercur, de altă proveniență decât termometrele stricate din care 44% (6396 cazuri) au fost cu implicarea copiilor. Cinci din cele 6396 de apeluri (<1%) s-au soldat cu apariția unor simptome clinice majore. Evenimentele cu Hg au apărut cel mai frecvent în gospodării, cauza mai frecventă a fost eroarea umană, urmată de eșecul echipamentului și de eliberarea intenționată sau ilegală [144].

Gummin et al. scriau că în perioada 2012 - 2017 în SUA s-au înregistrat 24532 incidente cu implicarea Hg metalic dintre care 15159 cazuri sau 62,5% au implicat termometrele medicale. Cu implicarea copiilor fiind 2448 cazuri de altă proveniență decât termometrele stricate și 7836 din cauza termometrelor medicale. Astfel ca rezultat al deteriorării termometrelor s-au înregistrat

24 cazuri sau (0,15%) cu efecte moderate (efectele moderate sunt mai pronunțate sau au un caracter sistemic), minore 348 (2,3%), fără efecte negative 3007 (19,83%) și 1024 (6,75%) cazuri cu spitalizare considerate impredecibile. Deci din totalul de 15159 cazuri de deteriorări a termometrelor medicale în 71% din cazuri (10762 cazuri) nu s-a soldat cu efecte adverse asupra sănătății. Totuși expunerile la vaporii de mercur în rândul copiilor constituie o pondere semnificativă din numărul total de cazuri, în special prin deteriorare [106].

Baughman T. (2006) considera că nivelul și gravitatea expunerii la Hg printre copii este influențată de 4 factori: (i) vaporii Hg⁰ sunt grei astfel, concentrația acestuia este mai mare la nivelurile inferioare, ce corespunde înălțimii de respirație a copiilor; (ii) bariera hemato-encefalică a copiilor este mai vulnerabilă la ionii de mercur; (iii) frecvența respirației mai mare a copiilor comparativ cu adulții, copiii inhalând mai mult Hg⁰ într-o unitate de timp raportat la masa corpului; (iv) sistemul nervos este în curs de dezvoltare ceea ce implică anumite vulnerabilități [11].

Caravati et al. raportau că cea mai mică cantitate de Hg elementar asociată cu efecte clinice a fost 1,1g urmare a deteriorării unui termometru în condiții de temperatură ridicată, 3 persoane prezentând simptome, din care 2 au decedat după 18 ore de expunere. În alte 8 cazuri cu deteriorarea termometrelor cu Hg, cu implicarea a 16 persoane, (vârsta între 11 luni și 27 ani) au dezvoltat simptome de diferită gravitate. Durata expunerii a variat între 14 și 275 zile [51].

Wanyu et al. a modelat o scurgere de Hg într-un spațiu locativ. În unul din scenarii se estima spargerea unui termometru cu 0,46 grame de Hg. Concentrația medie a vaporilor Hg în cameră a crescut de la <0,01 μg/m³ la 0,29 μg/m³ după 0,5 ore, variind de la minim 0,26 μg/m³, măsurată la înălțimea de 1,5 m, până la 0,56 μg/m³ la înălțimea de 0,1 m. S-a constatat că o singură granulă de mercur cu dimensiunea de 4 mm este suficientă pentru a crește concentrația vaporilor de Hg de la nivelul de fond <0,01 μg/m³ la 0,3 μg/m³ [222] echivalent cu RfC - 0,3 μg/m³ pentru maturi și depășind RfC pentru copii de 0,2 μg/m³ [2]. Autorul a constatat că gradul de expunere depinde de cantitatea de Hg vărsat, gradul dispersiei Hg pe suprafață, tipul suprafeței contaminate, temperatura aerului, capacitatea de ventilare [222].

În Hotărârea Curții de Conturi a RM din 2017 se menționa că populația, la etapa actuală, aruncă deșeurile periculoase (inclusiv cele cu conținut de Hg) generate în condiții casnice cu deșeurile menajere. Asta datorându-se nivelului redus de conștientizare ecologică a populației, agenților economici privind gestionarea deșeurilor, precum și insuficienței promovării de autorități a programelor și acțiunilor de mediu și sănătate publică. Inacțiuni ce pot genera în apariția efectelor nefaste asupra sănătății populației și mediului [110].

Pe lângă problemele de ordin managerial (lipsa mecanismului de colectare a deșeurilor, sistemului centralizat de monitorizare a incidentelor și informare a populației etc.) o mai bună coordonare între toate autoritățile practice și științifice ar spori eficiența mecanismelor de

supraveghere existente [3, 6, 110, 114, 199, 207]. Pe lângă reducerea expunerii și efectele nocive ale sănătății, trecerea la alternative fără mercur poate avea beneficii economice și de eliminare a pericolului expunerii. Informații care ar contribui apoi la interpretarea impactului expunerii individuale asupra sănătății, fiind de altfel posibil și sporirea gradului de cunoaștere și fortificare a mecanismului de monitorizare a expunerii la mercur cu creșterea eficienței răspunsului din partea autorităților la astfel de incidente [42, 144, 184, 240, 243, 249].

Totodată ținem să menționăm că există o tendință de utilizare tot mai înaltă a termometrelor fără Hg, și asta probabil s-ar datora restricțiilor prevăzute în Legea 209 prin care se va interzice importul dispozitivelor cu Hg din 2021. Pe de altă parte aceasta nu duce la reducerea pe termen mediu a incidentelor cu implicarea dispozitivelor cu Hg și nu se va soluționa definitiv problema expunerii deoarece termometrele cu Hg deja importate nu sunt excluse din circuit.

Corpuri de iluminat. Eliberarea Hg după spargerea corpurilor de iluminat a devenit recent o problemă a sănătății publice, în special datorită riscului crescut a expunerii accidentale în rândul copiilor. Cantitatea de Hg este semnificativ mică (până la 30 mg per unitate) însă spargerea acesteia va forma picături multiple (praf de Hg) făcând imposibilă colectarea Hg [174, 181].

RM nu produce corpuri de iluminat ce conțin Hg, cele utilizate provin din import. Din moment ce tubul de sticlă este sigilat el nu este considerat un risc deoarece Hg nu se eliberează în timpul unei utilizări normale. La spargerea acestora Hg elementar, mercurul lichid și pulberea de fosfor impregnată pe cioburile de sticlă se eliberează la o gestionare incorectă [196, 207].

Rapoartele UNEP (2017) și IN (2017) evidențiază faptul că majoritatea școlilor din RM utilizează tuburi fluorescente pentru iluminare. Prin urmare, elevii pot fi incluși în grupa de risc în cazul spargerii accidentale a acestora. Un alt grup care riscă a fi expus sunt lucrătorii medicali (medicii, asistentele, personalul auxiliar) care pot fi expuși la Hg o dată cu spargerea accidentală a termometrelor cât și a corpurilor de iluminat cu Hg. Personalul implicat direct în gestionarea lămpilor fluorescente (electricienii) sunt la fel expuși riscului. Corpurile de iluminat devenite deșeuri reprezintă o sursă de expunere la Hg, acestea trebuie colectate și eliminate în mod corespunzător. Deci avem o multitudine de domenii în care a corpurile de iluminat sunt aplicate (tabelul 6) și un număr enorm în uz (figura 6), iar o evidență precară a acestora devine o problemă de sănătate publică din contextul imposibilității autorităților de sănătate de a controla trasabilitatea acestora pe întreg ciclul de viață. Problema expunerii la Hg nu a fost sub vizorul autorităților până la ratificarea CM, ne fiind studiată prin metodologii adecvate pentru a identifica sursele de expunere, în consecință, datele statistice sunt limitate [110, 114, 138, 207, 213].

În mai multe studii (174, 181, 196) a fost simulat comportamentul Hg în încăperi închise, în care lămpi fluorescente cu conținut de Hg erau stricate în condiții controlate. Podeaua acoperită cu diferite materiale de porozitate și structură diferită, cu testarea diferitor tipuri de practici de

ventilație și de curățare. Vaporii de Hg proveniți din lămpile fluorescente sparte au fost măsuțați prin monitorizarea continuă la înălțimea de 1,5 m și 0,3 m. Cea mai mare concentrație a Hg în aer de 54,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,3 m) și 8,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1,5 m), s-a depistat la 4 - 6 ore post incident, considerată perioadă critică. Concentrația Hg descreștea destul de repede odată cu ventilarea camerei or înlăturarea cioburilor contaminate. Studiile au arătat destul de clar că ventilarea încăperilor sau curățarea promptă a cioburilor de sticlă duce la o scădere a concentrației Hg în aer. Alte constatări au fost că cantitatea de Hg eliberată a fost influențată de tipul de lampă testat, temperatura aerului din încăpere care afectează semnificativ rata de absorbție a Hg de organismul uman (prin respirație), și că concentrația Hg în aer poate depăși valorile RfC.

În aspect al expunerii există mai multe elemente importante atribuite creșterii concentrației Hg în aer, care trebuie luate în considerare, cum ar fi: timpul scurs din momentul incidentului până la colectarea probelor, temperatura, viteza de schimbare a aerului, gradul de oxidare a Hg [3, 181, 196, 222]. Bigham et al. spuneau că nivelul maxim al concentrației se atinge în intervalul 5 - 13 ore post incident, cu valori maxime la 6 ore post incident, ulterior revenind la concentrația inițială în aproximativ 24 ore. A notificat și o corelație între temperatura solului și aerului cu viteza de evaporare a Hg, astfel temperaturile ridicate măresc rata de evaporare a mercurului [18].

La data de 11 aprilie 2016, în orașul Vulcănești a avut loc un incident cu vărsare de mercur metallic. S-a constatat că doi adolescenți au identificat 3 butelii a câte 250ml fiecare pline cu Hg într-o casă nelocuită situată în vecinătatea blocului în care aceștia locuiau. Volume diferite de Hg lichid a fost dus în apartamentele copiilor pentru a le arăta părinților, care au și alertat serviciile de rigoare. Unul din minori a vărsat aproximativ 50 ml de Hg și pe coridorul etajului 3 a blocului. După intervenția specialiștilor departamentului situații excepționale s-a efectuat procedura de demercurizare pe coridor și din apartamentele locatarilor. Demercurizarea s-a efectuat prin aspirație, cu aspirator cu destinație specială în acest sens și prin metoda chimică cu aplicarea soluției de KMnO_4 de 2%, fiind demercurizată o suprafață de aprox. 1000 m^2 . Locatarilor li s-a recomandat a ventila blocul, și de a menține cât mai mult posibil ușile și ferestrele deschise.

La data de 12 aprilie s-a efectuat demercurizarea repetată a suprafețelor respective, la solicitarea locatarilor întrucât au depistat în câteva colțuri îndepărtate (pe coridor, apartamente) rămășițe (bile) de mercur. Locatarilor li s-a recomandat de a se adresa la medic pentru un examen medical. Făcând trimitere la studiu de caz de la Vulcănești colectarea probelor s-a efectuat la 4 zile distanță de la accident, ceea ce înțelegem că concentrația mercurului în aer deja scade în proporție de 50% [18, 222]. În același timp ventilarea încăperii duce la diminuarea concentrației Hg, măsură care a fost recomandată de autoritățile de sănătate în adresa locatarilor. Deci la momentul colectării probelor putem afirma că locatarii erau înafara oricărui pericol.

Raportul OMS (2017) atenționează că deversările de Hg în spații închise duc la creșterea concentrațiilor Hg în aer ca rezultat pot apărea efecte acute asupra sănătății cu manifestări clinice specifice afecțiunii renale. Adesea aceste incidente se întâmplă în locuri în care copiii trăiesc și studiază, precum și în spitale. Gestionarea deversărilor de Hg necesită o atenție specială asupra decontaminării pentru a preveni crearea unei surse de expunere cronică la Hg [245].

Poziția UE prin coraportul său EU (2001) specifică despre carența datelor cu privire la expunerea omului cauzată de vaporii de Hg. Cazurile fatale și intoxicațiile severe au rezultat urmare a încălzirii Hg și a dispozitivelor cu Hg, prin urmare recomandă acordarea unei atenții sporite poluării secundare datorate rămășițelor de Hg urmare a demercurizării ineficiente [81].

În acest sens a elaborat și un ghid intitulat "*Ghid privind gestionarea incidentelor cu mercur: opțiuni de remediere*" care are drept scop - promovarea politicilor publice atribuite managementului incidentelor cu mercur, stocării temporare a acestuia la nivel național/regional și local. Obiectivele acestui ghid au fost: (i) conștientizarea de către actorii interesați a impactului toxicității Hg și efectelor nocive asupra sănătății; (ii) elucidarea cerințelor înaintate de organizațiile internaționale pentru prevenirea incidentelor cu Hg, la nivel național, regional, de comunitate; (iii) determinarea aspectelor ce țin de gestionarea incidentelor cu Hg, cu elaborarea planului „PAS CU PAS” de reacție și răspuns; (iv) identificarea cerințelor și soluțiilor pentru depozitarea temporară a deșeurilor de Hg; (v) promovarea dispozitivelor „fără mercur”.

3.4.3. Analiza punctelor fierbinți prin prisma potențialului de expunere la mercur

Depozitarea și eliminarea deșeurilor sau tratarea apelor uzate, au o pondere de 27,9% (270,89 kg Hg/an) din emisiile totale în RM. Cele mai mari emisii din grupa respectivă sunt generate de sistemul de colectare/tratare a apelor reziduale 212,86 kg Hg/an (78,6%), urmată de depozitarea neautorizată a deșeurilor generale 44,64 kg Hg/an (16,5%), emisiile generate de gunoști și depozitele controlate - 13,39 kg Hg/an (4,9 %).

În 2017 OMS definește în raportul său "*puncte fierbinți*" sau zonele contaminate cu Hg ca regiuni/locații în care există riscuri de contaminare mai mare a mediului ca urmare a activităților antropice. Expunerea în punctele fierbinți are anumite caracteristici, cum ar fi expunerea combinată și cronică din surse diferite la metale grele, concentrații mari de Hg în elementele de mediu și alimente produse local comparativ cu alte zone rezidențiale [245].

Tot mai acută devine problema poluării locale a solurilor cu deșeuri și substanțe nocive în RM. În jurul localităților se transportă și se depozitează haotic deșeuri de diferite categorii și proveniență. În afară de deșeurile depozitate în locurile autorizate și spontane (rampe, platforme și poligoane), cantități semnificative de deșeuri, preponderent solide, sunt aruncate în râpi, fâșii forestiere, canale și râulețe, pe marginea drumurilor etc. Evidența statistică a volumelor deșeurilor acumulate în depozite nu se efectuează, existând date estimative referitoare la volumul total de

deșeuri menajere solide acumulate circa 30 - 35 mil. tone și doar 10% din depozitele de deșeuri menajere solide sunt autorizate. Problema deșeurilor este agravată de lipsa instalațiilor pentru sortare și prelucrare a deșeurilor, resurselor financiare la nivel național, local [114, 170].

Situația este agravată de stocurile istorice acumulate de substanțe chimice periculoase, inclusiv reactivi chimici pentru laborator, ținute la întreprinderi, organizații, instituții academice și de educație. În același timp, în ultimii ani, mai multe probleme legate de articolele care conțin Hg și alte metale grele cât și substanțe necunoscute sunt în permanență identificate de către populație sau alte entități [213]. Prin urmare, cantitatea de deșeuri utilizate și neutralizate scade, iar a celor expediate la rampele de depozitare și cele transmise altor întreprinderi crește [118].

Raportul Curții de Conturi a RM Moldova privind "Auditul de conformitate asociat performanței privind gestiunea deșeurilor periculoase și de producție, impactul adițional" în 6 Instituții Medico-Sanitare și la o instituție privată a remarcat că deșeurile de Hg nu sunt colectate și depozitate corespunzător. Datele din Registrul deșeurilor toxice nu corespund cu cele raportate statistic, pentru 2 ani auditul constatând 500 corpuri de iluminat cu Hg uzate nedeclarate statistic, iar 594 bucăți nu figurează în Registrul deșeurilor toxice. Anual ar putea fi colectată de la agenții economici și consumatorii casnici o cantitate de circa 445 tone de deșeuri cu conținut de Hg la nivel național. Se constata că, deși RM a aderat la CM, până în prezent nu a construit Centrul de gestiune a deșeurilor periculoase, potrivit cerințelor cadrului legal, preconizat a fi dat în exploatare în anul 2012. Indirect, aceste constatări îngreunând procesul de evaluare a riscului [110, 114].

Gworek et al. a evaluat gradul poluării solului, apelor de suprafață și vegetației în apropierea unui depozit de deșeuri din Łubna, estimând că conținutul de HgT în sol, plante și apele subterane a fost relativ scăzut, acesta scădea însă o dată cu adâncimea [108]. Un studiu efectuat de Celia et al. unde s-au colectat probe de la depozitul de deșeuri din orașul Alachua, SUA s-a depistat că concentrația Hg a variat de la 0,0328 mg/kg la 16,8 mg/kg, cu media de 0,178 mg/kg [95%ÎI: 0,144 - 0,221], în 50% din probe concentrația Hg a fost sub 0,15 mg/kg. Concentrațiile de Hg au fost cu mult peste nivelurile de fond caracteristice solurilor din Florida [69].

Braaten et al. a evaluat impactul poluării atmosferice cu Hg asupra contaminării PCM prin estimarea concentrațiilor Hg în PCM din 2775 de lacuri din Norvegia, Suedia, Finlanda și Peninsula Kola a constatat că un număr considerabil de lacuri (n = 888; 32%) au fost afectate de sursele atmosferice de poluare cu Hg, în timp ce un număr semnificativ de lacuri au fost afectate și de surse locale, mai ales istorice, industriale (n = 158; 5,69%) [44].

Într-o evaluare complexă a depozitului de deșeuri de la Țânțăreni, Anenii Noi din 2016 s-au colectat mai multe probe de apă la distanța de 400 m de la dig, din fântâna din satul Bâc și din fântână arteziană, estimându-se o concentrație <LOQ (0,5 μg/l) a Hg [10]. IN (2017) menționa lipsa surselor majore de poluare cu Hg în RM [207].

Totodată, raportul UNEP (2017) cita că rămâne încă incertă situația privind vechile depozite de pesticide de pe teritoriul țării, la moment în curs de înstrăinare, în special depozitul din satul Cișmichioi [213, 253]. Abdelrahman N. (1986) a estimat HgT în solul din preajma unui depozit învechit de pesticide indicând faptul că cele mai ridicate niveluri de contaminare cu Hg au fost la originea depozitului, concentrația fiind de 154,67 mg/kg, (min. 11,5 mg/kg; max. 185 mg/kg). Nivelul de contaminare cu Hg scădea progresiv odată cu creșterea distanței, la 100 m concentrația HgT fiind între 12,77 mg/kg și 21,23 mg/kg [1].

În anul 2017 în RM erau exploatate 1146 depozite de deșuri cu suprafața totală de 1247,61 ha (12,47 km²) care au fost organizate de autoritățile publice locale, altele 2475 de gunoiști sunt stihinice (neautorizate), cu o suprafață de 320,25 ha [118, 199]. Astfel aceste puncte fierbinți pot fi considerate zone de risc pentru populație în aspect al expunerii la Hg. Deșeurile ce conțin Hg generate fie prin procese industriale, fie din uz casnic, pot fi aruncate în mod necorespunzător, ducând la contaminarea zonelor locale și la crearea zonelor contaminate. Persoanele care locuiesc în apropierea acestor locuri de deșuri pot fi expuse indirect la niveluri ridicate de Hg din cauza emisiilor în sol, aer și corpuri de apă. UNEP (2017) a constatat că în cazul RM din cauza prezenței depozitelor neasigurate cu pază la Hg sunt expuși *colectorii de deșuri* făcând referință la persoanele care își câștigă existența prin identificarea metalelor feroase și neferoase, hârtie etc. Aceștia fiind de diferite vârste, chiar și mai mici de 18 ani [213].

O altă problemă atribuită deșeurilor este și ponderea deșeurilor toxice transportate la menajere care nu poate fi identificată neexistând o statistică și evidență strictă. La moment nu putem afirma cu certitudine că aceste cantități depozitate de comun cu deșeurile menajere sunt un rezultat al îmbunătățirii managementului deoarece ar fi contrar ultimelor rapoarte naționale atribuite managementului deșeurilor [110, 213]. Totodată cum s-a și menționat această descreștere a deșeurilor toxice deversate în cele menajere poate fi atribuită, cu anumite rețineri, lacunelor în procesul evidenței statistice a deșeurilor în contextual lipsei unui Registrul al Managementului deșeurilor prevăzut prin Legea nr. 209 privind deșeurile din 29.07.2016 [138].

În conformitate cu Legea nr. 209 privind deșeurile din 29.07.2016, deșeurile cu conținut de Hg și mercurul ca substanță chimică în parte este atribuit deșeurilor toxice. Concomitent, pe parcursul ultimilor ani, au fost identificate probleme majore în gestionarea Hg, a articolelor cu conținut de Hg, a altor metale grele, precum și a substanțelor necunoscute, acestea fiind depistate la cetățenii RM și/sau pe teritoriul țării [114].

Raportul UNEP (2017) concluziona că populația generală nu dispune de cunoștințe esențiale despre impactul Hg și efectele acestuia asupra sănătății. Astfel, sunt necesare acțiuni de informare a populației privind potențialele riscuri legate de Hg și modul de gestionare a diferitelor incidente, cum ar fi termometrele sparte, eliminarea corectă a bateriilor, tuburile fluorescente și

becurile etc. Pe de altă parte, punctele insuficiente de colectare (sau lipsa acestora în locații îndepărtate), lipsa de bani pentru acoperirea costurilor de transport și colectare reprezintă o provocare pentru autorități și o sarcină strategică care necesită eminamente soluționată [213].

Actualmente eforturile internaționale, regionale și naționale în domeniu sunt axate pe identificarea soluțiilor pe termen lung pentru stocarea Hg și eliminarea treptată a acestuia din utilizare la nivel global. Asigurarea continuității și eficienței procesului de eliminare a Hg este imposibilă fără un management respectiv adecvat, unificat la toate nivelurile. În contextul bunelor practici ale managementului durabil în privința Hg, incidentelor, deșeurilor cât și în promovarea dispozitivelor alternative "fără mercur" se impune elaborarea unor măsuri și soluții complexe, reieșind din necesitățile actuale ale țării.

3.4.4. Aerul, apa și solul ca surse de expunere la mercurul metalic

Aer. Slemr et al. pe baza măsurătorilor la 6 stații din emisfera nordică și 2 în emisfera sudică, au estimat o contaminare a aerului cu Hg-gazos de 0,0015 - 0,0017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ în emisfera nordică și 0,00119 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru emisfera sudică [194]. Gworek et al. a estimat că concentrația medie de fond a Hg în aerul atmosferic, la nivel global se regăsește în intervalul 0,0015 - 0,002 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [107], conform datelor utilizate de noi (MSC-E) concentrația $\text{Hg}^0(\text{gas})$ a variat de la 0,0001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ la 5,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Siudek et al. spunea că există și variații sezoniere ale concentrației Hg, în zonele urbane concentrația Hg este mai mare comparativ cu zonele forestiere iar temperatura aerului, viteza și direcția vântului, fotochimia și cantitatea de precipitații, fiind factori esențiali pentru creșterea concentrației Hg în aer [193].

Rapoartele AEM (2014), UE (2016), AEM (2017) spun că nivelurile Hg^0 în zonele extraurbane în aerul atmosferic sunt 0,014 - 0,028 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, în cele urbane 0,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [71, 72, 83]. Un alt exemplu poate servi estimările efectuate în Federația Rusă unde concentrația medie anuală de fond a Hg^0 din aerul atmosferic în 2017, a fost de 0,00341 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [260]. OMS afirmă că cantitatea săptămânală absorbită de Hg în contextul unor concentrații similare ar fi echivalentă cu 0,224 - 0,448 $\mu\text{g}/\text{Hg}$ în extraurban și 1,12 $\mu\text{g}/\text{Hg}$ în zonele urbane. Aceste valori ale expunerii la Hg^0 din aerul exterior sunt neglijabile comparativ cu alte surse, și nu pot avea efecte directe asupra sănătății umane, fapt reconfirmat și în raportul OMS din 2017 [227, 229].

Raportul UE din 2001 menționa că variații mari ale concentrațiilor Hg pot fi identificate în apropierea unor surse naturale cum ar fi vulcani activi ori celor antropogene. De exemplu, în apropierea vulcanului Kilauea pe Hawaii variază între 0,274 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ și 1,31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [81]. Un exemplu elocvent ar fi studiul efectuat de Gworek et al. unde s-au identificat niveluri exagerate de Hg-gazos în zonele adiacente minelor mari de extragere a aurului între 0,17 - 243,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Extragerea aurului la scară mică au fost, de asemenea, caracterizate de concentrații ridicate variind între 10,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ și 40,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [107].

IN (2017) și UNEP (2017) afirmă că pe teritoriul RM nu sunt surse majore care ar putea avea impact semnificativ asupra calității aerului atmosferic. Astfel concentrațiile de Hg-metalic sunt relativ joase ceea ce nu prezintă un pericol pentru sănătatea populației, cu referință la concentrațiile de fond ale Hg în aerul atmosferic [207, 213].

Pe baza ipotezei unui nivel al concentrației Hg de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în aerul atmosferic, aportul mediu zilnic de Hg^0 prin inhalare ar ajunge la $0,2 \mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-săptămână, sau 5% din doza admisibilă de $4 \mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-săptămână pentru formele metalice ale Hg^0 [227, 234]. Pentru RM, concentrația de fond a Hg în aerul atmosferic este $1,425 \text{ ng}/\text{m}^3$ sau $0,001425 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ceea ce ar constitui doar 0,5% din doza admisibilă recomandată. Totodată această concentrație se regăsește în intervalul concentrațiilor la nivel european. Considerând concentrațiile estimate de mai mulți autori și cele identificate a fi pentru RM, expunerea la formele metalice (Hg^0 , Hg^{II}) sau Hg-gazos sunt ne semnificative [2, 234, 237]. Mai mult ca atât conform raportului OMS din 2020 nivelul mic al expunerii prin aerul atmosferic este influențat și de faptul că populația în proporție de 70% își petrece timpul în spații închise (încăperi) [244].

În cadrul reuniunii experților OMS din 2016 pentru reevaluarea ML atribuite calității aerului atmosferic s-a concluzionat că în contextul inexistenței unor dovezi plauzibile noi privind efectele directe asupra sănătății ale emisiilor de Hg în aer cât și contribuția directă relativ scăzută la expunerea populației la mercurul metalic și că există o convenție (CM) care abordează în mod specific Hg nu este o nevoie stringentă de reevaluare a riscului expunerii la Hg prin aer. Totuși se recomandă a se depune eforturi considerabile pentru a monitoriza emisiile de Hg și a evalua efectele acestora asupra calității aerului. Astfel expunerea la Hg metalic prin aerul atmosferic nu ar fi o problemă prioritară cu excepția cazurilor de contaminare locală sau de prezență totuși a unor surse locale de contaminare a aerului cu Hg. Deci o reevaluare a gradului de expunere a populației la Hg metalic prin aer nu ar fi justificată științific ca una prioritară [229].

APA. Alimentarea cu apă a localităților din RM provine din 3 surse: (i) subterană, căreia îi revine 65% din volumul total al apei consumate, preponderent în localitățile rurale (cca. 3000 de fântâni arteziene), (ii) din sursele de suprafață (râul Nistru și râul Prut), (iii) alte surse cum ar fi lacurile de acumulare și izvoarele, cărora li se atribuie doar 0,2% din apa consumată [116].

În raportul OMS din 2017 se reiterează că Hg este prezent în formă anorganică în apele de suprafață și în apele subterane la concentrații de obicei sub $0,5 \mu\text{g}/\text{l}$, ML a Hg în apă recomandată de OMS este de $6,0 \mu\text{g}/\text{l}$ [238], normativele naționale ML este de $1,0 \mu\text{g}/\text{l}$. Totuși mai multe studii (4, 13, 157, 159, 238) declară că pot exista unele excepții: apele din apropierea centralelor termoelectrice cu cărbune, de producere cimentului, depozitelor vechi sau necontrolate de substanțe chimice etc. Aceste zone pot contamina sursele de apă potabilă, zonele de captare a apei pentru aprovizionarea centrelor urbane, aspecte care nu s-au considerat în contextul RM, care

rămân a fi o problemă deschisă pentru cercetările științifice ulterioare. În AEM (2018) se remarcă faptul că poluarea bazinelor acvatice cu Hg prezintă cel mai mare risc de expunere la Hg deoarece o dată supus procesului de metilare și transformat în MeHg acesta este foarte ușor absorbit de organismele acvatice acumulându-se progresiv în lanțul trofic ca mai apoi populația să se expună prin consumul acestor specii de PCM [85].

În același raport al OMS din 2017 se estima că dacă am considera concentrația Hg în apa potabilă de 0,5 $\mu\text{g/l}$ la un consum de 2 litri de apă pe zi, $AZE_{[\text{Hg}]}$ ar fi de doar 1,0 $\mu\text{g/kg m.c.-săptămână}$ [238]. Deci reamintind că în toate cele 74 de probe colectate, în prezentul studiu, concentrația HgT a fost sub LOQ de 0,0002 $\mu\text{g/l}$ asta ar duce la o expunere echivalentă cu doar 0,04% (HI).

Munteanu V. (2004), Munteanu V. (2005) studiind concentrațiile Hg în apele râului Nistru din apropierea complexului industrial Râbnița, a observat concentrații ale Hg variind de la 0,2 $\mu\text{g/l}$ la 0,8 $\mu\text{g/l}$. Zona cea mai poluată fiind Saharna cu valori ale concentrației Hg între 0,5 $\mu\text{g/l}$ și 0,8 $\mu\text{g/l}$, fiind cea mai apropiată de complexul Râbnița. Această poluare depistată, după autor, în contextul prezenței surselor de poluare în regiune ne vorbește despre necesitatea evaluării conținutului de Hg în mediul ambiant în anumite zone critice [156, 157]. Probabil s-ar recomanda o estimare complexă privind expunerea populației în astfel de regiuni la Hg. Același autor Munteanu et al., a apreciat și o corelație puternic pozitivă ($r = 0,9 - 0,99$) dintre conținutul Hg din biomasa acvatică cu conținutul de Hg în apă și sedimente. Totodată aprecia că deși concentrația Hg nu depășește normativelimită caracteristice apei de suprafață acestea depășesc considerabil normativelimită ecologice de poluare a bazinului. S-a presupus că sursa pentru contaminarea rezervorului Dubăsari cu Hg este localizată în zona care include două mari fabrici de ciment și una metalurgică [159].

Prezența Hg în elementele de mediu poate fi un rezultat al emisiilor la nivel național dar și probabilitatea unei poluări transfrontaliere [83] sau prezența unor surse de poluare pe teritoriul României care ar putea influența concentrația mercurului în apă [172, 205]. În Rusia, problema Hg este foarte studiată din cauza prezenței multiplelor surse de poluare, în 2017 conținutul de fond al Hg^0 în apele de suprafață din majoritatea regiunilor a fost de 0,1 - 3,8 $\mu\text{g/l}$ [260].

Depunerile de Hg în mediile acvatice pot, totuși, să provoace o contaminare locală semnificativă, care poate duce la expuneri crescute ale populației și, prin urmare, să devină o problemă de preocupare locală. Dat fiind că MeHg este format ca rezultat al metilării Hg metalic, monitorizarea contaminării biotei acvatice cu MeHg va contribui la evaluarea corectă a riscurilor pentru mediu și expunerii populației [215, 238, 245].

Sol. Amintim că nivelurile Hg în sol pentru RM au variat între 0,001 mg/kg și 0,29 mg/kg. Valorile medii pentru fiecare regiune au fost de 0,065 mg/kg (Nord), 0,072 mg/kg (Centru) și 0,063

mg/kg (Sud), media fiind de 0,049 mg/kg, nu s-au înregistrat depășiri ale ML (2,0 mg/kg). S-a recurs la selectarea mai multor probe din teritoriile agricole deoarece cum s-a conștientizat anterior în studiul FOREGS (2007) și de Thoth G. (2013, 2016, 2018) solurile cu conținut de humus au capacitate sporită de a acumula Hg⁰ [104, 202, 203, 204]. Solurile RM în proporție de 56% conțin humus în cantități moderate și înalte [123, 179].

Poluarea ecosistemelor forestiere studiate de Begu A. (2016) cu metale grele demonstrează acumulări sporite de Hg în zona de centru și acumulări minore în zona de nord [13]. Din cele 13 ecosisteme evaluate de autor, conținutul Hg-total a depășit însă valorile ML de 0,04 mg/kg pentru litieră în 9 cazuri. În altele 8 cazuri s-au înregistrat depășiri ale ML pentru mușchi (4 cazuri) și 4 cazuri pentru licheni. Valoarea de 0,1 mg/kg în mușchi și 0,16 mg/kg în licheni a fost depistată la Bălănești, o depășire de aproximativ 2,5 și respectiv 4 ori. Prin estimările efectuate de Begu A. (2016) privind indicii de corelație apreciat ca moderat pozitiv dintre mușchi/sol de 0,71 și sol/licheni de 0,66 se confirmă incontestabil poluarea solului în rezultatul emisiilor în aer la nivel național, cât și transfrontalier a Hg [16].

Pe de altă parte, probele colectate de Asociația Obștească "Mișcarea Ecologistă din Moldova" pentru identificarea concentrației Hg în deșeuri, praf și solul din cadrul unui depozit de deșeuri cu pesticide din satul Gaidar la o întreprindere de demercurizare și un depozit de lămpi uzate au demonstrat prezența concentrațiilor sporite de Hg, în deșeurile din depozitul nr.1 - 52,25 mg/kg (26 ML) și de 43,83 mg/kg (21 ML) în depozitul nr.2 de lămpi uzate. O probă de sol a fost colectată la intrarea în depozitul nr. 2 stabilindu-se o concentrație a Hg de 0,73 mg/kg.

Deci sunt necesare anumite acțiuni politice relevante privind remedierea și gestionarea poluării solului cu aplicarea unor măsuri preventive pe terenurile critice, pentru a exclude substanțele nocive din lanțul alimentar spre exemplu. În pofida importanței contaminării cu Hg a solului, până în prezent nu au existat date suficiente care să ofere o imagine fiabilă asupra dimensiunii reale a problemei în Republica Moldova.

Este necesar a stabili un sistem de monitorizare a contaminării solului, apei, aerului în RM cu Hg, pentru a înțelege mai bine situația și detaliile problemei asociate prezenței acestui metal în elementele respective. Un aspect important ar fi focusarea pe solurile depozitelor de pesticide, zonelor din apropierea punctelor de depozitare a deșeurilor etc. Un astfel de sistem ar putea oferi suport științific pentru cuantificarea și estimarea riscului asupra sănătății populației asociat ponderii poluării solului, apei și aerului cu Hg, ca un factor de risc.

În aspect al potențialului impact al expunerii la Hg⁰ a copiilor și maturilor prin ingestia de mercur prezent în apă, aer și sol, mercurul nu poate fi înaintat ca un metal cu un impact major. Ponderea expunerii la Hg a copiilor și maturilor prin aer, apă și sol nu depășește 1,5% (HI) pentru copii și 0,88% (HI) pentru maturi respectiv.

4. ESTIMAREA RISCULUI EXPUNERII LA METIL MERCUR

4.1. Introducere

Stilul de viață și în special tiparul consumului alimentar joacă un rol crucial în expunerea populației la substanțe chimice. În acest sens expunerea la MeHg este un exemplu elocvent, deoarece populația generală este expusă la acesta prin consumul de PCM [52, 182].

Beneficiile consumului PCM sunt atribuite în special substanțelor nutritive esențiale pe care acestea le conțin, cum ar fi acizi grași poli nesaturați omega-3 cu catena lungă (acizii eicosapentanoic, docosahexaenoic (DHA+EPA)), vitaminele (D, B2 etc.) macro/microelemente (calciu, fosfor, fier, zinc, iod, magneziu și potasiu). Efectele negative ale contaminanților prezenți în PCM ar putea fi contrabalansate de efectele pozitive ale nutrienților. Acest lucru evidențiază importanța echilibrării riscurilor și a beneficiilor consumului de PCM [65, 76, 166, 182].

Există anumite îngrijorări cu privire la contaminarea cu Hg și MeHg în întreaga lume. Autoritățile Canadiene recomandă în special copiilor mici și femeilor în vârstă fertilă să-și limiteze consumul de pește spadă, rechin sau ton proaspăt și congelat la o singură porție pe săptămână (p/s). Limita recomandată a conținutului total de Hg de către autoritățile Canadiene este de 0,5 mg/kg, în speciile respective [48, 70]. În RM conform Hotărârii Guvernului nr. 520 din 2010, ML pentru peștele spadă, rechin sau ton este de 1,0 mg/kg, fără a specifica recomandări referitoare la cantitățile limită de consum pentru diferite categorii de vârstă [112].

Recomandările privind consumul de pește, variază de la relativ simple de exemplu, Olanda, la foarte complexe în Mare Britanie. Unii se referă numai la perioada de sarcină, alții își extind recomandările pentru a include femeile care intenționează să rămână gravide sau care alăptează. Unele reflectă condițiile acvatice locale, speciile de pești și obiceiurile de consum ale peștilor, de exemplu, Suedia recomandă anumite specii de pești din Marea Baltică [162, 163, 164, 166, 198].

În Statele Unite Americii numai peștii cu o concentrație a Hg sub 0,3 mg/kg pot fi consumați zilnic (în baza unui consum de 17,5 g/zi). În RM normele minime de PCM incluse în coșul alimentar al minimumului de existență, sunt: pentru copii de 1 - 7 ani - 10,3 g/zi, 7 - 18 ani este de 14,6 g/zi. Deci se impune necesitatea de a evalua și elabora anumite recomandări ce țin de consumul de PCM în contextul expunerii la MeHg considerând tiparele consumului național și implementarea programelor de monitorizare a Hg în PCM [34, 115, 215].

Deoarece simptomele expunerii la MeHg sunt subtile și multe-cauzale, nu există încă un consens larg privind nivelul expunerii la MeHg, în pofida numărului mare de studii recente care încearcă să coreleze nivelurile scăzute de expunere la MeHg cu impactul asupra sănătății populației. Cu toate acestea, există o recomandare generală conform căreia femeile însărcinate, copiii și femeile în vârstă fertilă ar trebui protejate cât mai mult posibil de expunerea la MeHg. Deci, este important a cunoaște și a aprecia nivelul expunerii reale la MeHg pentru PG și care sunt

sursele de expunere. Aceasta ar oferi un suport pentru elaborarea unor strategii adecvate de atenuare a riscului, în cazul prezenței acestuia, și de formulare a recomandărilor [52, 182].

Raportul EFSA din 2014 menționa că copiii sunt considerați deosebit de vulnerabili la amenințările ecologice, deoarece atunci când sunt expuși riscului, aceștia răspund diferit decât adulții, mai ales datorită imunității lor imature [91]. Mortensen et al., Ruggieri et al. și alte studii recente (52, 54, 65, 67, 70, 74, 75, 89, 90, 95, 230, 241) menționează că expunerile la Hg nu sunt distribuite în mod uniform la nivel global, regional sau de țară. O absorbție gastrointestinală foarte eficientă, imaturitatea fiziologică a homeostaziei și mecanismele de detoxifiere ar putea fi motivele pentru care sugarii prezintă un risc mai mare comparativ cu copiii sau adulții. Consumul de lapte matern este calea principală de expunere a sugarii la MeHg. Atât MeHg cât și Hg anorganic apar în laptele matern, dar fiziologia glandei mamare determină o îmbogățire preferențială cu Hg anorganic, acesta din urmă trece rapid în plasma și, prin urmare, în laptele matern [152, 178].

Este important de remarcat faptul că MeHg afectează dezvoltarea SNC, efectele se marchează în special asupra creierului în dezvoltare (făt și copiii). Expunerea la doze mari a copiilor este asociată cu un risc crescut de deces intrauterin sau deces prematur. Expunerile pot apărea în uter datorită proprietății Hg de a traversa placenta și pe parcursul vieții extra uterine prin intermediul laptelui matern, în timpul copilăriei și adolescenței prin expunerea directă la compușii Hg [11, 230, 237].

Studiile EFSA (2004), EFSA (2012), Castano et al., remarcă existența unei diferențe semnificative privind nivelul expunerii la Hg în rândul populației UE datorită consumului diferit de PCM. Consumul de PCM în UE se caracterizează printr-o frecvență relativ mai mare în țările mediteraneene, nord europene și o frecvență mai redusă în țările Europei centrale [52, 88, 90].

Obrist et al. considera că emisiile antropice de Hg din surse industriale și de ardere a combustibililor contribuie la majorarea nivelurilor de MeHg din pește, în special în bazinele acvatice de apă dulce aflate în imediata apropiere a surselor industriale cu emiteri de Hg sau datorită unor niveluri ridicate ale concentrației de fond a Hg din mediul înconjurător [169].

Speciile de PCM din poziții ierarhice superioare (tonul, peștii spadă, rechinii) acumulează cantități mult mai sporite de MeHg. Concentrația MeHg în PCM diferă atât inter specii, diferite specii conțin cantități diferite de MeHg, și intra specie când aceeași specie are concentrații diferite de MeHg în dependență de zona geografică, sălbatic sau crescut în ferme [237]. Estimarea cantității MeHg în țesuturile speciilor de PCM este cea mai eficientă, ușoară și integrativă modalitate de a evalua nivelul expunerii a PG la MeHg [90, 237, 242].

Zubcov et al. în 2013 a estimat că produsele din pește disponibile pe piețele din RM provin din 2 surse: importuri, specii marine; și autohtone - capturați în activități de pescuit sau crescătoriile naționale de acvacultură de apă dulce. În RM peștele produs local este vândut viu sau

semi-înghețat. PCM importate în țară, anterior comercializării, sunt supuse unor măsuri de prelucrare primară cum ar fi eviscerarea sau și înlăturarea totală a masei necomestibile, fiind distribuite pe piață în următoarele forme: refrigerat, congelat, fileuri de pește, semi-preparate de pește, făină, pudră, formele prezervate (uscat, sărat sau afumat) [252].

4.2. Metode

Expunerea populației la Hg prin consumul de PCM este un proces complex. În cadrul studiului a fost utilizată o abordare secvențială, reieșind din specificul și sensibilitatea îngrijorării expunerii la MeHg. Evaluarea impactului asupra sănătății populației, în aspect acut și cronic, pentru populația generală include, pe lângă cantitatea de pește consumată per individ și estimarea concentrației Hg sau MeHg în PCM [90, 102, 133, 235].

Au fost colectate 220 probe de PCM și efectuate 220 investigații la Hg-total în 26 specii de PCM (Dp). Analiza probelor s-au efectuat în laboratorul chimic al ANSP prin metoda de spectrofotometrie de Absorbție Atomică, cu estimarea Hg-total. Probele au fost colectate din piața centrală din Chișinău, pentru speciile provenite din sursele locale. Alte specii ce țin de import au fost colectate din magazinele specializate în comercializarea produselor marine. Fiecare probă a fost codificată, cu o masă de 100 g ambalate în pachete de polietilenă sterile și transportate la laborator. Timpul de transportare nu a depășit 6 ore din momentul colectării.

Din cauza numărului mic de investigații efectuate la conținutul de Hg în PCM s-a recurs la utilizarea unor date auxiliare prin selectarea și utilizarea CDI (Culegeri de date Intonaționale) derivate din GEMS/Food - programul Global de Monitorizare a Mediului cu analiza și ajustările de rigoare [235]. Prin urmare cele 2 surse de date atribuite concentrației Hg în PCM au fost comasate în una singură și aplicată statistica descriptivă (tabelul A1.4).

Din GEMS/Food s-a extras valorile concentrației MeHg și Hg doar pentru speciile de PCM consumate de PG a RM. Criteriile primare de extracție a rezultatelor analitice privind concentrația Hg din GEMS/Food au fost: i) **WHO Region(s):** all; ii) **Contaminant(s):** mercury, mercury (inorganic), methyl mercury; iii) **Food Category(s):** Fish and other seafood (including amphibians, reptiles, snails and insects); iv) **Food Name:** ALL; v) **Sampling Period:** 01.01.1972 -31.12.2018. Urmare a aplicării criteriilor primare sistemul a generat 50331 înregistrări. La primă etapă au fost excluse 386 înregistrări raportate ca fiind rezultate agregate datele fiind considerate incomplete. 1968 înregistrări au fost excluse deoarece nu a fost posibilă identificarea speciilor de pește fiindu-le atribuit codul - A.01.000876. Prin urmare au rămas 47977 de înregistrări, pentru 21480 (44,7%) unitatea de măsură era "μg/kg" care au fost transformate în mg/kg.

Cele mai multe rezultate au fost raportate ca mercur total: crustacee - 1845 (94,4%), pești - 23817 (91,5%), moluște - 4975 (96,4%) (tabelul A1.2). Pentru Dp în toate probele s-a estimat HgT. Din CDI, mercurul anorganic a fost evaluat în 8 rezultate pentru crustacee și 4 în pești. Atât

rezultatele raportate ca ”HgT” cât și ”mercur anorganic” au fost convertite în valori ale MeHg, aplicându-se un factor de conversie de 1 [90].

Datele din CDI într-o pondere mai mare de 90,9% au fost orientate spre investigarea Hg în componenta comestibilă. Pe de altă parte 14649 (56,3%) rezultate din totalul de 26022, au fost efectuate în speciile de pește sub forma crudă, 2397 (46,5%) în cele de moluște și 689 (35,2%) în crustacee. Pentru 10580 rezultate nu a fost raportată forma preparativă a probelor investigate. Studiul EFSA (2012) și ghidul OMS (2008) menționează că concentrația MeHg nu este influențată de procesul preparării bucatelor, factor ca poate fi neglijat [90, 237].

Ponderea rezultatelor analitice extrase pentru concentrațiile a căror valori au fost raportate a fi egale cu limita de detecție (LOD) este după cum urmează: crustacee - 15,1% (295), pești 4,3% (1120) și 23,7% (1222) în moluște. Dacă ponderea rezultatelor raportate egale cu LOD nu depășește 30%, atunci ele pot fi considerate în evaluarea expunerii cu recalculare după formula:

$$X = \text{LOD}/\sqrt{2}, \text{ unde: [59, 64, 113]} \quad (4)$$

X – valoarea ajustată,

LOD – Limita de Detecție

Din numărul total de 33136 rezultate analitice finale considerate din CDI cel mai multe au fost raportate pentru anii 2003 - 2018, 28516 rezultate analitice echivalent cu 86% (figura 12).

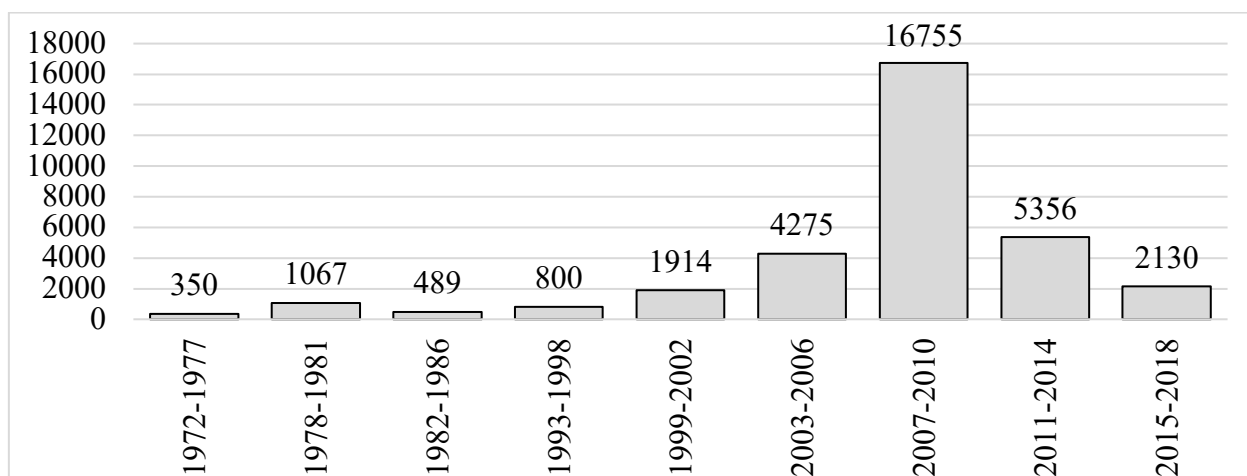


Figura 12. Numărul de rezultate analitice extrase din CDI repartizate pe perioade de timp

Considerăm ca rezultatele obținute din CDI în aspect al perioadei în care au fost efectuate pot fi utilizate de comun cu datele atribuite consumului de PCM, care au fost extrase pentru 2005-2017, pentru a calcula nivelul expunerii la MeHg.

Consumul de PCM pentru RM, anii 2005 - 2017, identificarea speciilor de PCM consumate de PG a fost posibilă utilizându-se aplicația FishStat J, (v.2017) care prezintă statistici anuale privind comerțul internațional și producția de PCM caracteristic mai multor țări inclusiv RM [97]. Algoritmul de extragere a datelor din FishStat J a fost: (i) *Workspace (s): FAO Global Fishery and Aquaculture Commodities Statistics and FAO Global Fishery and Aquaculture Production*

Statistics; Country: Republic of Moldova; Commodity(s): Data extracted based on Harmonized Commodity Description and Coding Systems (HS-2017codes) & International standard statistical classification of aquatic animals and plants (ISSCAAPgroup); Trade flow (s): Imports, exports, reexports, aquaculture and capture production; Period: 2005-2017 (13 ani).

Prin urmare s-au obținut 401 poziții a câte 10 grupe clasificate după sistemul internațional HS (Harmonized Commodity Description and Coding Systems) cu 140 de subgrupuri. S-au înlăturat toate pozițiile pentru care nu au fost raportate date (59 poziții) cât și 14 poziții care includeau "not edible - *necomestibile*", "animal feeding-*destinate pentru animale*", "unfit for human consumption – *impropriu consumului uman*". Sistemul HS a permis identificarea formei produsului importat (înghețat, viu, refrigerat, fileu etc). Spre exemplu, categoriile de mărfuri sunt codificate, astfel: păstrăv - 0302.11, somon - 0302.14, macrou - 0302.45, etc. Totodată aceeași specie de pește somon subgrupa - 14, poate fi identificată atât în grupa 0302, 0303, 0306 ceea înseamnă că specia a fost comercializată sub diferite forme, proaspăt, fileuri, refrigerat etc.

Grupele (subgrupele) de PCM care au fost identificate din FishStat J: (i) 0301 - pește viu: subgrupele (93, 99); (ii) 0302 - pește, proaspăt sau refrigerat, fileuri de pește și altă carne de pește: subgrupele (11, 13, 14, 24, 29, 39, 44, 51, 56, 73, 81, 84, 85, 89); (iii) 0303 - pește congelat, cu excepția fileurilor de pește și a altei cărnii de pește: subgrupele (11, 12, 13, 14, 19, 24, 25, 26, 31, 32, 33, 39, 42, 44, 49, 51, 53, 54, 55, 57, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 81, 82, 84, 89, 91); (iv) 0304 - fileuri de pește și altă carne de pește (chiar tocată sau nu), proaspete, refrigerate sau congelate: subgrupele (31, 32, 33, 39, 41, 42, 49, 59, 61, 62, 63, 69, 71, 72, 73, 74, 75, 79, 81, 82, 83, 84, 86, 87, 88, 89, 94, 95, 99); (v) 0305 - pește, uscat, sărat sau în saramură; pește afumat, fiert sau nu înainte sau în timpul procesului de fi afumat, faina, mesele și peletele de pește: subgrupele (1, 2, 32, 39, 41, 42, 43, 44, 49, 51, 54, 59, 61, 69, 72, 79); (vi) 0306 - crustacee, în coajă sau nu, vii, proaspete, refrigerate, congelate, uscate, sărate sau în saramură: subgrupele (11, 14, 15, 16, 17, 19, 35, 36, 39, 95); (vii) 0307 - moluște, indiferent dacă sunt în coajă sau nu, vii, proaspete, refrigerate, congelate, uscat, sărat sau în saramură, moluște afumate: subgrupele (11, 21, 29, 31, 39, 42, 43, 49, 51, 52, 59, 71, 79, 91, 92, 99); (viii) 1504 - grăsimi și uleiuri și fracțiile lor, din pești sau mamifere marine; (ix) 1604 - pește pregătit sau conservat, caviar și înlocuitori de caviar: subgrupele (2, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 31, 32); (x) 1605 - crustacee, moluște și alte nevertebrate acvatice, preparate sau conservate: subgrupele (4, 21, 29, 52, 53, 54, 55, 59, 69);

După clasificarea pe grupe și subgrupe, volumele în tone "consumul aparent" conform FAO (2011) s-a obținut prin suma cantităților de PCM produse plus importat cu ajustarea la modificările de stoc și minus exporturi. În contextul estimării consumului de PCM pentru evaluarea nivelului de expunere la Hg, se utilizează definiția de consum aparent deoarece aceste cantități nu reprezintă cantitatea finală de PCM consumată de consumatorul final. În procesul de

distribuție către consumator se înregistrează pierderi la etapa de manipulare, depozitare, post-recoltare, prelucrare și ambalare, distribuție și consum. Astfel pentru estimarea cantităților reale consumate de către populație, FAO (2011) sugerează aplicarea factorilor de conversie (FC), pentru PCM sugerând un factor de conversie de 0,5 [98]. În acest sens și Liana et al. menționa că bazele de date ale FAO privind disponibilitatea produselor PCM supraestimează consumul real al acestora cu aproximativ 44% de către populație comparativ cu Baza de date dietetică globală (Global Dietary Database) [141].

Astfel am aplicat FC pentru a calcula fracția comestibilă care a și fost considerată cantitatea de PCM consumată de PG per specie (tabelul A1.3). Pentru toate subgrupele prezentate în grupele 0304, 0305, 1504, 1604, 1605 sa asumat factorul de conversie - 1. După aplicarea coeficienților pentru fiecare specie din coloana 2, tabelul A1.3 acestea au fost atribuite categoriei din coloana 1, tabelul A1.3. Calcularea consumului de PCM grame per capita pe zi s-a obținut prin împărțirea cantității totale, după aplicarea factorului de conversie (1 tonă – 1000000 g) la numărul populației și 365 (numărul de zile pe an). A fost considerat numărul populației cu reședință obișnuită pentru perioada 2005-2017 (figura 13), atât pentru estimarea consumului de PCM cât și ulterior pentru alte calcule în teză.

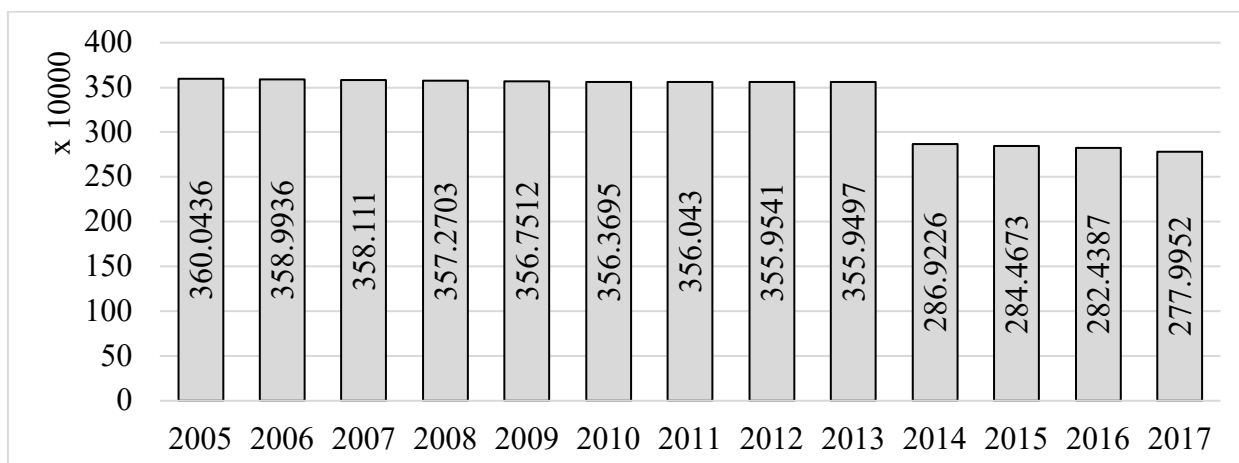


Figura 13. Numărul populației considerat pentru a calcula consumul de PCM [36]

Datele identificate din anuarele BNS *''Aspecte privind nivelul de trai al populației''* pentru anii 2006 - 2018 a permis evaluarea consumului de PCM în dependență de: (i) mediu și regiuni (urban, rural, Nord, Centru, Sud, Chișinău); (ii) numărul de copii în gospodărie (cu un copil, doi copii, trei și mai mulți copii sau fără copii); (iii) mărimea gospodăriei (1 persoană, două persoane, trei persoane, 4 persoane, cinci și mai multe persoane pe familie); (iv) statutul socioeconomic (fermieri, angajați din sectorul agrar, angajați din sectorul non-agrar, întreprinzători, pensionari, alții); (v) quintile (quintila I, II, III, IV, V) [21-33]. BNS explică noțiunea de consum ca: *''Consumul alimentar mediu anual pe locuitor în unități naturale reprezintă cantitatea de produse alimentare destinate efectiv consumului uman, indiferent de forma în care se consumă (brută sau*

prelucrată) și sursa de aprovizionare (magazine alimentare, piața, resurse proprii agricole etc.). Datele referitor la consumul alimentar al populației nu cuprind alimentația în afara gospodăriei (cantină, restaurant etc.)” [21, pag. 34].

Deducerea directă a consumului de PCM pentru copiii cu vârsta sub 18 ani nu a fost posibilă. La baza estimării consumului de PCM pentru calculul ulterior al $AZE_{[MeHg]}$, pentru cei sub 18 ani a stat: Cantitatea Zilnică Necesară (CZn) și Cantitatea Zilnică Consumată (CZc) specificate prin ”Recomandărilor pentru un regim alimentar sănătos și activitate fizică adecvată în instituțiile de învățământ din Republica Moldova” elaborat de Ministerul Sănătății (Ordinul nr.638) [149, 150]. Valorile expuse (tabelul 15) au fost utilizate în calitate de valori implicite pentru calculul $AZE_{[MeHg]}$ pentru categoriile respective de vârstă. În studiu s-au aplicat valorile implicite ale masei corporale (m.c.) recomandate de EFSA (2012) pentru estimările per capita sau PG sa utilizat o m.c. de 60 kg [86].

Tabelul 15. Consumul de PCM și masa corporală utilizate pentru calculul $AZE_{[MeHg]}$

Vârsta	CZn (g/zi)[149]	Masa corpului (kg) [86]
1-3 ani	20,0	11,9
3-7 ani	45,0	23,1
7-18 ani	110,0	43,4

Din Ordinul nr.638 s-a extras valorile CZn caracteristice pentru copiii din: școli internat (7 - 18 ani), grădiniță cu regim de activitate de 9,5 - 10 ore (3 - 7 ani) și creșelor cu regim de activitate 9,5 - 10 ore (1 - 3 ani). Pentru a calcula $AZE_{[MeHg]}$ valorile de referință CZn de 20 g/zi, 45 g/zi și 110 g/zi au fost divizate în 10 praguri. Astfel pentru 110 g/zi sa considerat pragul de 11 g/zi (110/10), 11 g/zi, 22 g/zi, 33 g/zi, 44 g/zi ...99 g/zi, 110 g/zi. Pentru copiii 3 - 7 ani și 1 - 3 ani pragurile au fost de 4,5 g/zi (45/10) și de 2 g/zi (20/10) respectiv. Deoarece valorile concentrațiilor MeHg în PCM sunt prezentate pe specii am extras ulterior din fiecare ”prag - 11 g/zi, 22 g/zi, 33 g/zi...110 g/zi” ponderea fiecărei specii în parte, asumând că copii consumă în fapt aceleași specii de PCM ca și PG [77, 90]. Spre exemplu dacă ponderea clupeidelor din consumul mediu total este de 32,8% atunci consumul de clupeide din 11 g/zi va fi de 3,61 g/zi (11 g/zi * 0,328). Pentru concentrațiile MeHg sau utilizat percentilele 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 95.

Pentru a calcula $AZE_{[MeHg]}$ mai multe studii (4, 88, 90, 237), sugerează necesitatea deținerii datelor atribuite concentrațiilor de MeHg în PCM, cantitățile consumate per specie sau altă unitate taxonomică, numărul și masa corporală medie a consumatorului, utilizând formula:

$$AZE_{[MeHg]} = \frac{\sum(C_{(MeHg)} * U)}{m.c.}; [4, 90, 237] \quad (5)$$

- $AZE_{[MeHg]}$ = Aportul Zilnic Estimativ, pentru toate speciile consumate, ($\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.- zi)
- $C_{(MeHg)}$ = concentrația MeHg în specia de pește analizată, (mg/kg)

- U = cantitatea de PCM consumată, (g/zi);
- m.c. = masa medie corporală a consumatorului (kg)

Pentru cuantificarea riscului caracteristic substanțelor non-cancerigene s-a calculat Indicele de Pericol (HI). HI poate fi exprimat în unități sau procente. Dacă valoarea HI depășește valoarea de 1 sau 100% atunci substanța analizată prezintă un risc major pentru populație.

$$HI = \frac{AZE}{RfD} * 100\%; \quad (6)$$

- HI = Indicele de pericol (% sau unități);
- AZE = Aportul Zilnic Estimativ ($\mu\text{g}/\text{kg m.c.}-\text{zi}$);
- RfD = Doza de referință ($\mu\text{g}/\text{kg m.c.}-\text{zi}$)

Datele identificate din anuarele BNS ''Aspecte privind nivelul de trai al populației'' pentru anii 2006-2018 a permis evaluarea nivelului expunerii la MeHg pentru mai multe categorii de populație. Pentru estimarea expunerii s-au utilizat valorile medii ale consumului de PCM (figura 22-28) și valorile centilelor concentrației MeHg în speciile de PCM. Valorile medii ale consumului au fost distribuite per specii asumând că distribuția consumului pentru categoriile respective este același cu PG estimate din softul FishStat J. Ulterior, consumul a fost convertit din kilograme medii pentru o persoană pe an în g/zi și ajustate la datele FishStat J (pentru a putea compara $AZE_{[\text{MeHg}]}$ cu PG) prin aplicarea unui coeficient de reducere (0,496 - 49,6%) deoarece rapoartele BNS nu iau în considerare pierderile de alimente. Ulterior valorile s-au inclus în formula de calcul a $AZE_{[\text{MeHg}]}$ cu aplicarea centilelor respective pentru concentrație.

Au fost verificate normele de consum de pește recomandate copiilor din diferite instituții, pe vârste luând în considerare cantitățile de Hg prezente în PCM. În acest sens s-au calculat $AZE_{[\text{MeHg}]}$, valoarea screening (mg/kg)- $Hg_{\text{PCM}}^{\text{Sv}}$ și R_iC_a - Rata teoretică de Consum admisă (g/zi).

Valoarea screening ($Hg_{\text{PCM}}^{\text{Sv}}$) apreciază nivelul maxim admis al concentrației MeHg în PCM ca în rezultatul consumului unei anumite cantități de pește (g/zi) pe o durată lungă de timp, să nu se depășească valoarea de referință RfD - 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.}-\text{zi}$, formula (7) [76, 77, 132]. Depășirea $Hg_{\text{PCM}}^{\text{Sv}}$ trebuie tratată ca un indiciu al posibilității apariției unui impact negativ asupra sănătății și se impune efectuarea unei monitorizări mai intense a concentrației MeHg în PCM sau evaluări complexe a riscului. Formula recomandată de calcul este:

$$Hg_{\text{PCM}}^{\text{Sv}} = \frac{RfD * m.c.}{U_r}, \text{ unde:} \quad (7)$$

- $Hg_{\text{PCM}}^{\text{Sv}}$ = Valoarea screening (mg/kg)
- RfD = Doza de referință (0,1 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.}-\text{zi}$)
- U_r = cantitatea de pește recomandată/consumată în gr/zi [150]
- m.c. = masa medie corporală (kg)

Indicatorul R_tC_a apreciază, în dependență de proprietățile toxicologice intrinseci ale MeHg (RfD) și concentrația probabilă a MeHg în PCM, cantitatea maximă de pește ce o poate consuma zilnic un copil, cu o concentrație (x) a MeHg, cu o masă corporală anumită pentru ca pe parcursul vieții să nu fie expus la MeHg peste RfD. Deci pentru a calcula R_tC_a s-a utilizat următoarea formulă:

$$R_tC_a = \frac{RfD * m.c.}{C}, \text{ unde [76, 77]} \quad (8)$$

- R_tC_a = Rata teoretică de Consum admisă (g/zi)
- m.c. = masa medie corporală (kg)
- C = concentrația de MeHg în produsul PCM analizat (mg/kg)

Abordarea metodologică considerată este Metoda Indirectă de Evaluare a Riscului (MIER) cu o abordare pe nivele, ceea ce presupune în sine estimarea intervalului expunerii (minim – maxim) cu includerea celui mai pesimist scenariu.

Pentru consumul de pește valorile percentilelor spre exemplu percentilei 95, reprezintă suma tuturor valorilor percentilelor 95 pentru fiecare specie în parte. Asta ar însemna că într-o atare situație nivelul expunerii pentru percentila 95 a consumului în raport cu oricare percentilă atribuită concentrației MeHg caracterizează individul care a consumat tot spectrul speciilor de pește, respectând ponderea speciilor, în cantități echivalente percentilei 95. Al doilea aspect ține de prezentarea percentilelor atribuite concentrației MeHg. Deci, s-a considerat, spre exemplu percentila 95, pentru toate speciile consumate în țară. Prin urmare am caracterizat scenariile cele mai optimiste cum ar fi combinarea valorilor percentilei 10 atribuite consumului și concentrației MeHg cât și scenariul cel mai pesimist posibil reprezentat de percentilele 95.

Mai multe studii (77, 87, 232, 237) relatează că estimarea expunerii pentru percentilele 90, 95, 97.5 este o metodă de a cuantifica nivelul expunerii pentru consumatorii fideli de PCM sau cu alte cuvinte persoanele care consumă pește peste valoarea medie. Pe de altă parte se presupune că acești consumatori fideli consumă doar una sau două specii de pește în cantități echivalente percentilelor 90, 95, 97.5 întrucât au anumite preferințe dietetice. Aplicarea acestei abordări în teză o considerăm că permite identificarea unui nivel al expunerii mai realist (figura 30).

Luând la bază această abordare am dezvoltat 1404 combinații teoretic posibile, a câte 351 combinații pentru 4 scenarii. Numărul de combinații (351) a fost calculat reieșind din următoarea expresie matematică: $C_n^k \frac{n(n-1)*n(n-2)*n(n-k+1)}{k}$, unde "k=2" - reprezintă numărul de combinații (2 specii de pește) din "n = 27" specii incluse. Prin urmare obținem că: $27*26/2 = 351$. Spre exemplu, în prima combinație am utilizat valorile percentilei 95 (scenariu 1) pentru consum și concentrații pentru specia anghilă și batog iar pentru celelalte 25 specii valorile medii. A doua combinație a fost combinarea valorilor percentilei 95 (scenariu 1) pentru anghilă și bibanul de

mare pentru celelalte 25 specii valorile medii și așa s-au combinat câte 2 specii pentru fiecare scenariu împarte.

S-au elaborat 4 scenarii reieșind din valorile prezentate în tabelul 16(marcate cu bold) și anume: combinarea percentilelor 95 pentru ambii parametri - 0,179 (scenariu 1), percentilei 90 privind consumul de PCM și percentilei 95 a concentrației - 0,169 (scenariul 2), 0,114 - combinația percentilei 90 atribuite consumului cu percentila 90 atribuită concentrației (scenariul 3), percentilei 95 a consumului cu percentila 90 ce caracterizează concentrația - 0,121 (scenariu 4).

Pentru a contrapune riscul (expunerea la MeHg) și a beneficiul (aportul de DHA+EPA) atribuit consumului PCM am estimat care ar fi numărul maxim de porții (p/s) de PCM necesar pentru a atinge RfD pentru MeHg comparativ cu numărul necesar de porții pentru a respecta norma recomandată de DHA+EPA. Estimările au fost efectuate pentru patru categorii: 1 - 3 ani, 3 – 7 ani, 7 - 18 ani și per capita care reprezintă o fotografie la nivel național. O porție, cantitativ, s-a asumat a fi de 52 g pentru 1 - 3 ani, 70 g pentru 3 - 7 ani, 101 g pentru 7 - 18 ani și 120 g per capita [75]. Speciile au fost sortate după numărul maxim admis de porții pentru a nu depăși RfD. Deoarece pentru speciile de moluște bivalve, crustacee și cefalopode le este caracteristică o pondere foarte mică, de 0,13%, 0,43% și 0,22% respectiv din consumul total, vom face abstracție de ele în analiza datelor din tabelul A1.6.

4.3. Rezultate

4.3.1. Aprecierea concentrației metil mercurului în pește crustacee și moluște

Cum s-a menționat anterior pentru aprecierea concentrațiilor MeHg în PCM am comasat două seturi de date (n = 33356 probe): (i) - datele proprii (n = 220 probe) propriile investigații de laborator și (ii) - CDI, datele extrase din GEMS/Food (n = 33136 probe). Comparând valorile medii a celor două surse a concentrațiilor MeHg în speciile de pești, crustacee și moluște (aplicând testul statistic Mann Whitney) am constatat că există o diferență semnificativ statistică ($p < 0,05$) între 11 specii din cele 21 comparate, cum ar fi: clupeide, merluciu, putasu somonul etc. (tabelul A1.4). Pentru altele 10 specii nu s-au constatat diferențe semnificativ statistice între valorile medii $p > 0,05$. Pentru altele 6 specii (eglefin, grenadier, icre artificiale, mihalț, polac, sturion, plante de mare) această comparație nu a fost aplicabilă întrucât sunt date lipsă.

Urmare a comasării datelor am obținut că cele mai mari concentrații medii a MeHg sunt în rechin/p. spadă $\bar{x} = 0,823$ mg/kg (SD = 0,75), grenadier $\bar{x} = 0,584$ mg/kg (SD = 0,14). Pe de altă parte am observat că există o dispersie foarte mare a Coeficientului de Variație (CV), ceea ce vorbește despre o neomogenitate a acestora. Astfel, CV a fost mai mare de 0,3 și mai mic ca 1 pentru 8 specii, >1 pentru 18 specii și doar pentru 2 specii CV a fost $<0,3$, grenadier (0,24; n = 25) și sturion (0,29; n = 10). Neomogenitatea datelor am prezentat-o printr-o diagramă de tip box plot, care a permis vizualizarea distribuției datelor pentru fiecare specie (figura 14).

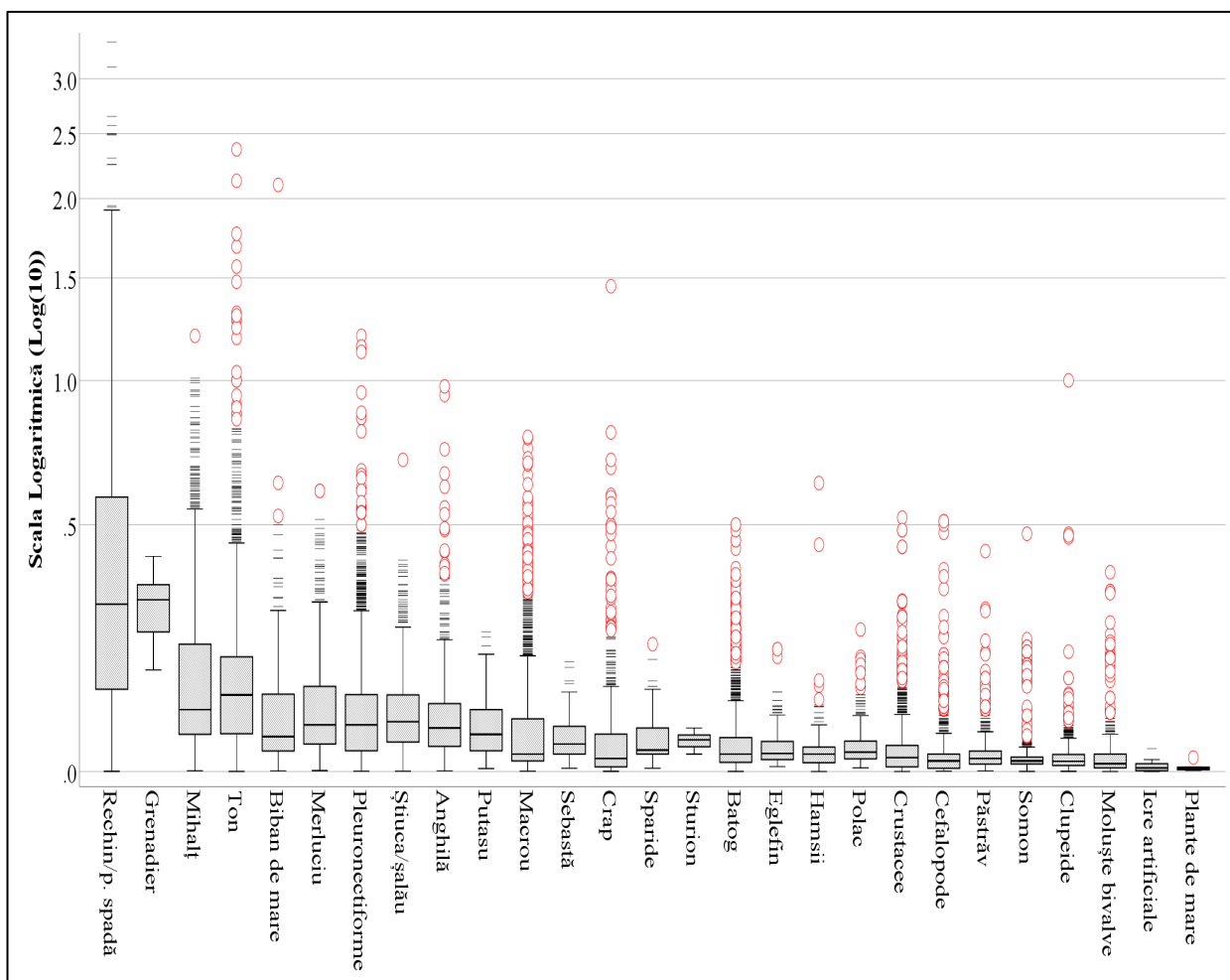


Figura 14. Diagrama box plot privind concentrațiile MeHg în diferite specii de pești

Meditând asupra distribuțiilor concentrației MeHg (figura 14) am notat prezența valorilor aberante (liniile negre) în 5 din cele 27 specii, altele 20 de specii se caracterizează atât prin prezența valorilor aberante cât și a celor extreme. Doar pentru 2 specii, grenadierul și sturion nu sau identificat valori aberante sau extreme. Poziționarea medianei în raport cu corpul box-plot este deplasată (sus, jos) pentru marea majoritate a speciilor ceea ce ne vorbește de o distribuție asimetrică a acestora, confirmat și prin valorile deviațiilor standard și a CV (tabelul A1.4), unde sunt specificate mai multe caracteristici descriptive a speciilor de pește analizate. Acest model de distribuție a datelor concentrației MeHg sunt tipice pentru parametru dat. Mai multe surse de date internaționale au identificat aceleași caracteristici pentru prezența Hg în PCM, cum ar fi: distribuție asimetrică, valoarea CV fiind net mai mare de 0,3, în mediu capătă valori de 0,5 - 5 [44, 90, 102], în unele cazuri fiind și de 15 [133].

În cadrul laboratoarelor Centrelor de Sănătate Publică teritoriale în perioada anilor 2006 - 2015 s-au efectuat un șir de investigații la conținutul de Hg (figura 15). Ponderea cea mai mare a investigațiilor au alcătuit-o produsele alcoolice și nealcoolice (2578), 1260 produsele de panificație, în legume și fructe 1182 investigații, 930 în carne. Investigații în pește și produse marine au fost efectuate în număr de 717 investigații. Ponderea investigațiilor neconforme a fost

nulă, mai mult în nici o probă nu a fost identificat Hg, toate 8020 probe au fost sub limita de detecție (LOD = 0,15 µg/kg).

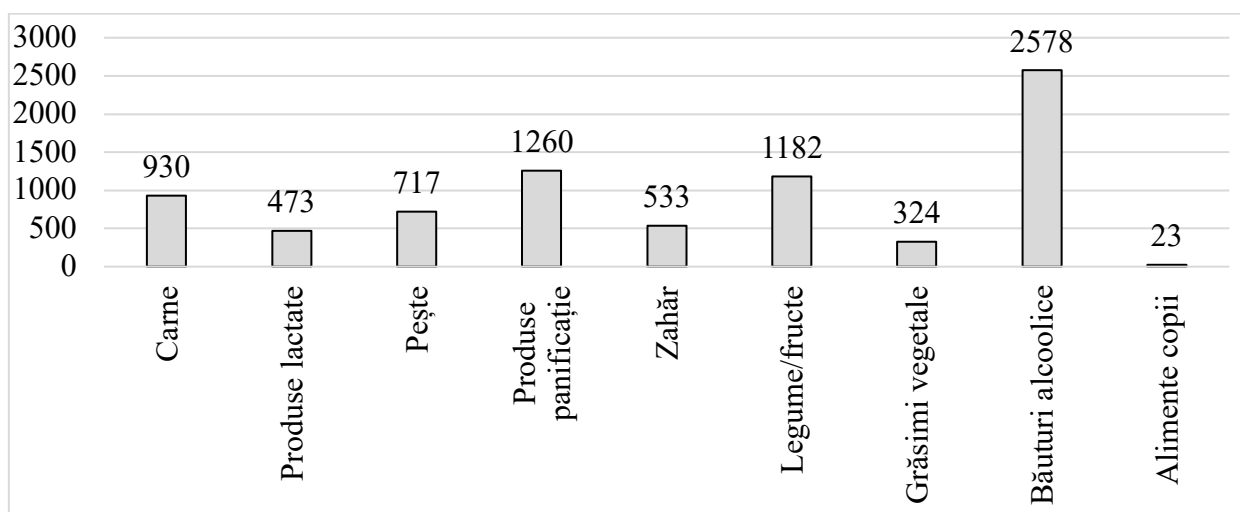


Figura 15. Investigații efectuate pentru monitorizarea conținutului de Hg, anii 2006 – 2015

4.3.2. Caracteristica consumului de pește, crustacee și moluște

Conform datelor BNS în perioada 2012 - 2016 în RM s-au importat PCM din 50 țări (figura 16) valoarea totală a importurilor fiind 163695,1 mii dolari SUA. Cea mai mare cotă sa atribuit: Norvegiei - 39851,8 mii dolari (24,3%), Islandei - 29790,93 mii dolari (18,2%), Marea Britanie - 10826,69 mii dolari (6,6%) și SUA - 10391,87 mii dolari (6,35%). Pentru perioada respectivă în pondere de 92,5% din totalul importului de PCM a fost din 19 țări.

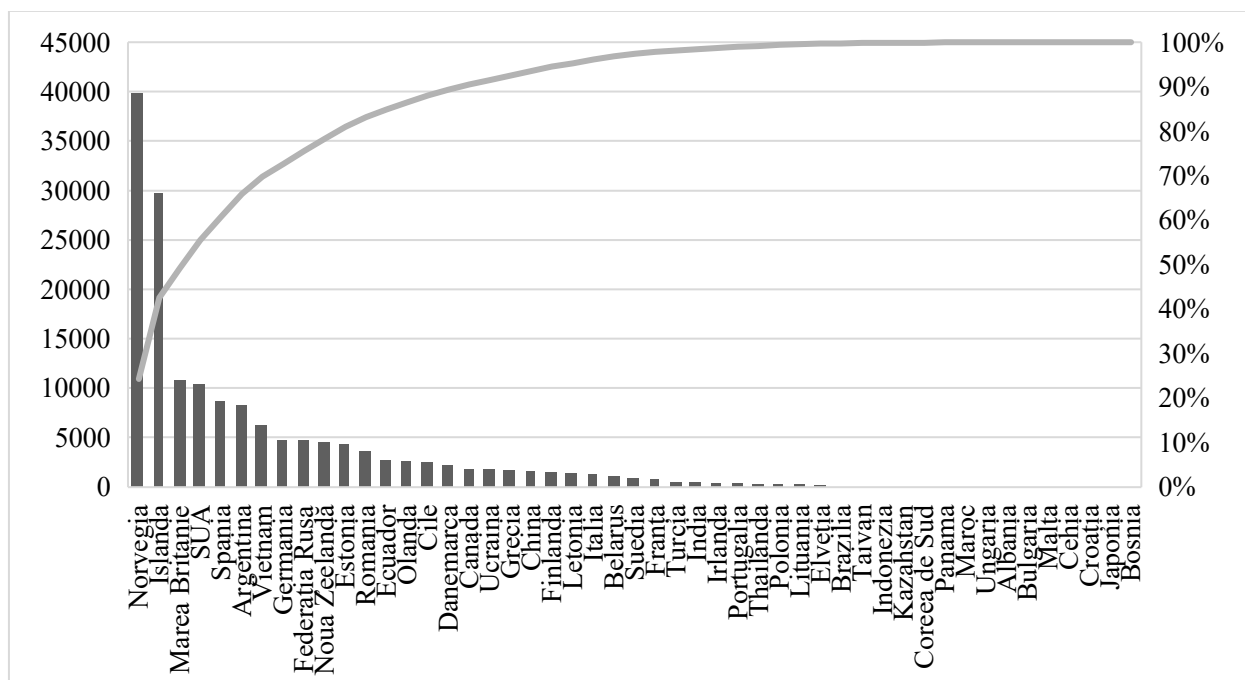


Figura 16. Ponderea cumulativă a importurilor de PCM în anii 2012-2016, RM [39]

În RM, în anul 2018, ponderea importului de PCM (figura 17) a respectat aceleași valori comparativ cu datele BNS. Cea mai mare pondere fiind caracteristică Norvegiei și Islandei între 10 - 20%, Spania și SUA cu 5 - 10%.

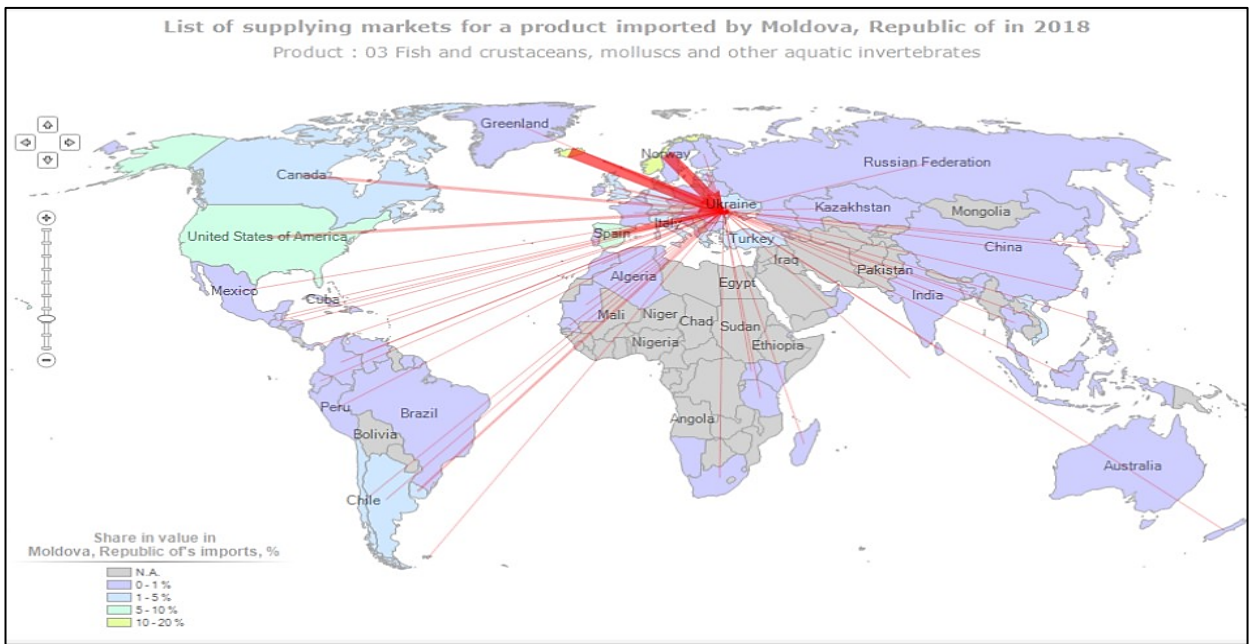


Figura 17. Țările furnizoare de PCM pentru RM în 2018 (% din total) [122]

În perioada 2006 - 2017 în RM consumul de PCM (kg/an per capita) s-a manifestat printr-o creștere constantă. În contrariu, pentru consumul de PCM în țările UE s-a observat o descreștere a consumului de la 26,99 kg/an per capita la 24,35 kg/an per capita (figura 18). În anul 2006 în UE se consuma 57% mai mult PCM comparativ cu Republica Moldova, 11,7 kg/an per capita. Ulterior, această diferență sa redus cu 26% ajungând la 31% în 2017.

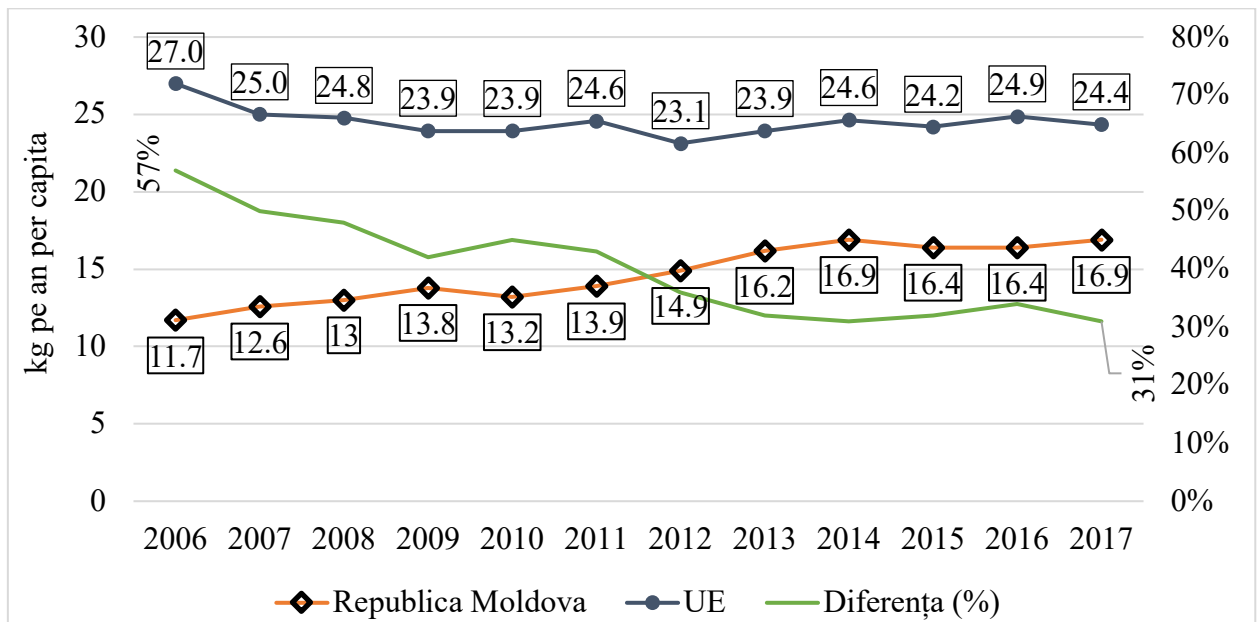


Figura 18. Consumul de PCM în RM comparativ cu 28 state UE, anii 2006-2017 [34, 92, 93]

Ponderea consumului de PCM în dependență de proveniență în RM s-a modificat în ultimii 13 ani (figura 19). În anul 2005, 18,1% din consumul total de PCM era din sursele locale, 81,9% din import. Raportul s-a majorat constant, ca în anul 2017, ponderea PCM consumat din sursele locale să atingă 31,5%. Un pic al raportului a fost înregistrat în 2015, consumul din sursele locale atingând apogeul de 33,1%. În mediu 74,8% din PCM consumat provine din import și 25,2% din

surse locale.

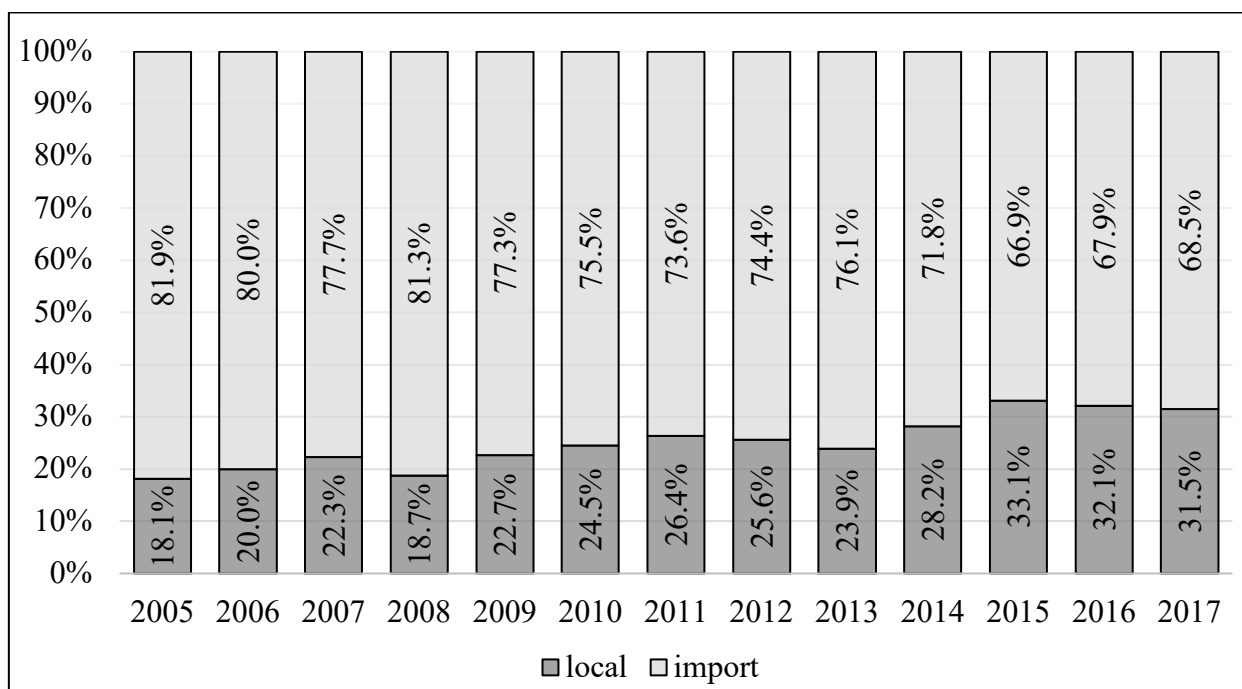


Figura 19. Ponderea speciilor de PCM consumate după sursa de proveniență, 2005-2017

Analizând tendința consumului de PCM per capita pentru anii 2005 - 2017 în baza datelor extrase din FishStat J (figura 20), am identificat o creștere de la 26,7 g/zi în 2005 la 38,0 g/zi în 2017 la fel în creștere fiind și cele raportate de BNS de la 32,1 g/zi în 2006 la 46,3 g/zi în 2017.

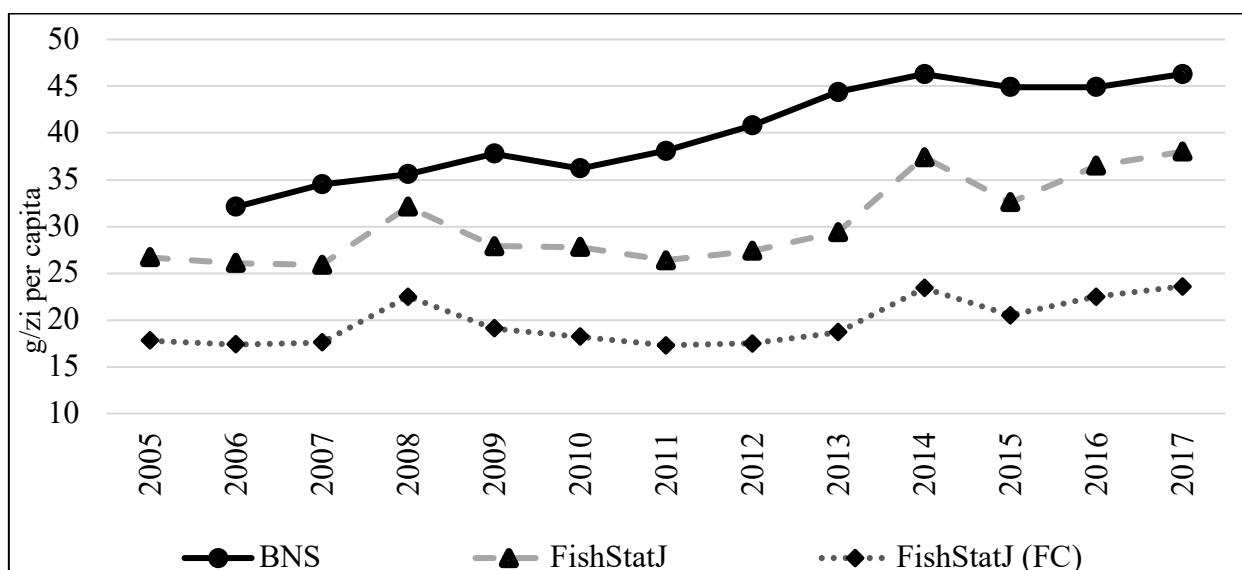


Figura 20. Tendința consumului de PCM raportată în diferite surse [21-33, 97]

S-a menționat anterior că pentru a calcula consumul real de PCM pentru populația generală (per capita) s-au aplicat FC. Astfel am identificat o diferență de cel puțin 30% în anul 2008 și de 38% în anul 2017 la compararea datelor primare a consumului raportat în FishStat J și cele estimate urmare a aplicării FC, media fiind de 34,7% (figura 21). Consumul estimat în baza FishStat J după aplicarea FC în raport cu datele BNS indică o diferență minimă de 37% în anul 2008 și maxim de 58% în 2013, în mediu existând o diferență de 49,6%.

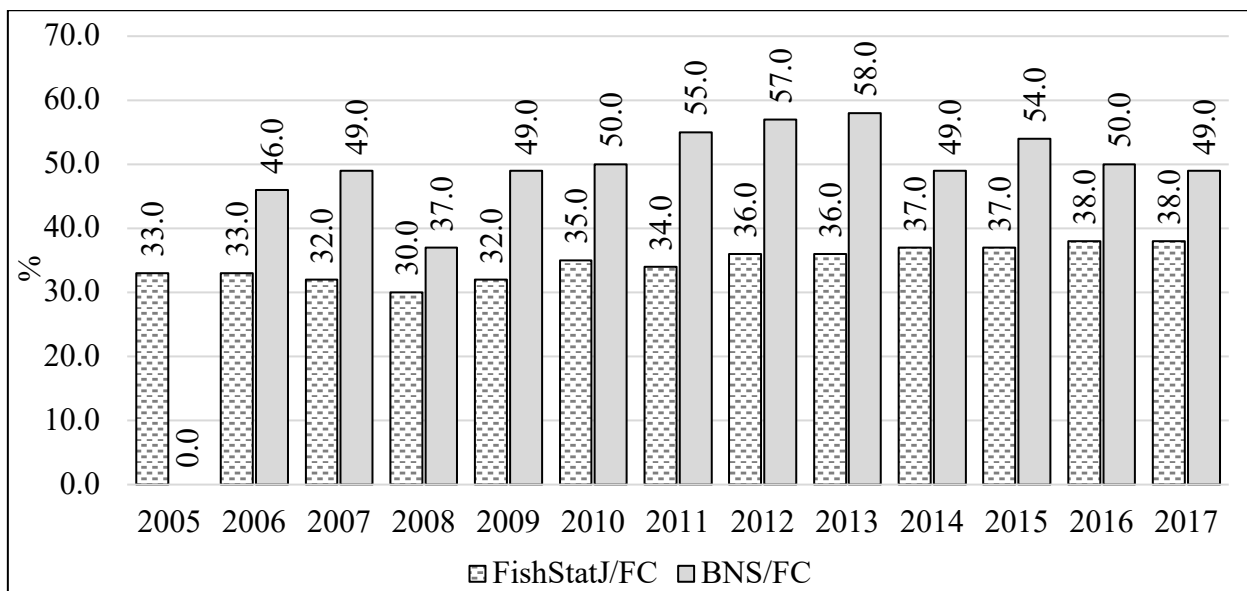


Figura 21. Diferența (%) consumului de PCM inițial estimat în baza FishStat J și BNS către consumul după aplicarea factorilor de conversie

În aspect regional (Nord, Centru, Sud) cât și al mediului de trai (urban, rural) consumul de pește nu a variat semnificativ (figura 22). Media consumului pentru 2006 - 2018, în mediul rural a fost de 21,0 g/zi per capita (max - 28,5 g/zi per capita) puțin mai mult comparativ cu mediul urban – 19,5 g/zi per capita (max - 24,4 g/zi per capita). În aspect al distribuției geografice cel mai mare consum mediu s-a înregistrat în regiunea de Sud cu 20,9 g/zi per capita (max - 28,9 g/zi per capita), maxim însă s-a consumat în regiunea Centru - 29,7 g/zi per capita în anul 2018. În Chișinău s-a consumat în mediu 17,8 g/zi per capita. Menționăm că valorile maxime ale consumului pentru regiunile și mediile prezentate au coincis cu consumul de PCM pentru anul 2018, considerăm că se datorează unei creșteri constante al consumului de PCM la nivel național.

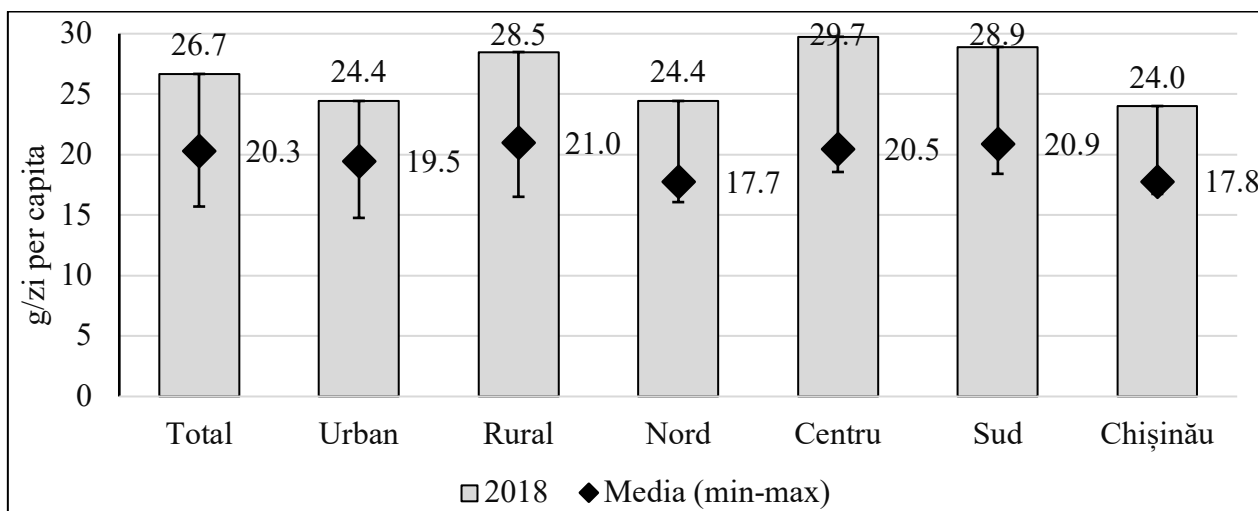


Figura 22. Consumul de PCM pe medii și regiuni (2006-2018) [21-33]

Consumul PCM după numărul copiilor în gospodării (figura 23) a arătat un consum sporit în rândul familiilor fără copii, în mediu 25,3 g/zi per capita comparativ cu celelalte tipuri de gospodării și cu 5,0 g/zi per capita mai mult decât media pe țară.

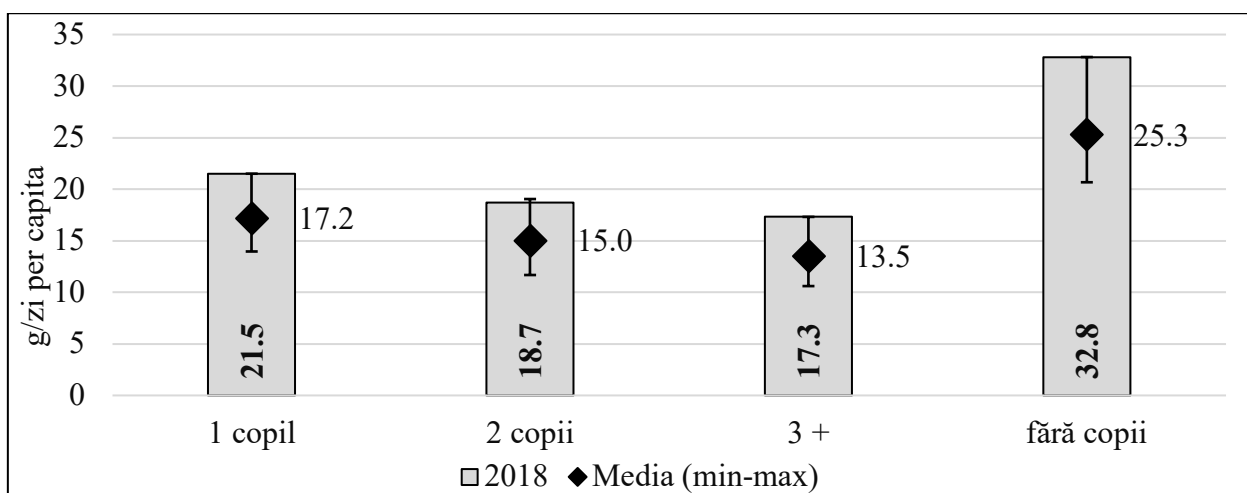


Figura 23. Consumul de PCM după numărul de copii în gospodărie (2006-2018) [21-33]

Gospodăriile cu un copil au consumat 17,2 g/zi per capita (max - 21,5 g/zi per capita, an. 2018), gospodăriile cu 3 și mai mulți copii au consumat în mediu 13,5 g/zi per capita de PCM (max - 17,3 g/zi per capita, an. 2018). O dată cu creșterea numărului de copiii în familie a scăzut și cantitatea medie de PCM consumată per capita.

În dependență de numărul membrilor în gospodărie (figura 24), cel mai mult s-a consumat pește în gospodăriile formate de o singură persoană în mediu 32,9 g/zi per capita, pentru anul 2018 - 40,6 g/zi per capita și cu 12,6 g/zi per capita mai mult decât media pe țară. Cel mai puțin sa consumat în familiile cu 5 și mai multe persoane în mediu - 14,6 g/zi per capita, maxim - 19,1 g/zi per capita, an. 2018. Sub media pe țară de 20,3 g/zi per capita au consumat PCM gospodăriile cu 3, 4, 5 și mai multe persoane.

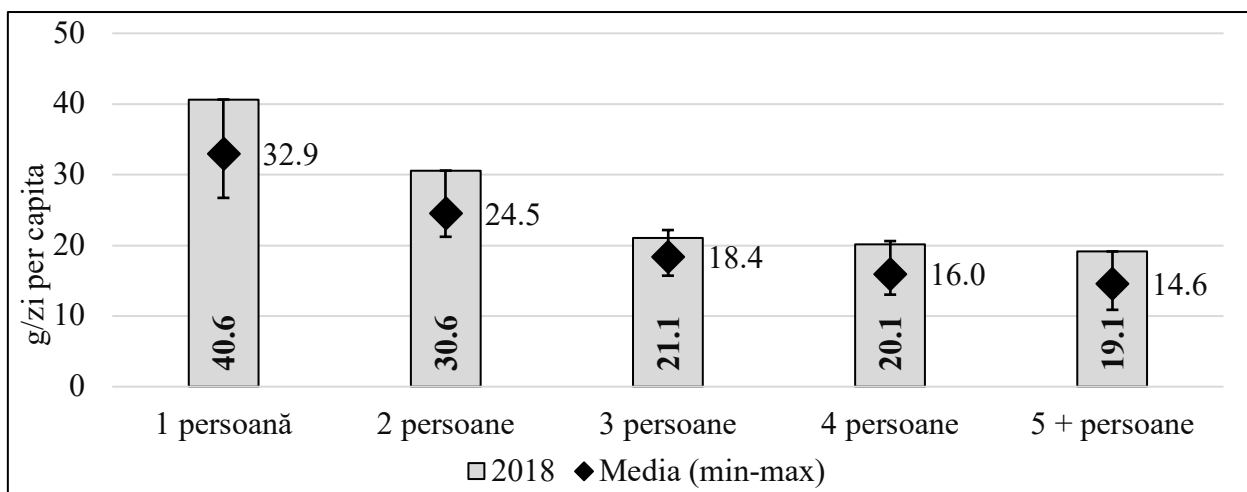


Figura 24. Consumul PCM după numărul de persoane în gospodărie (2006-2018) [21-33]

Aprecierea consumului de PCM de BNS s-a realizat și prin prisma veniturilor per gospodărie, utilizând așa numite quintile care "este una din cele patru valori ce divizează seria de frecvențe în cinci părți egale, astfel încât, primele 20% (quintila I) reprezintă populația cu cele mai mici venituri/cheltuieli, iar ultimele 20% (quintila V) cu cele mai mari venituri/cheltuieli" [21, pp.32-33]. Prin urmare am observat că persoanele cu venituri mai mari au consumat cantități

mai mari de PCM. Astfel în mediu gospodăriile din quintila V au consumat - 27,0 g/zi per capita de PCM (max - 32,4 g/zi per capita, an. 2018), gospodăriile din quintila I au consumat în mediu 12,4 g/zi per capita de PCM (max - 18,7 g/zi per capita, an. 2018). Gospodăriile incluse în quintila III au consumat în mediu 20,9 g/zi per capita (max - 27,5 g/zi per capita, an. 2018).

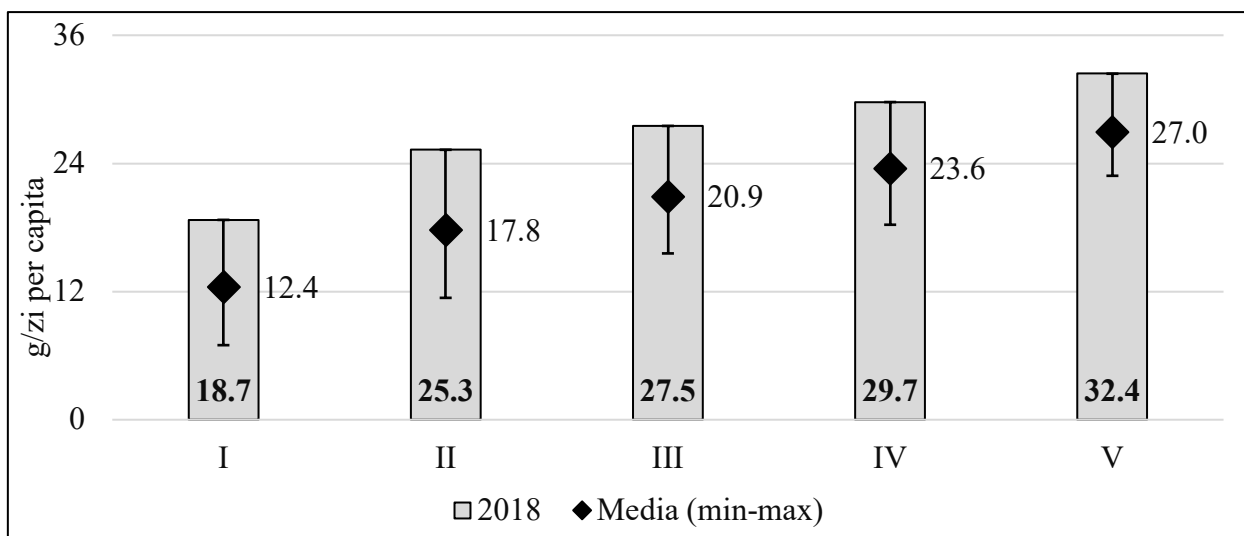


Figura 25. Consumul de PCM pe quintile (2006-2018) [21-33]

După statutul socio-economic (figura 26), cel mai mult au consumat PCM pensionarii, în mediu 23,1 g/zi per capita (max - 31,0 g/zi per capita, an. 2018), însă nu a existat o diferență comparativ cu fermierii care au consumat în mediu 18,4 g/zi per capita (max - 27,8 g/zi per capita, an. 2018). Pentru celelalte grupe consumul mediu a variat între 19,2 g/zi și 19,5 g/zi per capita.

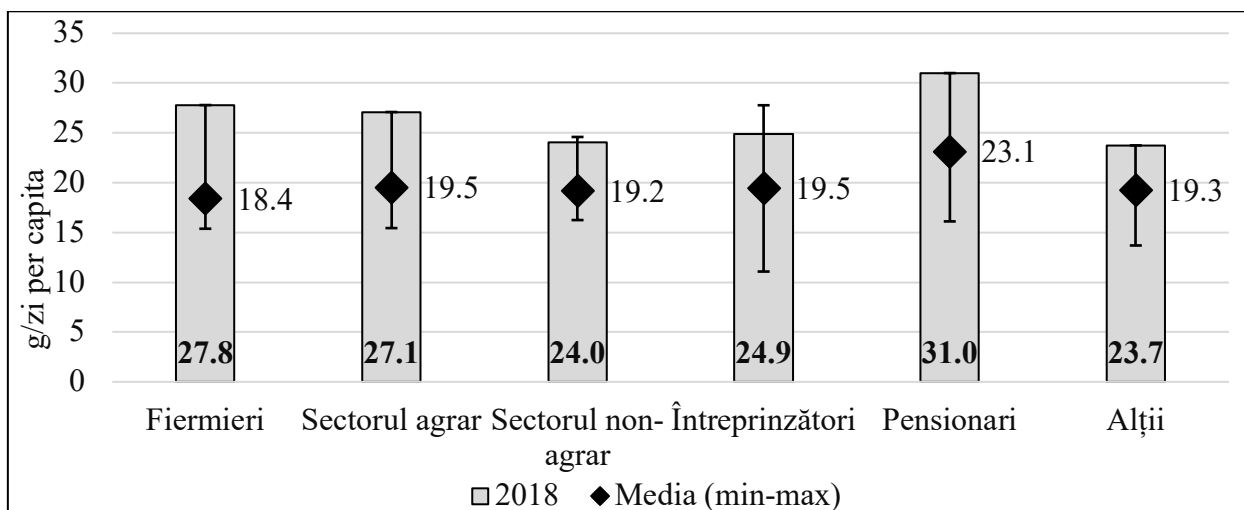


Figura 26. Consumul de PCM după statul socio-economic (2006-2018) [21-33]

S-a constatat că consumul mediu de PCM nu a fost uniform pe parcursul a 13 ani analizați (datele din FishStat J) (figura A2.2). Valorile percentilelor nu sunt echidistante, valoarea medie fiind peste percentila 60 (clupeide, crap, merluciu, pleuronectiforme, anghilă). Un alt indiciu ar fi distanțarea percentilei 70 și percentilei 75 în raport cu percentila 25 și percentila 30.

Consumul mediu, utilizat pentru estimarea $AZE_{[MeHg]}$, pentru anii 2005 - 2017 a fost de 19,68 g/zi per capita (figura 27).

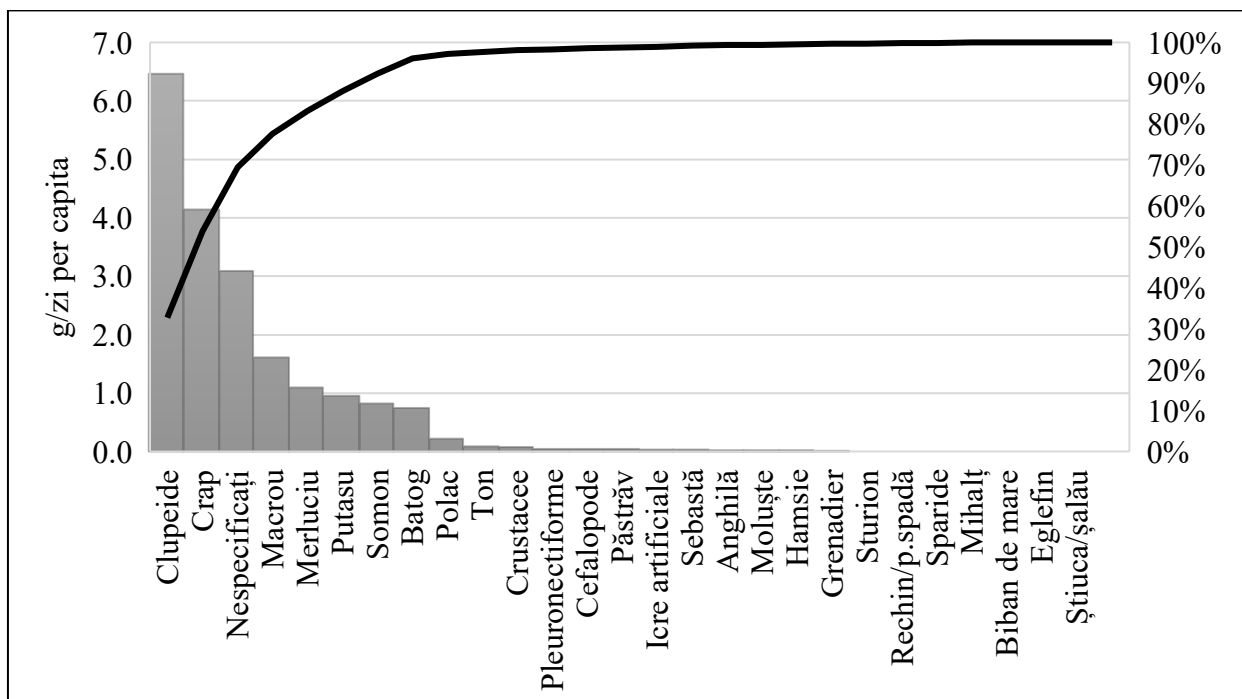


Figura 27. Ponderele fiecărei specii individual în consumul total de PCM

Conform Ordinului nr.638 din 2016 pentru diferite categorii de copii s-au elaborat cantitățile zilnice necesare de PCM (figura 28).

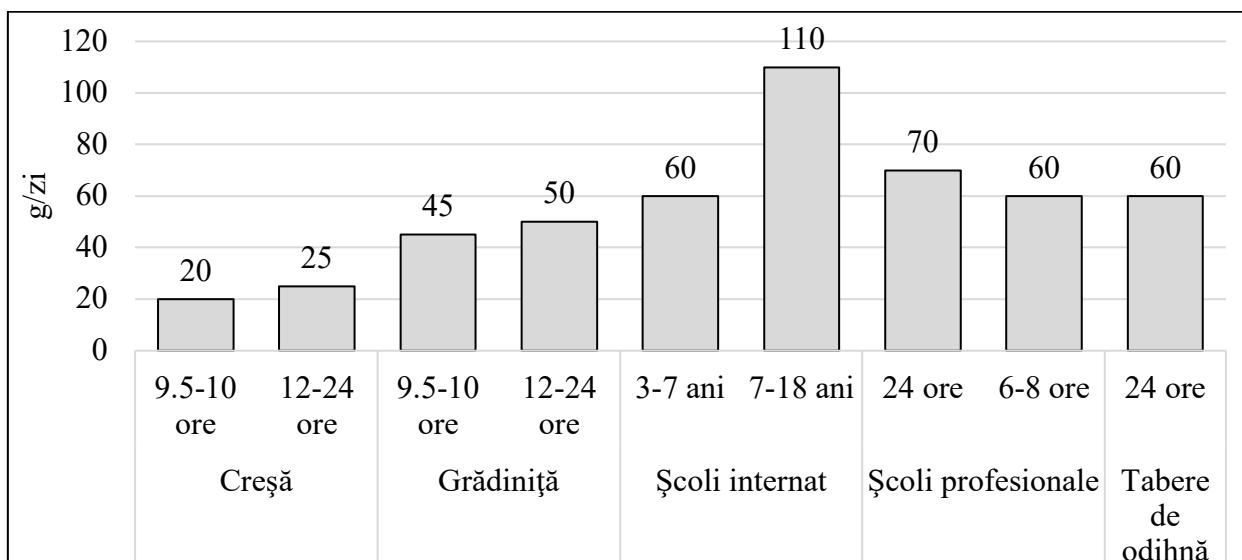


Figura 28. Cantitatea zilnică necesară de pește pentru un copil din diferite instituții [149]

Cantitățile de PCM recomandate pentru consum diferă în dependență de vârstă, instituție și regimul de activitate. Cea mai mare CZn de PCM este pentru copiii din școli internat (7 - 18 ani) - 110 g/zi, pentru cei din școlile de tip profesional cu regim de activitate de 24 ore - 70 g/zi. Cea mai mică CZn de 20 g/zi este pentru copiii din creșă cu regim de activitate de 9,5 - 10 ore.

4.3.3. Estimarea Aportului zilnic estimativ de metil mercur

Am analizat nivelurile de expunere pentru perioada 2005 - 2017 (figura 29) și am notat o ușoară tendință de creștere a $AZE_{[MeHg]}$. În anul 2005 nivelul expunerii era $0,031 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ crescând către anul 2017 la $0,04 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$. În mediu o persoană medie ponderată a fost expusă

la 0,034 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ de MeHg. Valoarea maximă a expunerii a fost în anul 2014 - 0,042 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$. Menționăm totuși că RfD pentru MeHg este 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$.

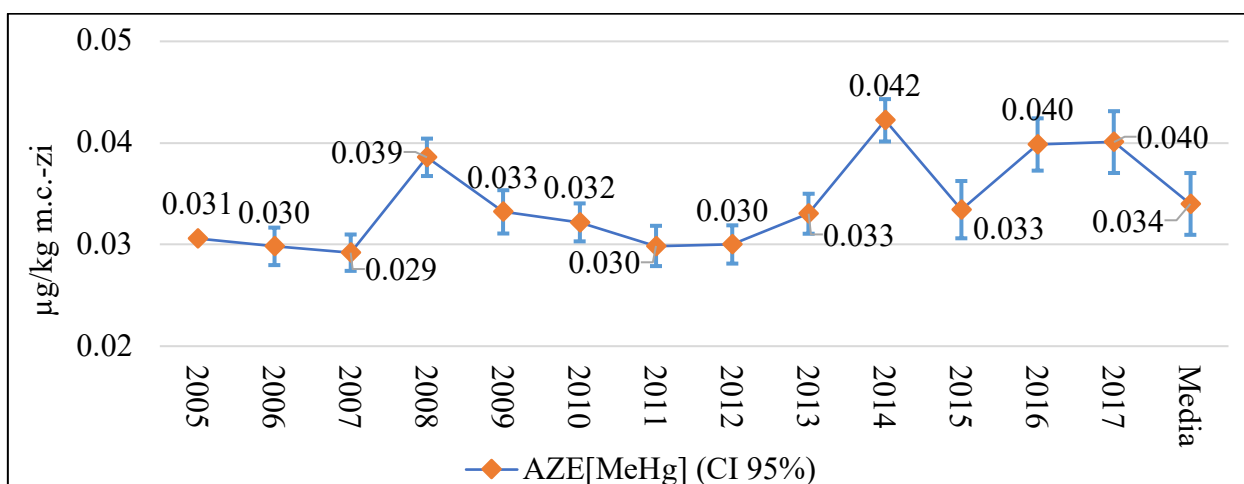


Figura 29. Tendința nivelului expunerii la MeHg pentru perioada 2005-2017 ($AZE_{[\text{MeHg}]}$)

Prin urmare ținând cont de gradul de dispersie a concentrațiilor MeHg și a distribuției consumului de PCM (tendință de creștere permanentă) cât și de aspectul metodologic am estimat intervalul expunerii pentru percentilele 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 95 (tabelul 16).

Tabelul 16. Distribuția expunerii alimentare sumare la MeHg și Indicele de Pericol (HI)

AZE [MeHg]		Percentilele atribuite consumului de PCM (g/zi)										
		10 (14,2)	20 (15,3)	30 (16,1)	40 (17,3)	50 (18,2)	60 (18,9)	\bar{x} (19,68)	70 (20,8)	80 (24,2)	90 (27,4)	95 (29,2)
Percentilele atribuite concentrației MeHg	10	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009
	20	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,008	0,008	0,010	0,012	0,013
	30	0,007	0,008	0,008	0,009	0,009	0,010	0,010	0,011	0,013	0,016	0,017
	40	0,009	0,010	0,010	0,011	0,012	0,013	0,013	0,014	0,017	0,020	0,022
	50	0,012	0,013	0,014	0,015	0,016	0,017	0,018	0,019	0,022	0,027	0,029
	60	0,016	0,018	0,019	0,020	0,022	0,023	0,024	0,026	0,030	0,036	0,039
	70	0,022	0,024	0,026	0,028	0,030	0,032	0,033	0,035	0,042	0,050	0,053
	\bar{x}	0,022	0,025	0,027	0,029	0,031	0,032	0,034	0,036	0,043	0,051	0,054
	80	0,031	0,035	0,037	0,040	0,043	0,045	0,047	0,050	0,060	0,071	0,076
	90	0,051	0,056	0,061	0,066	0,069	0,073	0,076	0,081	0,097	0,114	0,121
	95	0,075	0,084	0,091	0,098	0,103	0,109	0,114	0,120	0,143	0,169	0,179

Notă: câmpurile verzi reprezintă valorile $AZE_{[\text{MeHg}]}$ cuprinse între 0 și 0,0899 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0 < HI < 0,899$, zonă fără pericol; câmpurile galbene reprezintă valorile $AZE_{[\text{MeHg}]} = 0,09 - 0,0999$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0,899 < HI < 0,999$, zona de risc; câmpurile roșii: $AZE_{[\text{MeHg}]} \geq 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $HI > 1,0$. Valorile marcate cu bold din câmpurile roșii vor fi discutate ulterior în text la figura 30.

Am remarcat că nivelul expunerii la MeHg per capita a variat de la minim de 0,003 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (HI - 0,03) la maxim 0,179 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (HI - 1,79).

Media expunerii estimate fiind $0,034 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ caracteristică unui consum de $19,68 \text{ g/zi}$ per capita. Valoarea medianei, estimate $0,016 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 0,16). În 9 cazuri din cele 121 de valori nivelul expunerii a depășit valoarea de referință. Consumând $18,2 \text{ g/zi}$ de PCM cu concentrația MeHg în speciile consumate egală cu percentila 95, nivelul expunerii calculat este $0,103 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,03). Pentru consumul a $18,9 \text{ g/zi}$ de PCM cu o concentrație a MeHg echivalentă percentilei 95 nivelul expunerii la MeHg a fost $0,109 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,09).

Am identificat că la ajustarea expunerii pentru valorile maxime obținute (figura 30) de $0,179 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,79) cel mai mare nivel real al expunerii ar fi de $0,12 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,2). Pentru nivelul expunerii de $0,169 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,69) ar fi caracteristică o expunere de $0,11 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 1,1).

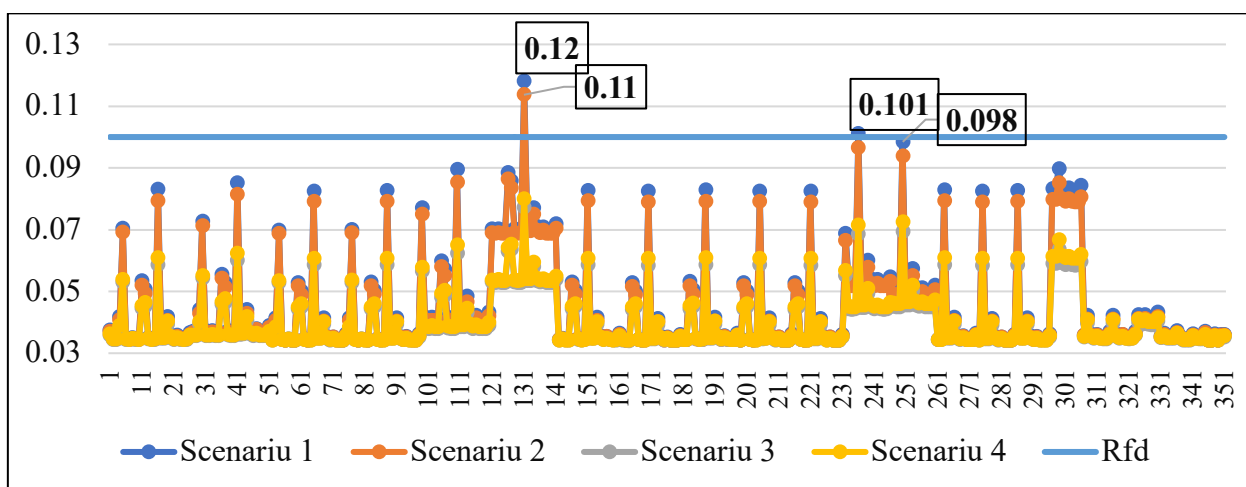


Figura 30. Testarea ipotetică a unor valori ale expunerii la MeHg

OMS (2008) specifică că orice modificare a unuia dintre componentele care stau la baza estimării $AZE_{[\text{MeHg}]}$ duce nemijlocit la modificarea valorii finale a nivelului expunerii [237]. Am constatat că valoarea $AZE_{[\text{MeHg}]}$ estimată a fost influențată preponderent de consumul de PCM apriori concentrațiilor sporite în unele specii de pești (figura 31).

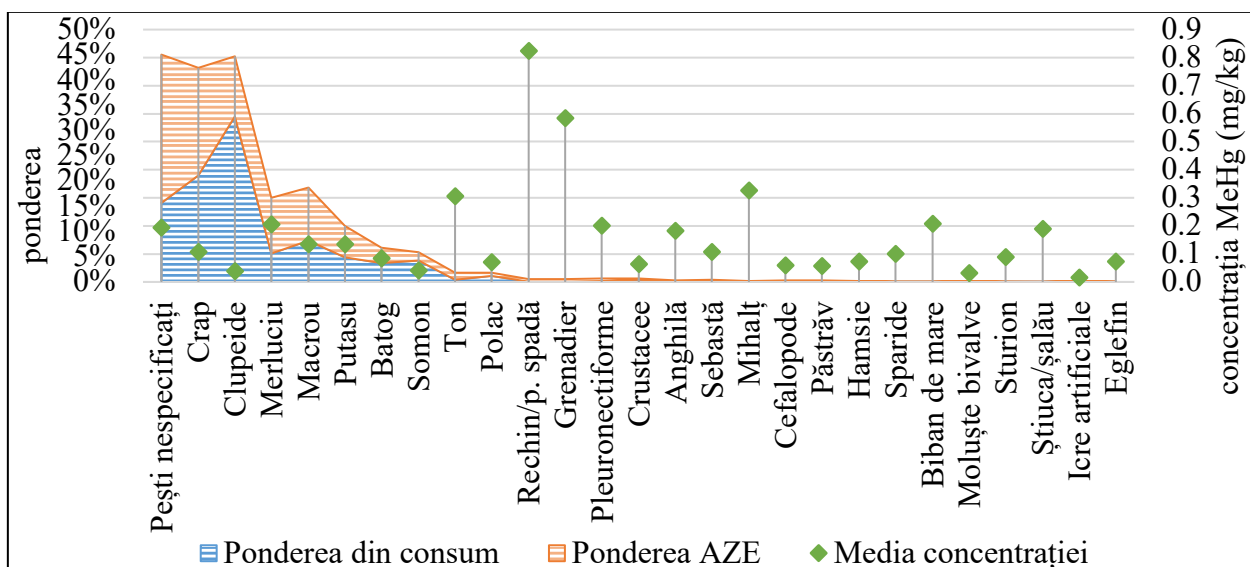


Figura 31. Impactul consumului de PCM și a concentrației MeHg asupra $AZE_{[\text{MeHg}]}$

Intervalul nivelului expunerii la MeHg pentru copii cu vârsta de 7 - 18 ani care sunt încadrați în școlile internat (tabelul 17) a variat de la 0,004 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,04) la un consum de 11 g/zi, până la 0,879 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 8,79) pentru consumul a 110 g/zi. Pentru valorile medii ale concentrației MeHg estimate, $AZE_{[\text{MeHg}]}$ calculat este 0,026 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,26) pentru 11 g/zi de PCM și 0,263 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 2,6) pentru 110 g/zi.

Tabelul 17. Expunerea alimentară la MeHg și Indicele de Pericol (HI) pentru copii din școlile internat cu vârsta de 7 - 18ani

		Percentilele concentrației										
		10	20	30	40	50	60	70	\bar{x}	80	90	95
Consumul (g/zi)	11	0,004	0,006	0,008	0,010	0,014	0,019	0,026	0,026	0,037	0,059	0,088
	22	0,008	0,012	0,016	0,021	0,027	0,037	0,052	0,053	0,073	0,118	0,176
	33	0,012	0,018	0,024	0,031	0,041	0,056	0,077	0,079	0,110	0,177	0,264
	44	0,016	0,025	0,032	0,042	0,055	0,074	0,103	0,105	0,147	0,236	0,352
	55	0,020	0,031	0,041	0,052	0,069	0,093	0,129	0,131	0,183	0,295	0,440
	66	0,025	0,037	0,049	0,063	0,082	0,112	0,155	0,158	0,220	0,354	0,528
	77	0,029	0,043	0,057	0,073	0,096	0,130	0,180	0,184	0,256	0,413	0,616
	88	0,033	0,049	0,065	0,084	0,110	0,149	0,206	0,210	0,293	0,472	0,704
	99	0,037	0,055	0,073	0,094	0,124	0,167	0,232	0,237	0,330	0,531	0,792
	110	0,041	0,061	0,081	0,104	0,137	0,186	0,258	0,263	0,366	0,591	0,879

Notă: câmpurile verzi reprezintă valorile $AZE_{[\text{MeHg}]}$ cuprinse între 0 și 0,0899 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, $0 < HI < 0,899$, zonă fără pericol; câmpurile galbene reprezintă valorile $AZE_{[\text{MeHg}]} = 0,09 - 0,0999$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, $0,899 < HI < 0,999$, zona de risc; câmpurile roșii: $AZE_{[\text{MeHg}]} = > 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, $HI > 1,0$.

Pentru copii din grădinițele cu regim de activitate de 9,5 – 10 ore $AZE_{[\text{MeHg}]}$ a variat de la 0,003 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,03) la 0,676 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 6,76) (tabelul 18). Considerând cantitatea zilnică necesară (CZn) de pește recomandată prin Ordinul nr.638 din 2016 (45 g/zi) și media concentrațiilor MeHg atunci nivelul expunerii estimat ar fi 0,202 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 2,02). Însă conform aceluiași ordin se presupune un deficit de consum de 40% (CZc) însemnând 27 g/zi ce ar rezulta într-o expunere de 0,121 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI – 1,21).

Tabelul 18. Expunerea alimentară la MeHg și Indicele de Pericol (HI) pentru copii din grădinițele cu regim de activitate de 9,5 - 10 cu vârsta de 3 - 7 ani

		Percentilele concentrației										
		10	20	30	40	50	60	70	\bar{x}	80	90	95
Consumul (g/zi)	4,5	0,003	0,005	0,006	0,008	0,011	0,014	0,020	0,020	0,028	0,045	0,068
	9	0,006	0,009	0,012	0,016	0,021	0,029	0,040	0,040	0,056	0,091	0,135
	13,5	0,009	0,014	0,019	0,024	0,032	0,043	0,059	0,061	0,084	0,136	0,203
	18	0,013	0,019	0,025	0,032	0,042	0,057	0,079	0,081	0,113	0,182	0,270

	22,5	0,016	0,024	0,031	0,040	0,053	0,071	0,099	0,101	0,141	0,227	0,338
	27	0,019	0,028	0,037	0,048	0,063	0,086	0,119	0,121	0,169	0,272	0,406
	31,5	0,022	0,033	0,044	0,056	0,074	0,100	0,139	0,141	0,197	0,318	0,473
	36	0,025	0,038	0,050	0,064	0,085	0,114	0,158	0,162	0,225	0,363	0,541
	40,5	0,028	0,042	0,056	0,072	0,095	0,129	0,178	0,182	0,253	0,409	0,608
	45	0,031	0,047	0,062	0,080	0,106	0,143	0,198	0,202	0,282	0,454	0,676

Notă: câmpurile verzi reprezintă valorile $AZE_{[MeHg]}$ cuprinse între 0 și 0,0899 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0 < HI < 0,899$, zonă fără pericol; câmpurile galbene reprezintă valorile $AZE_{[MeHg]} = 0,09 - 0,0999$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0,899 < HI < 0,999$, zona de risc; câmpurile roșii: $AZE_{[MeHg]} = > 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $HI > 1,0$.

Copiii care frecventează creșa s-au expus între 0,003 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (HI - 0,03) de MeHg dacă au consumat 2 g/zi de PCM și 0,583 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (HI - 5,83) dacă au consumat 20 g/zi (CZn) de pește, cantitatea recomandabilă prin Ordinul nr.638 din 2016 (tabelul 19). În condițiile în care speciile de PCM cu care au fost alimentați copiii au avut concentrații ale MeHg echivalente cu valorile medii și s-a respectat în totalitate cantitatea de PCM (CZn - 20 g/zi) atunci copii din creșa au fost expuși la 0,174 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (HI - 1,74).

Tabelul 19. **Expunerea alimentară la MeHg și Indicele de Pericol (HI) pentru copii din creșa cu regim de activitate de 9,5 - 10 cu vârsta de 1 - 3ani**

		Percentilele concentrației										
		10	20	30	40	50	60	70	\bar{x}	80	90	95
Consumul (g/zi)	2	0,003	0,004	0,005	0,007	0,009	0,012	0,017	0,017	0,024	0,039	0,058
	4	0,005	0,008	0,011	0,014	0,018	0,025	0,034	0,035	0,049	0,078	0,117
	6	0,008	0,012	0,016	0,021	0,027	0,037	0,051	0,052	0,073	0,117	0,175
	8	0,011	0,016	0,022	0,028	0,036	0,049	0,068	0,070	0,097	0,157	0,233
	10	0,014	0,020	0,027	0,035	0,046	0,062	0,085	0,087	0,121	0,196	0,292
	12	0,016	0,024	0,032	0,042	0,055	0,074	0,103	0,105	0,146	0,235	0,350
	14	0,019	0,028	0,038	0,048	0,064	0,086	0,120	0,122	0,170	0,274	0,408
	16	0,022	0,033	0,043	0,055	0,073	0,099	0,137	0,139	0,194	0,313	0,467
	18	0,024	0,037	0,048	0,062	0,082	0,111	0,154	0,157	0,219	0,352	0,525
	20	0,027	0,041	0,054	0,069	0,091	0,123	0,171	0,174	0,243	0,392	0,583

Notă: câmpurile verzi reprezintă valorile $AZE_{[MeHg]}$ cuprinse între 0 și 0,0899 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0 < HI < 0,899$, zonă fără pericol; câmpurile galbene reprezintă valorile $AZE_{[MeHg]} = 0,09 - 0,0999$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $0,899 < HI < 0,999$, zona de risc; câmpurile roșii: $AZE_{[MeHg]} = > 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$, $HI > 1,0$.

Analizând nivelul expunerii la MeHg în dependență de distribuția consumului conform datelor BNS (tabelul A1.5) am identificat că $AZE_{[MeHg]}$ pentru gospodăriile fără copii a fost - 0,044 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$. (p.95 - 0,146 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$) fiind mai mare comparativ cu gospodăriile cu 3 și mai mulți copii - 0,023 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$ (p.95 - 0,078 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.-zi}$). După numărul de persoane

în gospodărie, gospodăriile formate de o singură persoană $AZE_{[MeHg]}$ mediu a fost $0,057 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$. (p.95 - $0,190 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$) cele formate din 5 și mai multe persoane fiind expuse în mediu la $0,025 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (p.95 - $0,084 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$). Analiza datelor expunerii în aspect al veniturilor per gospodărie (quintile I, II, III, IV, V) arată că pentru gospodăriile din quintila I nivelul mediu de expunere a fost echivalent a $0,021 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$. (p.95 - $0,072 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$) nivel sub RfD, iar pentru gospodăriile din quintila V nivelul mediu al expunerii fiind $0,047 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$. (p.95 - $0,156 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$).

Pentru mediu rural expunerea este de $0,036 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (p.95 - $0,121 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$) și $0,034 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (p.95 - $0,113 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$) pentru mediu urban. $AZE_{[MeHg]}$ diferă și în aspect al zonelor geografice astfel că aceasta crește de la Nord - $0,033 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (p.95 - $0,11 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$) spre Sud - $0,038 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (p.95 - $0,13 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$). După statutul socio - economic cel mai mare $AZE_{[MeHg]}$ s-a estimat pentru pensionari pentru percentila 95 - $0,134 \mu\text{g/kg m.c.-zi}$.

4.3.4. Elaborarea unor recomandări privind consumul de pește, crustacee și moluște

R_{tCa} caracteristică copiilor din internate (7-18ani) arată dependența dintre concentrațiile MeHg per specie și cantitatea maximă de PCM care ar putea fi consumată fără a depăși RfD.

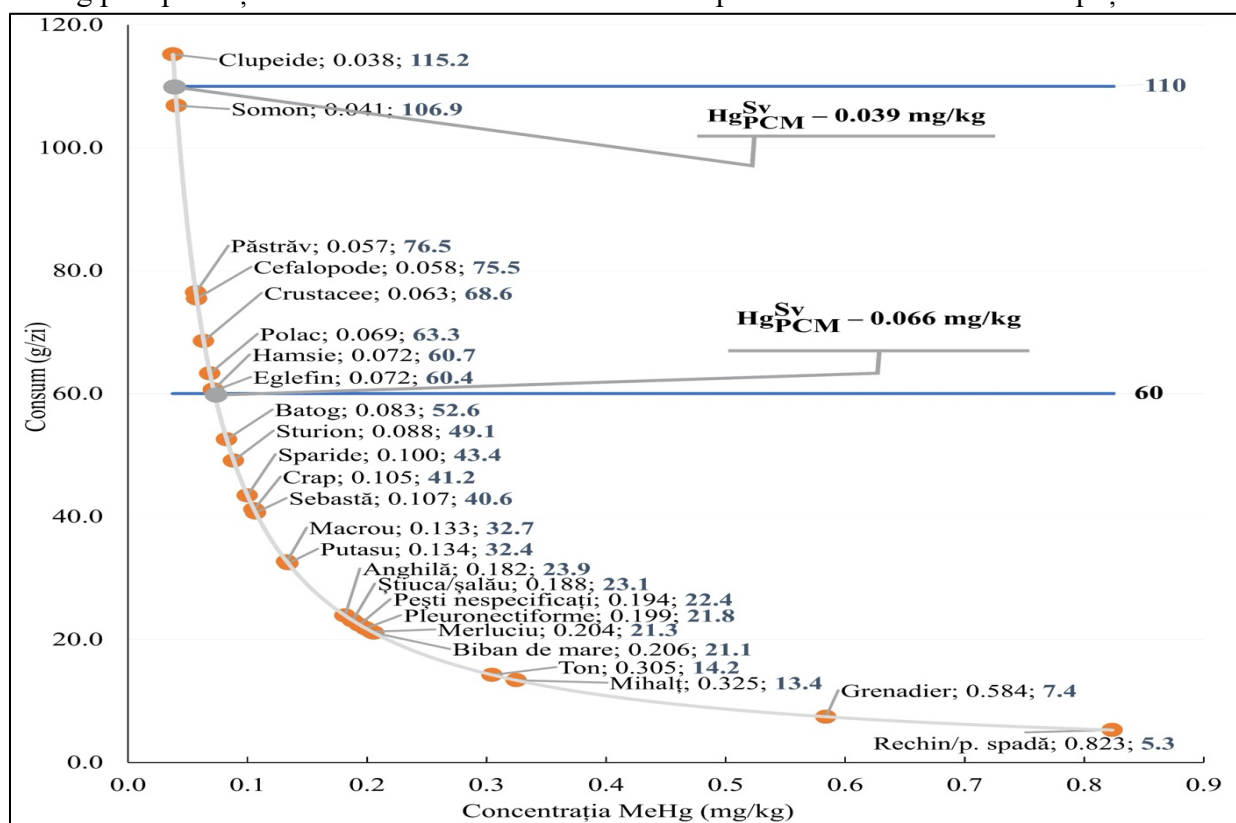


Figura 32. R_{tCa} și Hg_{PCM}^{Sv} caracteristice copiilor din școlile internat cu vârsta de 7-18 ani

În figura 32, R_{tCa} caracteristică copiilor din internate (7 - 18 ani) pentru clupeide cu o concentrație medie de $0,038 \text{ mg/kg}$ s- estimat a fi $115,2 \text{ g/zi}$, somon cu concentrația medie de $0,041 \text{ mg/kg}$ s-ar permite un consum de $106,9 \text{ g/zi}$. Pentru grupul rechin/p-spadă cu concentrația medie de $0,823 \text{ mg/kg}$ se recomandă doar $5,3 \text{ g/zi}$ de PCM.

Analiza aceluiași indicatori pentru copii din grădinițe (3 - 7 ani), Hg_{PCM}^{Sv} , nu trebuie să depășească 0,051 mg/kg pentru un consum de 45 g/zi și 0,086 mg/kg la un consum de 27 g/zi (figura 33). Doar speciile clupeide și somon pot fi consumate de către copiii din grădinițe dacă se dorește menținerea cantității zilnice recomandate de 45 g/zi (CZn). Considerând consumul echivalent CZc în grădinițe de doar 27 g/zi atunci ca alternativă s-ar permite a consuma păstrăv până la 40,7 g/zi, polac - 33,7 g/zi, hamsii - 32,3 g/zi, eglefin - 32,2 g/zi și batog - 28,0 g/zi. Totodată am determinat că speciile rechin și pește spadă nu sunt recomandabile a fi consumate de copii în cantități egale cu CZn.

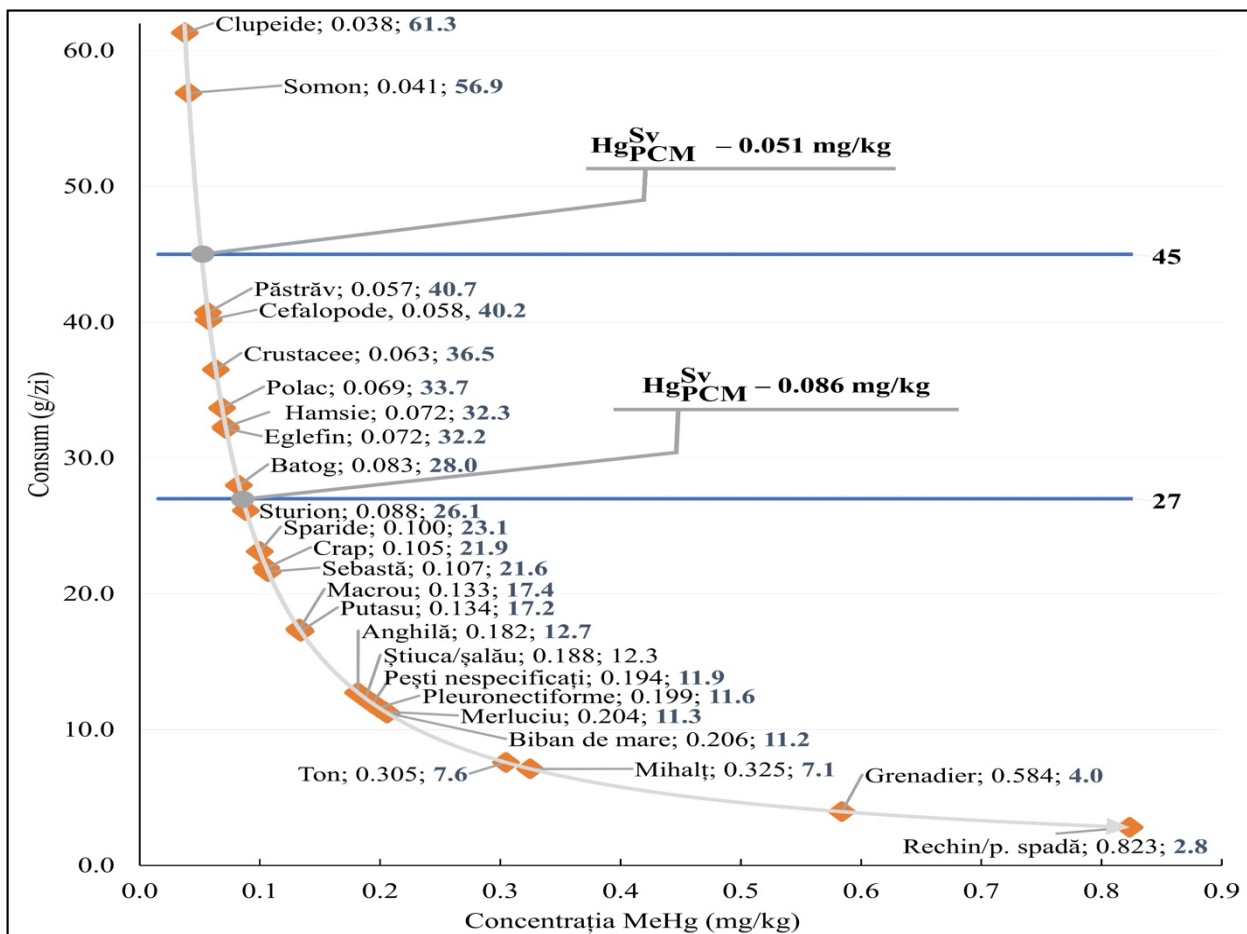


Figura 33. $R_C a$ și Hg_{PCM}^{Sv} caracteristice copiilor din grădinițe cu vârsta 3-7ani

Analiza datelor din figura 34 cu privire la copiii din creșă cu vârsta 1 - 3 ani ne-a demonstrat aceleași trăsături caracteristice specificate la figura 33 și 34. Astfel doar speciile ca clupeidele cu o concentrație medie a MeHg de 0,038 mg/kg și somonul cu concentrația medie a MeHg de 0,041 mg/kg pot fi consumate de copiii din creșă în cantități de 30 g/zi de clupeide și 27,8 g/zi de somon în condițiile în care se tinde a menține cantitatea de pește recomandată de 20 g/zi (CZn). Hg_{PCM}^{Sv} pentru 20 g/zi este de 0,056 mg/kg, pentru 12 g/zi este de 0,094mg/kg.

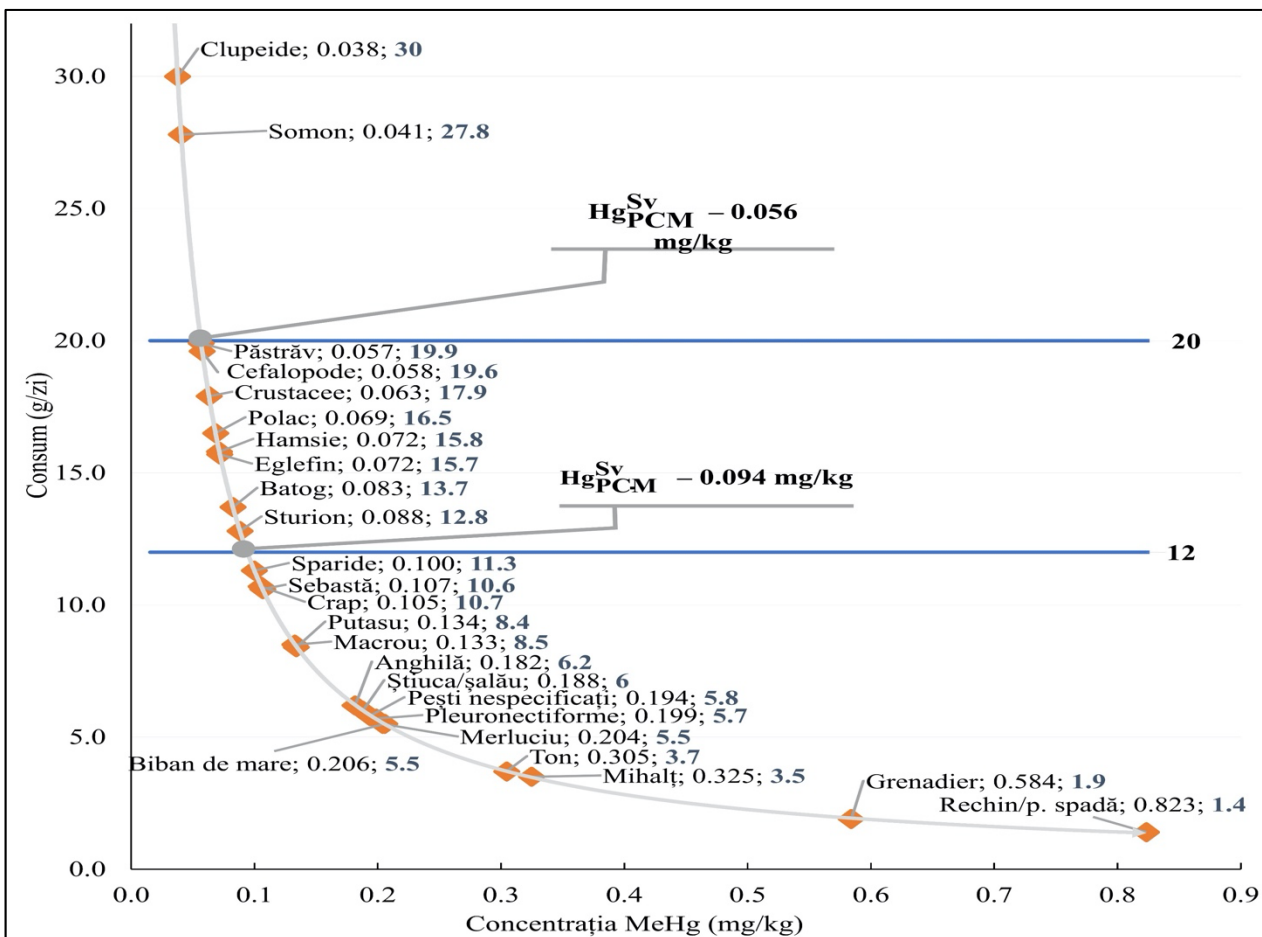


Figura 34. $RfCa$ și Hg_{PCM}^{Sv} caracteristice copiilor din creșă cu vârsta 1-3 ani

PCM conțin cantități diferite de DHA+EPA (figura 35), care sunt de o importanță majoră în prevenirea bolilor cardiovasculare. Astfel pe lângă expunerea la MeHg (risc) prin consumul de PCM trebuie considerat și beneficiul sau aportul de DHA+EPA [89, 100, 173]

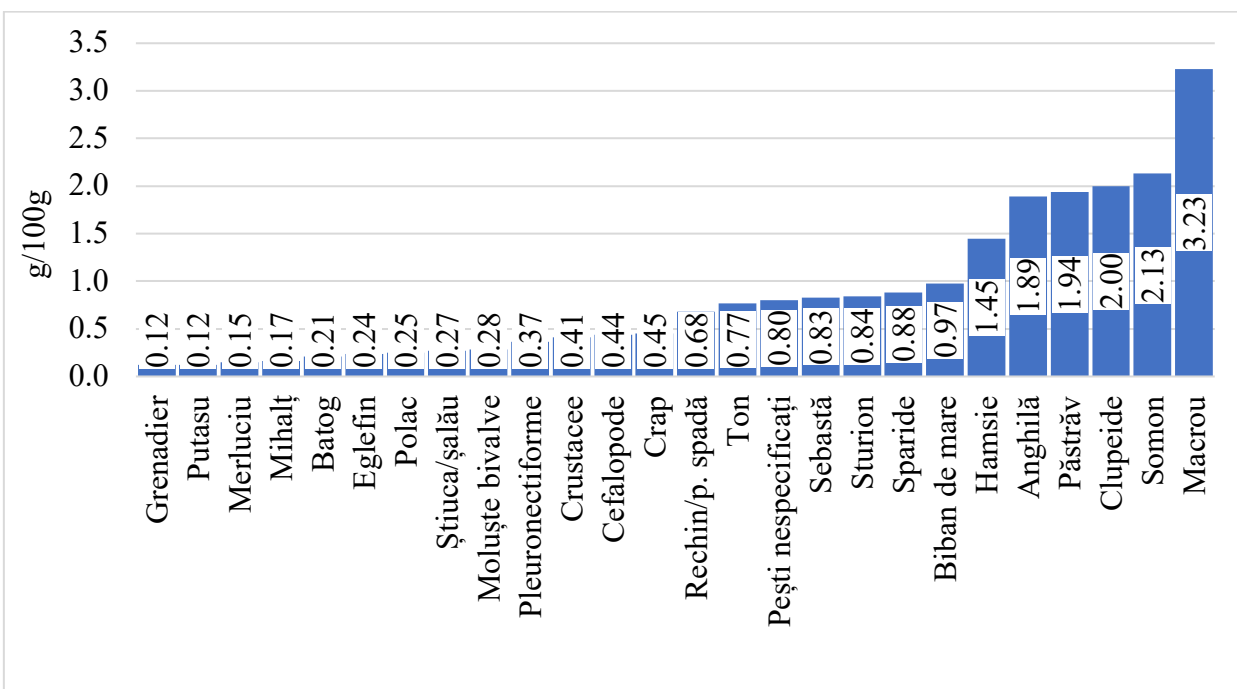


Figura 35. Conținutul DHA+EPA în speciile de PCM [89, 100, 173]

Cel mai mare conținut de DHA+EPA se conține în macrou - 3,23 g/100 g, somon - 2,13 g/100 g și clupeide - 2,0 g/100 g. Totodată există specii care au un conținut mai scăzut, cum ar fi: grenadierul și putasu a câte 0,12 g/100 g, merluciu – 0,15 g/100 g.

Analiza datelor (tabelul A1.6) prin prisma sistemului de clasificare a FDA (2019) relevă că speciile ca moluștele bivalve, clupeidele, somon, păstrăv, cefalopode, crustacee, polac, hamsiile și eglefin pot fi clasificate drept cea mai bună opțiune deoarece pot fi consumate mai mult de 2 porții pe săptămână (p/s) indiferent de vârstă. Alte două specii, rechin/peștele spadă și grenadierul, se recomandă a fi evitate deoarece se permite maxim <0,5 p/s indiferent de vârstă [73].

Din multitudinea de specii analizate (26 specii), clupeidele pot fi consumate maxim 4,3p/s (31,6 g/zi) de către copii cu vârsta de 1 – 3 ani, 6,1 p/s (61,3 g/zi) de copii cu vârsta 3 - 7 ani, 8,0 p/s (115,2 g/zi) de către copii cu vârsta de 7 - 18 ani, per capita (PG) se recomandă a se consuma până la 9,3 p/s (159,3 g/zi). Somonul se propune a fi consumat maxim 4,0 p/s (29,3 g/zi) de copii de 1 - 3 ani, 5,7 p/s (56,9 g/zi) pentru copiii de 3 - 7 ani și 7,4 p/s (106,9 g/zi) de copiii cu vârsta de 7 - 18 ani, per capita este recomandabil până la 8,6 p/s (147,7 g/zi).

Sumar, considerând tiparul și spectrul speciilor de PCM consumate de către PG asigură în proporție de 100% aportul de DHA+EPA - 0,250 g/zi conform recomandărilor EFSA [89].

În aspect al riscului și beneficiului consumului de PCM menționăm că doar 6 din 26 de specii pot asigura un aport suficient de DHA+EPA indiferent de vârstă în raport cu numărul maxim de porții permise a fi consumate pe săptămână, acestea sunt: clupeidele, somonul, păstrăvul, hamsii, macroul și anghila. Deci, pentru suplinirea a 0,125 g/zi de DHA+EPA, considerând clupeidele, pentru copiii cu vârsta de 1 - 3 ani ar fi suficiente doar 0,8 p/s (6,3 g/zi), 1,3 p/s (12,5 g/zi) pentru copiii de 3 - 7 ani, 0,9 p/s (12,5 g/zi) pentru copiii de 7 - 18 ani, per capita este necesar 0,7 p/s (12,5 g/zi).

Respectând asortimentul și ponderea speciilor de pește consumate la nivel național atunci copiilor de 1 - 3 ani li s-ar permite să consume maxim până la 1,5 p/s (11,4 g/zi) de PCM cei de 3-7 ani până la 2,2 p/s (22,3 g/zi), copiii de 7 -18 ani maxim 2,9 p/s (41,9 g/zi), per capita (PG) nu mai mult de 3,4 p/s (57,9 g/zi). EFSA, 2014 recomandă un consum de 1-2p/s (150 - 300 g) pentru copii cu vârsta de 7-18 ani și adulți, cantitate care ar fi suficientă pentru a asigurare un aport suficient de acizi grași esențiali DHA+EPA.

4.4. Discuții

4.4.1. Concentrațiile metil mercurului în pește crustacee și moluște

Din cauza curenței informațiilor la nivel național privind concentrațiile MeHg în PCM, combinarea datelor din Dp și baza de date internațională GEMS/Food a fost o opțiune rațională totodată, a permis o estimare mai precisă a concentrațiilor de Hg din produsele importate sau cel puțin intervalul valorilor atribuite indicatorilor de expunere-AZE_[MeHg], oferind o mai bună claritate

și viziune asupra modelelor și variabilității concentrației MeHg. În mediu 74,8% din PCM consumate provin din import și 25,2% din sursele locale deci reieșind din specificul aprovizionării cu PCM putem asuma că utilizarea surselor internaționale privind concentrațiile MeHg în PCM, ajustate la speciile consumate în RM, ar fi o opțiune relevantă [88, 103]. S-a considerat că utilizarea doar a investigațiilor proprii (220 probe) pot duce la subestimarea expunerii [133, 208, 210, 259].

Mai multe studii (52, 70, 73, 75, 76, 87, 90, 91, 237) recomandă utilizarea surselor internaționale privind concentrațiile Hg în PCM pentru evaluarea riscului urmare a consumului de PCM contaminat, în special la etapele primare incipiente argumentând prin faptul că investigarea MeHg în PCM este una costisitoare cât și faptul că un număr limitat de probe poate să nu cuprindă diapazonul concentrațiilor corecte pentru o specie anumită.

În perioada 2005-2017 în RM s-a importat pește din 50 state, de pe 5 continente diferite. Probele colectate în cadrul prezentului studiu (220 probe), orientat spre determinarea concentrației MeHg în PCM, a fost efectuat într-o perioadă scurtă (între 01.10.2017 și 30.10.2017). Presupunem că acestea nu pot reflecta în totalmente imaginea reală privind intervalul concentrațiilor de MeHg în speciile de PCM prezente pe piața din țară [206, 209, 258, 259].

Un exemplu elocvent în acest sens poate fi concluzia la care a ajuns Karimi et al. care a identificat o discrepanță majoră (de până la 13 ori) la compararea valorilor medii ale concentrațiilor MeHg care le-a obținut printr-un reviu sistematic a literaturii științifice comparativ cu datele din programul național de monitorizare a MeHg efectuat de FDA-USA (1990 - 2010). Astfel autorul a concluzionat că *”Utilizarea unui număr mic de probe ținând cont de variabilitatea mare a concentrației MeHg în speciile de pește, crustacee și moluște duce nemijlocit la subestimarea nivelului de expunere a populației”* [133].

Pe de altă parte laboratoarele regionale ale ANSP investighează Hg în mai multe produse alimentare inclusiv în PCM, aplicând ГОСТ 26927-86 *”Сырье и продукты пищевые. Методы определения ртути”*, prin metoda foto colorimetrică, sensibilitatea metodei fiind de 0,15 mg/kg, cu o marjă de eroare de 30% în raport cu media aritmetică a 3 investigații paralele efectuate simultan [254]. Hotărârea de Guvern 520 din 22.06.2010 stipulează că LMA pentru Hg în PCM este de 0,5 sau 1,0 mg/kg în dependență de specia de pește și 0,1 mg/kg pentru suplimentele alimentare. Metoda foto-colorimetrică limitează argumentarea inofensivității produselor analizate. Principiul selectării produselor pentru efectuarea investigațiilor nu este bine definit. Distribuirea numărului de probe cu focalizarea spre băuturile alcoolice în loc de PCM probabil se datorează consumului net superior al băuturilor alcoolice comparativ cu consumul de PCM sau costului investigațiilor [111]. În raportul UNEP (2017) însă se menționa că de fapt *”Conform feedback-urilor din interviurile individuale cu reprezentanți ai Centrului Național de Sănătate Publică din Moldova, nu există cerințe pentru testele asupra mercurului din peștele importat”* [213, p. 50].

Abia după 2016, prin Ordinul 184 din 2016 al Ministerului Sănătății s-a reorganizat rețeaua de laboratoare a Serviciului de Supraveghere de Stat a Sănătății Publice prin instituirea a 10 laboratoare de performanță în cadrul Centrelor de Sănătate Publică teritoriale și Laboratorului național de referință în cadrul Centrului Național de Sănătate Publică. Astfel că aceste laboratoare au fost dotate cu metode de detecție utilizând Spectrofotometria de Absorbție Atomică [148].

Utilizarea CDI a dus la prezența valorilor extreme și aberante, care este firească și caracteristică pentru concentrația MeHg în PCM. Karimi et al. spre exemplu a constatat că *''Peștii crescuiți în crescătoriile artificiale, în general, au concentrații medii ale MeHg de la 2 la 12 ori (în dependență de specii) mai mici comparativ cu omologii lor sălbatici''* [133]. Raportul EFSA (2012) a considerat valorile extreme, în cadrul studiului de evaluare a expunerii la MeHg a populației UE, doar acelea care au a fost de 10 ori mai mari decât penultima cea mai mare valoare și care poate influența evident valoarea mediei finale pentru specia respectivă. Au exclus 3 probe de pește-spadă cu conținutul de 1500 mg/kg și 2 a câte 1200 mg/kg, și o probă pentru rechin care a fost raportată ca 14,6 mg/kg. Acestea au fost considerate puțin probabil a fi date reale [90, pag.31]. Valoarea maximă depistată de noi a fost 6,76 mg/kg pentru grupul rechin/p. spadă.

Prin urmare considerăm că creșterea numărului de investigații efectuate poate duce la estimarea unei valori reale a concentrației MeHg în speciile de pește și a variabilității [208, 259]. Din acest aspect considerăm că rezultatele celor 220 de probe analizate nu sunt suficiente pentru a reflecta valorile reale ale concentrației MeHg în PCM și pot duce la o subapreciere a nivelului expunerii. Utilizarea unei alternative, prin combinarea cu o bază de date mult mai vastă și integrată cum ar fi cea oferită de OMS prin GEMS/Food ar fi o soluție argumentată în atingerea obiectivului de estimare a nivelului de expunere la MeHg pentru populația Republicii Moldova.

În plus, ca o viziune strategică pentru autorități ar fi implementarea unui program național de monitorizare a MeHg în speciile de pești consumate la nivel național care ar permite acumularea datelor la nivel național și regional ce ar favoriza o estimare cât mai reală a riscului de expunere la MeHg pentru populație de către entitățile științifice. Astfel pentru dezvoltarea politicilor de sănătate publică argumentate, bazate pe dovezi sau a bunei înțelegeri științifice a evaluării expunerii și riscului se recomandă a stimula cercetările în aria respectivă. În evaluarea sa FDA (2019) spune că eforturile de monitorizare trebuie să se concentreze pe speciile în care concentrația Hg tinde să depășească anumite valori critice. În SUA concentrația de 0,3 mg/kg este considerată un nivel critic la care experții se autosesează pentru a elabora măsuri de prevenire [73].

Îmbunătățirea trasabilității și a transparenței pieței este esențială pentru controlul expunerii și evaluarea riscului la Hg prin furnizarea de informații despre proveniență (de exemplu, țara de origine), identitatea taxonomică și locul comercializării. Creșterea importurilor, împreună cu lipsa unei trasabilității a pieței diminuează semnificativ capacitatea de a estima expunerea.

Monitorizarea ideală trebuie să ia în considerare modificările surselor de proveniență, compoziția (speciile, forma: file/brut, înghețat/dezghetăat), dimensiunea speciilor, precum și tiparul consumului oamenilor la nivel teritorial. La momentul actual un astfel de sistem nefiind încă implementat în țară [34, 39, 176, 237].

4.4.2. Analiza consumului de pește crustacee și moluște

În RM actualmente există foarte puține studii care s-au axat pe consumul de pește printre PG sau pe grupe de vârstă, sex, regiune etc. UNEP (2017) specifică că RM este o țară fără acces la mare sau oceane și, prin urmare, nu există pescari de subsistență care să fie expuși prin ocupația lor zilnică și/sau să își expună familiile la un consum mare de pește contaminat. Industria de PCM din RM nu este dezvoltată ca în alte țări maritime, cel mai mare consum de PCM provine din importuri. Se consideră însă relevant, reieșind din faptul că ponderea consumului de PCM din import este foarte mare, estimarea consumului și a nivelului expunerii populației la MeHg prin efectuarea cercetărilor și investigațiilor suplimentare [213, p. 50-51].

Consumul de pește la nivel național după estimările noastre 74,8% provine din import și doar 25,2% din sursele locale. În UE spre exemplu, 5,3% din vânzările totale de PCM se atribuie surselor locale de ape dulci, ponderea surselor de apă sărată (mări, oceane) constituie 73,5%, altele 21,2% sunt caracteristice fermelor de pește [92, 96, 206, 209, 210, 258]. Noi am identificat mai multe surse care au apreciat într-o măsură sau alta consumul de pește pentru PG sau pentru anumite grupuri. Spre exemplu, conform Hotărârii Guvernului nr. 285 din 2013, coșul minim de consum de pește pentru o persoană medie ponderată pe lună este de 0,76 kg sau 24,5 g/zi [115].

Munteanu M. (2017) menționează că speciile frecvent consumate de femei sunt: știuca (35%) păstrăvul (28%), somonul puțin peste 10%, ton (10%) și macrou (8%). Speciile preferate de bărbați sunt: carpul puțin peste 35%, somonul - 28%. Studiul a fost realizat pe un eșantion de 400 subiecți (50% femei: 50% bărbați) cu marja de eroare de 5% cu probabilitatea de 99%, care reprezintă 1% din numărul populației a orașului Cahul și 0,1% din numărul total al țării. Același autor la întrebarea „Cât de des mâncați pește?”, a identificat că 24% consumă pește o dată pe săptămână, 21% de 2 - 3 ori pe lună. A câte 17% au declarat că consumă foarte rar pește (o dată pe lună) și mai puțin decât o dată pe lună. Ponderea non consumatorilor de pește fiind de 8%. S-a remarcat și faptul că nimeni nu a raportat că consumă pește zilnic [158].

Cernelev O. (2019), bazându-se pe un eșantion de 423 subiecți a estimat că 35,9% din subiecți consumă pește o dată pe săptămână, 25,5% consumă pește ocazional (nu se specifică perioada), 23,2% de 2 - 3 ori pe săptămână, 5,2% au raportat că consumă PCM zilnic. Pentru alți 10,2% din respondenți nu s-a putut identifica dacă aceștia nu consumă deloc pește sau această pondere se atribuie ratei de non răspuns [57].

Într-un alt studiu efectuat de Zubcov et al. se afirmă că din sursele locale cele mai solicitate

specii sunt crapul comun, pescărușul, carasul, somnul. Principalele puncte pentru comercializarea PCM sunt piețele (65% din vânzări), magazinele specializate și supermarketurile [252].

În studiul OMS (2016) care a evaluat frecvența consumului de pește (sărat/afumat /marinat, conserve) în RM s-a calculat că din 847 de respondenți, 97,0% consumă pește sărat/afumat /marinat cel mult o dată sau mai puțin de o dată pe săptămână, 2,6% consumă pește de 2-4 ori pe săptămână și doar 0,3% (3 subiecți) au raportat că consumă pește sărat/afumat /marinat o dată sau mai multe ori pe zi. 99,3% sau 832 respondenți au raportat că consumă conserve din pește mai puțin sau cel mult o dată pe săptămână, 3 au consumat pește în conserve de 2-3 ori pe săptămână și 3 respondenți au declarat că consumă conserve din pește cel puțin o dată pe zi [231].

Consumul de pește și preparate din pește în RM începe în faze timpurii de vârstă. Într-un studiu care a cuprins 400 de cuiburi (gospodării) la nivel național s-a estimat că ponderea copiilor cu vârsta de 12-35 luni care au consumat carne, pește, carne de pasăre și ouă (24 ore anterior interviului) a variat de la 81,1% la 86,6% din numărul total de 586 copii incluși [56].

Bahnarel et al. evaluând cantitățile de produse alimentare consumate de un copil în școli și licee pe o perioadă de 5 zile a atestat un deficit al consumului de pește de – 82,3% în raport cu CZn. A calculat că un copil consumă în mediu 6,4 g/zi dacă au o masă pe zi și 10,7 g/zi dacă două mese pe zi, CZn considerate au fost de 22 g/zi și 60,5 g/zi [9].

Prin Hotărârea Biroului Permanent al Parlamentului Republicii Moldova nr. 88 din 21 martie 2017 cu privire la raportul Comisiei Speciale pentru eficientizarea cadrului legislativ privind alimentația copiilor în instituțiile preșcolare și de învățământ sa abordat la nivelul forumului legislativ suprem problema alimentării copiilor în instituțiile preșcolare și școlare. Raportul comisiei menționa că doar 47,2% din numărul total de elevi din instituțiile de învățământ primar, gimnazial și liceal se alimentează în cadrul instituțiilor, din ei 97% o data pe zi. La baza acestui raport a fost evaluate 465 de instituții de educație timpurie, 344 de învățământ primar, gimnazial, liceal și 66 de tip profesional [171]. Prin aceeași Hotărâre a Parlamentului nr.88 din 21.03.2017 se menționa că în anul 2016 pentru grădinițele cu regim de activitate de 9,5-10 ore exista un deficit al consumului de pește în raport cu recomandările naționale [149], în aspect teritorial: Soroca - 82%, Florești - 65%, Hâncești - 63%, Fălești și Șoldănești - 50%, Briceni - 49%, Glodeni - 48%, Ialoveni - 43%, Bălți - 45%, Dondușeni - 38%. În grădinițele cu regim de activitate de 12 - 24 ore din municipiile Chișinău și Bălți s-a constatat un deficit de pește - 45%. Pentru cei din instituțiile de învățământ de tip profesional deficitul a fost - 43%. Pentru elevii din învățământul primar, gimnazial și liceal din municipiul Chișinău și Bălți s-a constatat un deficit al consumului de pește echivalent cu - 46,4% [171].

Ulterior, ANSP printr-un comunicat de presă efectuând o analiza comparativă a datelor privind asigurarea cu produse alimentare conform necesităților fiziologice în perioada anilor 2016-

2018 comunica că, cota alimentației elevilor a crescut de la 46,9% până la 53,8% și că copiii din instituțiile de educație timpurie cu regim de activitate de 12-24 ore se alimentează cantitativ 100%, de 4 ori pe zi, cu regim de activitate de 9,5-10 ore se alimentează de 3 ori pe zi, iar cu regim de activitate de 6 ore de 2 ori pe zi. S-a stabilit o îmbunătățire a consumului de pește astfel încât în anul 2018 se înregistrează un deficit de aprovizionare de 2,6% comparativ cu 33,8% în anul 2016. Cel mai mare deficit alimentar de pește pentru copii din instituțiile de educație timpurie a fost în: Ialoveni – 37,2%, Cahul - 36,0%, Criuleni - 27%, Ștefan-Vodă, Comrat - 23,1%, Basarabeasca-22,2%, Drochia - 18,5%, Dubăsari – 16,0% [5].

Cu scopul de a estima frecvența consumului produselor alimentare Zepca et al. au efectuat un studiu pe un eșantion de 1236 studenți cu vârsta cuprinsă între 13-19 ani în baza unui chestionar. Au constatat că în ziua anterioară chestionării 80,6% din respondenți nu au consumat pește sau preparate din pește, 16,3% au consumat o dată pește sau preparate din pește și 3,1% au declarat că au consumat pește de 2 și mai multe ori în ziua anterioară studiului [250].

În analiza preliminară care a stat la baza elaborării Ordinului nr. 638 din 2016 se accentua că timp de 7 zile anterior controlului, copiii au fost lipsiți totalmente de pește și că valorile CZn au menirea să acopere 75% din norma fiziologică de consum în instituția de educație timpurie, celelalte 25% se consideră că vor primite acasă. Un aspect specific în aceste recomandări este faptul că chiar dacă copiii din grădinițe sunt în mediu cu vârsta cuprinsă între 3 și 7 ani există o diferență în recomandările specificate comparativ cu copiii din școlile internat de aceeași vârstă. Pentru cei din grădinițe cu regim de activitate de 9,5-10 ore se recomandă 45 g/zi pentru 12-24 ore se recomandă 50 g/zi contrar însă pentru cei din internat cărora li se recomandă 60 g/zi [149].

Prin urmare consumul de PCM este analizat însă nu într-un context al expunerii la MeHg și studiile prezentate nu reflectă o imagine clară a consumului în acest sens. Urmare a faptului că FishStat J conține date mult mai vaste privind consumul de PCM (per specie, total importuri, exporturi, produse interne) am utilizat-o pentru calcularea expunerii populației la MeHg. Anterior am argumentat și elucidat necesitatea aplicării unor FC pentru a estima consumul de PCM la nivel național per specie pentru a ajusta la valorile ”reale” întrucât datele raportate de BNS și FishStat J sunt considerate ”consum aparent”, care pot să supraestimeze consumul de PCM [141]. Deci, aplicarea FC au menirea de a ajusta volumele de PCM comercializate care caracterizează ”cantitățile disponibile spre consum” la cantități ”real consumate” de populație [97, 98, 101].

Remarcăm însă că această reducere de fapt semnifică o ajustare la consumul real de PCM care reflectă pierderi urmare a înlăturării părților necomestibile, pierderi în lanțul de comercializare (importator-consumator) etc. Un alt factor care a influențat această diferență este corelat cu forma în care au fost importate PCM (fileu, fileu cu cap, dezostat, înghețat semi-înghețat, eviscerat etc.) ceea ce argumentează diferența per specie pentru fiecare an. Prin alte cuvinte o dată

cu variația formei la import va varia și raportul dintre datele statistice și cele estimate cu ajutorul FC.

Printre speciile cele mai preferate de populația generală conform estimărilor noastre, sunt: clupeidele cum ar fi hering, sardine - 32,8%, crapul - 21,05%, specii nespecificate - 15,7%, macroul - 8,17%, merluciu - 5,6%, putasu - 4,84%, somonul - 4,19%, batogul - 3,78%, polacul - 1,14%, tonul - 0,47%, aceste specii acoperind în proporție de 97,3% cantitatea medie de PCM consumate per capita la nivel național. Speciile cel mai puțin consumate au fost: mihalțul - 0,05%, sturion - 0,04%, biban de mare - 0,03%, eglefin - 0,02%, știucă/șalău - 0,02%. Consumul mediu pentru 2005 - 2017 a fost de 19,68 g/zi per capita fiind sub coșul minim de consum.

Estimările respective per ansamblu efectuate de BNS pentru a caracteriza situația în gospodăriile din țară sunt desigur un punct de start foarte util în aspect al caracterizării consumului pentru anumite grupe de populație. Acestea per ansamblu, arată că există o distribuție neuniformă în raport cu consumul de PCM în rândul populației, care ar trebui studiată. Putem spre exemplu presupune că gospodăriile cu un venit înalt (quintila V) își pot permite achiziționarea unor specii de pești ca somonul, ton sau oricare alte specii mai costisitoare. Pe de altă parte avem pensionarii care în raționamentul nostru deși sunt o grupă care consumă PCM în cantități mai mari comparativ cu alte grupe presupunem că acestea din urmă sunt specii locale sau mai ieftine. Există o diferență cantitativă a consumului de PCM între mediu urban și rural, totuși considerăm că ar exista și o diferență calitativă. Diferența calitativă s-ar rezuma la disponibilitatea mai mare a diversității speciilor prezente pe piețele și supermarketurilor urbane în raport cu cele rurale creându-se premise ca populația urbană să consume o diversitate mult mai mare de PCM, preponderent de import.

Distribuția consumului printre statele UE variază de la 8,8 g/zi valoarea minimă a mediilor consumului pe țări la un consum maxim (percentila 95) de 194,3 g/zi. Mediana consumului de pește estimată fiind de 25,9 g/zi [90, pag. 209]. EFSA (2014) specifică că speciile ca batogul, merlan, clupeidele, somonul, păstrăvul și tonul sunt cel mai frecvent consumate specii în statele UE (25% - 75%), însă totuși diferă ponderea acestora din consumul total la nivel de stat. Hamsiile și macroul sunt consumate pe larg în toate statele UE, însă ponderea din consumul total nu a depășit 8%. Crapul, a fost consumat în peste 5 țări cu o pondere >17%<29% [89].

Totuși trebuie menționat faptul că media consumului de pește în UE (28 state membre) este influențată semnificativ de consumul sporit de pește înregistrat în Portugalia cu 57 kg/an per capita, Lituania și Spania cu peste 40 kg/an per capita, Finlanda, Franța, Suedia, Luxemburg cu peste 30 kg/an per capita [92, 93]. Această trimitere comparativă cu UE nu este întâmplătoare deoarece ulterior vom considera anumite asumări și parametri privind consumul de pește în calculul nivelului expunerii la metil mercur pentru populația țării.

Aici ținem să menționăm un aspect foarte important atribuit consumului de PCM asumat

pentru evaluarea expunerii și anume valoarea percentilei 95 a consumului. În cazul nostru aceasta a fost de 29,2 g/zi per capita ceea ce în opinia autorului nu este corectă. Corectitudinea acesteia poate fi pusă la îndoială din două aspecte: (i) valoarea percentilei 95 caracterizează de obicei consumatorii fideli de pește și de obicei este de 2 – 2,5 ori mai mare ca valoarea medie [90, 91], dacă se utilizează studii de evaluarea a dietei; (ii) la baza estimării noastre a valorii percentilei 95 au stat seriile anuale deci statistic aceasta nu poate să depășească valoarea maximă dintr-o serie anuală de valori. Pentru comparație EPA (2014) a estimat că consumul de pește printre persoanele adulte cu vârsta mai mare de 21 ani variază de la 17,6 g/zi (ÎÎ, 95%; 15,8:19,7) la 105,1 g/zi (ÎÎ, 95%; 92,0:120,2) peste această medie fiind persoanele cu vârsta între 21 și 35 ani care consumă pește și produse din pește de 13,1 g/zi (ÎÎ, 95%; 11,1:15,4) până la 109,7 g/zi (ÎÎ, 95%; 87,5:137,4). Pentru femeile în vârsta fertilă (13 - 49 ani) este caracteristic un consum de 11,6 g/zi (ÎÎ, 95%; 10,2:13,2) până la 81,5 g/zi (ÎÎ, 95%; 70,6:94,1) [74, pag. 58]

EFSA (2012) specifică că consumul de PCM pentru PG după categorii de vârstă variază semnificativ, atât în aspect de vârstă cât și pe grupe. Pentru copii mici (1-3 ani) variază de la valoarea minimă a mediei de 3,2 g/zi, maxima mediei 32,6 g/zi până la 33,3 g/zi maxima percentilei 95, copii 3-10 ani consumă minim în mediu 5,2 g/zi, maxima mediei 40,2 g/zi, maxima percentilei 95-132 g/zi, adolescenți 10-18 ani consumă minim în mediu 5,6 g/zi, maxima mediei 48,9 g/zi, până la 169,5 g/zi valoarea maximă a percentilei 95 [90, pag. 209].

EPA-SUA (2014) estima că cei cu vârsta sub 21 ani consumă 4,9 g/zi (ÎÎ, 95%; 4,0:6,1) până la 61,7 g/zi (ÎÎ, 95%; 49,1:77,5) percentila 99, copii cu vârsta cuprinsă între 1 și 3 ani consumă 2,7 g/zi (ÎÎ, 95%; 1,9:3,8), percentila 99-32,8 g/zi (ÎÎ, 95%; 24,1:44,4), cei de 3-6 ani consumă 3,6 g/zi (ÎÎ, 95%; 2,6:5,1) percentila 99-39,6 g/zi (ÎÎ, 95%; 31,4:50,1), pentru copii cu vârsta 6-18 ani este caracteristic un consum de 5,1g/zi (ÎÎ, 95%; 3,6:7,3), percentila 99-61,0 g/zi (ÎÎ,95%; 49,7:74,8) [74, pag. 80].

Menționăm că parametri utili atribuiți consumului de PCM în estimarea expunerii la MeHg ar fi: frecvența consumului, speciile consumate, cantitățile zilnice de PCM pentru o persoană, ponderea consumatorilor în raport cu neconsumatorii de PCM, numărul sau ponderea consumatorilor fideli, variațiile sezoniere, identificarea consumatorilor fideli etc. Suplimentar, disponibilitatea acestor parametri pe grupe de vârstă și datele privind greutatea corporală ar fi incontestabil utile în evaluarea expunerii [88, 90, 232].

Ca încheiere și reieșind din datele identificate în literatură și cele aduse de noi ținem să menționăm că pentru RM ar fi foarte necesar de a iniția un studiu complex de analiză a consumului produselor alimentare cum ar fi spre exemplu cele de tipul: studii de dieta totală, studii axate pe estimare consumului pe gospodării, studii prin utilizarea interviurilor etc. Aceste studii ar permite colectarea datelor cu referire la tiparul consumului de pește, frecvența, cantitățile consumate.

Totodată acestea ar trebui să includă informații cu privire la masa corporală a respondenților, vârsta, etnia etc. O astfel de abordare ar permite o evaluare complexă a riscului atribuit expunerii la MeHg prin consumul de pește. Mai mult ca atât asocierea acestor studii cu colectarea probelor de pește de punctele de comercializare locale și cu colectarea probelor de păr pentru estimarea concentrației MeHg în ambele caracteristici ar fi o abordare foarte complexă, matură, argumentată și ar oferi o imagine clară a expunerii.

4.4.3. Estimarea Aportului zilnic de metil mercur (impactul asupra populației)

EFSA (2015) constata că expunerea populației UE variază foarte mult, consumul a minim 8,8 g/zi de PCM printre adulți ar fi de 0,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,1), pentru 194,3 g/zi de PCM nivelul expunerii ar fi echivalent cu 0,44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 4,4). Pentru un consum cuprins în intervalul 25,9 - 54,7 g/zi de PCM în rândul adulților, $AZE_{[\text{MeHg}]}$ ar fi de 0,034 - 0,075 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi respectiv (HI - 0,34;0,75). Totodată se menționează că nivelul expunerii la MeHg poate varia de la 0,0075 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,075) pentru persoanele cu vârsta peste 65 ani la 0,72 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi la adolescenți (HI - 7,2) [90, p. 208-213].

În lucrarea sa Bahnarel et.al. specifica că copiii încadrați în școli și licee atesta un consum mediu de 10,7 g/zi pentru două mese pe zi [9]. Deci în astfel de circumstanțe $AZE_{[\text{MeHg}]}$ estimat ar varia de la 0,004 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,04) la 0,088 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi (HI - 0,88), deci nu există un potențial risc de expunere.

Dacă am compara indicele de risc (HI - 1,01) urmare a expunerii la MeHg pentru copii de 3 - 7 ani care au consumat 22,5 g/zi de PCM cu HI - 0,53 caracteristic grupului 7 -18 ani ce consumă 22 g/zi observăm că copiii de 3 -7 ani prezintă un risc de 1,9 ori mai mare și de 2,35 ori mai mare comparativ cu HI de 0,43 pentru PG dacă aceștia din urmă ar consuma 24,2 g/zi de PCM. Deci cu cât scade vârsta subiectului expus la MeHg cu atât crește riscul expunerii.

Conform celor menționate în Ordinul nr. 638 din 2016, copiii din școlile internat cu vârsta de 7 - 18 ani sunt asigurați în proporție de 60% în raport cu CZn de 110 g/zi, însemnând un consum de 66 g/zi. Deci, consumul a 66 g/zi cu concentrații medii ale MeHg în PCM consumate ar duce la o expunere de 0,158 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi ceea ce ar însemna că HI este 1,58 și prin urmare este peste nivelul admisibil. Principiu aplicabil și pentru copiii din grădinițe și creșe.

Conform Hotărârii Parlamentului nr.88 din 21.03.2017 în anul 2016 copiii din grădinițele cu regim de activitate de 9,5 – 10 ore în aspect teritorial sunt alimentați în proporții diferite comparativ cu CZn recomandate prin Ordinul nr. 638 din 2016 după cum urmează: Soroca - 18%, Florești-35%, Hancești-37%, Fălești și Șoldănești-50%, Briceni-51%, Glodeni-52%, Ialoveni - 57%, Bălți-55%, Dondușeni-62%. Deci și nivelul expunerii va varia semnificativ [149, 150, 171].

EFSA (2012), relatează, că în dependență de consum nivelurile expunerii la MeHg pentru copii cu vârsta între 3 și 10 ani (8468 respondenți) este diferit. Pentru un consum de 14,6 g/zi

expunerea la MeHg va fi de 0,14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.săpt., crescând proporțional consumului de PCM ca deja la un consum de 58,8 g/zi, $AZE_{[\text{MeHg}]}$ sa fie echivalentă cu 1,49 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.săpt., nivel maxim tolerabil fiind considerat 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.săpt. Pentru un consum de 62,5 g/zi valoarea $AZE_{[\text{MeHg}]}$ este 1,60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.săpt., și 4,96 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.săpt., când se consumă 154,7g/zi de PCM [90].

Analizând per ansamblu nivelul expunerii în rândul copiilor comparativ cu estimările efectuate pentru PG observăm că o dată cu descreșterea vârstei crește și potențialul risc de expunere la MeHg. Reieșind din rapoartele EFSA (2012) și OMS (2008) aceasta se datorează faptului că consumul de PCM este mai mare pentru copii în raport cu masa corpului. Consumul estimat în grame per kilogram masă corporală crește o dată cu descreșterea masei corporale, ceea ce și explică de ce copiii sunt în grupa de risc. De altfel EFSA și OMS recomandă de a evalua riscul expunerii la MeHg prioritar în rândul copiilor și mamelor acestora ca grupe de risc [90, 237].

Becker et al. au calculat expunerea la MeHg pentru copiii cu o masă medie corporală de 30 kg la un consum de 360 g/săpt., (51,4g/zi), prin combinarea mai multor specii de pește cu diferite concentrații ale MeHg. La consumul a 240 g/săpt. de pește slab (batog, eglefin, polac etc.) și 120 g/săpt. de pește gras (somon, păstrăv, macrou etc.) cu concentrația MeHg de 0,05 mg/kg expunerea va constitui 40% din valoarea săptămânală admisă de 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. săpt. Dacă se consumă 240 g/săpt. de pește slab (MeHg = 0,05 mg/kg) și 120 g/săpt. de pește gras (MeHg = 0,4 mg/kg) expunerea va depăși cu 30% valoarea săptămânală admisă. Consumul a 120 g/săpt. de pește slab (MeHg = 0,5 mg/kg) și 120 g/săpt. de pește gras (MeHg = 0,05 mg/kg) nivelul expunerii va cu 44% peste 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. săpt. Dacă s-ar consuma 120 g/săpt. de pește slab și 120 g/săpt. pește gras (MeHg = 0,05 mg/kg) și 120 g/săpt. de pește slab (MeHg = 0,5 mg/kg) expunerea depășește cu 56%. Consumul a 240g/săpt. de pește slab (MeHg = 0,5 mg/kg) și 120 g/săpt. de pește gras (MeHg = 0,05 mg/kg), nivelul de expunere va depăși valoarea săptămânală admisă cu 174%. Studiul arată că aportul de MeHg depinde atât de specia consumată cât și concentrația MeHg [12].

În studiul efectuat de Comitetul științific Norvegian pentru siguranța alimentelor s-a calculat că pentru copii cu vârsta de 2 ani, 84% din expunerea totală la MeHg este influențată de consumul peștilor slabi. Limita de 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. săpt. poate fi atinsă dacă aceștia ar consuma batog echivalent cu 225 g/săpt. (32 g/zi), totodată consumul a 90 g/săpt. (12,8 g/zi) de somon și 135 g/săpt. (19,2 g/zi) de batog reduce nivelul expunerii la 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. săpt. Expunerea poate fi micșorată la 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. săpt. dacă ar consuma 225 g/săpt. (32 g/zi) de somon [168].

Viera et al. estimează că la o concentrație a MeHg de 0,84 mg/kg, în cazul nostru specia de rechin și pește spadă conține 0,823 mg/kg de MeHg, chiar și consumul a 50 g/săpt. sau 7,15 g/zi de pește va duce la depășirea nivelului RfD de 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. zi pentru maturi [221].

Deci se subînțelege că o atenție sporită ar fi necesar de acordat în primul rând estimării exacte a nivelului expunerii pentru copiii prin inițierea unor studii complexe și ample care să

analizeze în detaliu această problemă științifică. Se subînțelege o necesitate pentru autoritățile centrale a se axa pe controlul calității PCM sub aspectul expunerii la MeHg cu cunoașterea nivelului de consum de către diferite grupuri de populație și gradul contaminării cu Hg.

O altă apreciere ar fi, bazându-ne pe estimările $AZE_{[MeHg]}$ caracteristice diferitor grupe de populație, că distribuția riscului expunerii la MeHg în rândul PG diferă: (i) după mediu și regiuni; (ii) după numărul de copii în gospodărie; (iii) după mărimea gospodăriei; (iv) după statutul socioeconomic; (v) după venit. $AZE_{[MeHg]}$ va depinde de variația consumului de PCM în grupurile populaționale și a concentrației MeHg în PCM, deoarece conform estimărilor consumului efectuate în baza rapoartelor BNS există o diferență în consumul de PCM or anume consumul a influențat substanțial $AZE_{[MeHg]}$. Deci elaborarea, implementarea și efectuarea unor studii mai aprofundate privind tiparul consumului de PCM în populație cu colectarea parametrilor (vârsta, masa corporală, sexul) ar fortifica baza științifică pe segmentul respectiv astfel încât să fie posibilă estimarea mult mai exactă a expunerii.

Noile abordări aplicate în evaluarea expunerii la MeHg expuse de EFSA (2012) constată că expunerea medie prin consumul de PCM pentru diferite grupuri de vârstă nu depășește AZE pentru MeHg, cu excepția copiilor mici. Expunerea calculată în baza valorilor percentilei 95 a consumului este aproape sau puțin depășește RfD, pentru toate grupele de vârstă [90]. Pe de altă parte conform mai multor studii (77, 87, 232, 237) această metodă este aplicabilă pentru estimarea nivelului expunerii pentru consumatorii fideli deci nu și pentru estimările per capita sau per consumator. Totodată ținem să menționăm două aspecte: (i) existența unui nivel de expunere pentru consumatorii fideli peste doza de referință RfD de 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg m.c.}\cdot\text{zi}$; (ii) al doilea aspect este că la moment nu sunt date la nivel național și nici nu s-au putut identifica metodologii de identificare a consumatorilor fideli prin utilizarea datelor disponibile.

Dacă analizăm prin prisma recomandărilor prevăzute în Ordinul nr. 638 din 2016 că copiilor din internat (7 – 18 ani) se recomandă o cantitate zilnică de 110 g/zi de PCM atunci ținem să menționăm că aceștia ar trebui aprovizionați doar cu clupeide (hering și sardine) deoarece doar acest grup de specii întrunește condițiile de siguranță în raport cu concentrația medie de MeHg și care chiar în cazul consumului a 110 g/zi nu va duce la expuneri peste RfD. Dar dacă afirmațiile prezentate în același ordin precum că consumul real de pește este de 60 g/zi pentru copii din internat sunt realmente reale atunci copii ar putea avea ca alternativă și alte specii de pești, cum ar fi: somonul – 106,9 g/zi, păstrăvul - 76,5 g/zi, polac - 63,3 g/zi, hamsii - 60,7 g/zi și eglefinul-67,4 g/zi. O dată cu creșterea concentrației MeHg trebuie micșorată cantitatea de pește care ar trebui consumată de copii.

BNS (2018) relatează că la 1 ianuarie 2019, numărul copiilor în RM era de 669600 cu vârsta cuprinsă între 0 și 18 ani. În țară au funcționat 1484 instituții de educație preșcolară timpurie (835

fiind cu statut de creșă-grădiniță, 541- grădinițe, 83 școli-grădinițe, 23 de centre comunitare și 2 creșe), iar numărul copiilor înscriși constituind 149500. Rata de cuprindere în învățământul preșcolar fiind de 87,7% cu următoarea distribuție pe vârste: copiii cu vârsta de 4 ani – 23,0%, 5 ani – 22,6%, 6 ani – 21,3%, 3 ani – 21,0%, 0 - 2 ani fiind 10,9%, celor >7 ani – 1,2%. În perioada 2018/19 rata de încadrare a copiilor în instituțiile de învățământ primar și secundar general (7-18 ani) era de 73,6% din numărul total pe țară repartizați în 1246 instituții [37]. Aceste date sunt relevante deoarece anume nivelul expunerii a fost estimat pentru grupurile de copii încadrați în aceste instituții.

În situația în care estimările expunerii au fost calculate drept intervale ale expunerii contrar estimărilor exacte considerăm oportun aplicarea unor indicatori suplimentari în calitate de suport pentru autorități în scopul elaborării unor recomandări privind consumul de PCM. Cu atât mai mult, acești indicatori vor permite aprecierea nivelului maxim recomandabil al MeHg în PCM pentru ca copii la un anumit consum să nu fie expuși peste RfD.

4.4.4. Recomandări privind consumul de pește prin prisma expunerii la metil mercur

Hg_{PCM}^{Sv} crește o dată cu scădere vârstei copiilor. Matematic vorbind, RfD fiind o constantă, valoarea Hg_{PCM}^{Sv} se va diferenția în măsura în care consumul raportat la masa corporală se va modifica. Cu alte cuvinte $Hg_{PCM}^{Sv} - 0,056$ mg/kg este mai mare pentru norma recomandată de 20 g/zi pentru copii din creșă comparativ cu cei din grădiniță $Hg_{PCM}^{Sv} - 0,051$ mg/kg pentru un consum de 45 g/zi și față de copii din internat cărora li se recomandă 110 g/zi de pește cu valoarea $Hg_{PCM}^{Sv} - 0,039$ mg/kg, demonstrează că consumul recomandat pentru cei din grădiniță și internat raportat la masa corporală este mult mai mare și deviat.

FDA-USA (2019) prin aplicarea indicatorilor Hg_{PCM}^{Sv} și R_tC_a au clasificat 63 specii PCM utilizând valorile medii ale concentrațiilor Hg atunci când se consumă de femeile gravide 0, 1, 2 sau 3 p/s, o porție fiind considerată 113 g, astfel încât să nu se depășească RfD. Deci, la consumul a 3 p/s sau 339 g/săpt. de pește, Hg_{PCM}^{Sv} nu trebuie să depășească 0,15 mg/kg. Astfel, 36 specii din cele 63 a căror concentrație medie nu depășea 0,15 mg/kg au fost clasificate drept cea mai bună alegere. Pentru altele 25 specii, cu o concentrație medie cuprinsă între 0,15 mg/kg și 0,46 mg/kg se recomandă a consuma 1 sau 2 p/s, echivalent a 113 g sau 226 g/săpt. Altele 7 specii au fost clasificate drept specii care trebuie evitate pe parcursul gravidității deoarece concentrația medie a MeHg este mai mare de 0,46 mg/kg ceea ce ar duce chiar și în cazul consumului a doar 113 g/săpt. la expuneri mai mari de RfD [73].

Ministerul Sănătății din România recomandă ca necesarul zilnic de pește pentru alcătuirea dietei la copii și adolescenți să fie: (i) 4-6 ani de 15 g/zi; (ii) 7-10 ani de 25 g/zi; (iii) băieți 11-19

ani de 35 g/zi, fete 11-19 ani de 30 g/zi. Pe de altă parte se recomandă ca numărul maxim de mese pe zi de pește pentru copii cu vârsta de 2-6 ani să fie de una porție, 7-10 ani de 2 porții, 11-13 ani 2 sau 3 porții, unde o porție se prezumă a fi 90 g [151].

Ministerul Agriculturii, Alimentației, Pescuitului, Afacerilor Rurale și Planificării Regionale, Franța recomandă ca frecvența consumului de pește în cadrul instituțiilor școlare, preșcolare să fie de 4 mese din 20 mese continui. Iar porțiile recomandate sunt de 50 g pentru copii de 2-6 ani, 70 g pentru vârsta 6-11 ani și 100-120 g pentru cei cu vârsta 11-18 ani [147].

Estimarea Hg_{PCM}^{Sv} și R_tCa , prin formula recomandată de EPA, ne ghidează spre concluzia că la elaborarea CZn pentru PCM nu s-au luat în considerare prezența Hg în aceste specii cât și probabilitatea expunerii copiilor de diferite categorii de vârstă la MeHg [149, 150]. Astfel, dacă dorim să menținem aceste recomandări (110 g/zi) ale consumului pentru copii din internate atunci autoritățile trebuie să monitorizeze ca concentrațiile MeHg în speciile cu care se aprovizionează internatele să nu depășească 0,039 mg/kg în caz contrar copiii riscă să fie expuși la MeHg peste RfD, la fel și pentru celelalte grupe de copii.

Mozaffarian et al. remarcau că pentru fiecare 0,1 g/zi de DHA+EPA ingerat riscul deceselor prin bolile cardiovasculare în rândul populației scade cu 14,6% (ÎÎ 95%: 8-21%) până la nivelul de 0,25 g/zi unde riscul deceselor prin bolile cardiovasculare scade cu 36% (ÎÎ 95%: 20-50%), consumul a mai mult de 0,25 g/zi de DHA+EPA însă nu a demonstrat și o scădere a riscului apariției bolilor cardiovasculare. Astfel consumul a 1-2 porții de pește bogate în DHA+EPA pe săptămână reduce riscul decesului prin boli cardiovasculare cu 36% (ÎÎ 95%: 20-50%) și rata mortalității generale cu 17% (ÎÎ 95%: 0-32%). Au considerat de altfel că aportul a 0,25 g/zi de DHA+EPA este suficient în aspect al prevenției deceselor prin bolile cardiovasculare [153].

EFSA (2014) luând în considerație mai multe studii cât și cel efectuat de Mozaffarian (2006), au constatat că cantitatea de DHA+EPA necesară pentru obținerea unei reduceri a ratei mortalității de boli cardiovasculare de 36-37% și dincolo de care nu se poate aștepta niciun alt beneficiu suplimentar, variază semnificativ de la 0,25 g/zi la 0,566 g/zi. Efectele benefice ale consumului de PCM sunt observabile la un consum de la 1-2 p/s până la 3-4 p/s. Afirmând de altfel că nu există o recomandare exactă a aportului de DHA+EPA, pentru diferite categorii de vârstă, totuși se propune ca o normă minimă – 0,25 g/zi de omega-3 să fie luată în considerare pentru persoanele cu vârsta peste 3ani și de 0,125 g/zi pentru copii cu vârsta de 1-3ani [89].

Un aspect important de remarcat în acest sens ar fi că la nivel național o pondere importantă din consumul total de 19,82 g/zi o dețin clupeide cu 32,83%, crap - 21,05%, pești nespecificați - 15,70%, macrou - 8,17%, merluciu - 5,60%, putasu - 4,84%, somon - 4,19% și batog cu 3,78%. Totodată, conform paginii web a Agenției Achiziții Publice din cadrul Ministerului Finanțelor al RM unitățile de învățământ preșcolar și școlar sunt aprovizionate cu pește de tip merluciu, cod, putasu.

Specificăm că s-au căutat documentația atribuită mai multor contracte de achiziții publice, aproximativ 50 instituții pentru a 2-a jumătate a anului 2018 și prima jumătate a anului 2019.

Analiza paragrafului anterior prin prisma datelor din tabelul A1.6 relevă 2 aspecte importante. Primul aspect ar fi că copii din creșe (1-3 ani) cărora li se recomandă a consuma 20 g/zi de pește, nu pot să consume, în aspect al expunerii la MeHg, batog - mai mult de 14,4 g/zi (1,9 p/s), putasu - 8,9 g/zi (1,2 p/s) și merluciu - 5,8 g/zi sau 0,8 p/s. Copiilor din grădinițe (3-7 ani) se recomandă 45 g/zi însă acestora nu li se recomandă a consuma, batog - mai mult de 28,0 g/zi (2,8 p/s), putasu - 17,2 g/zi (1,7 p/s) și merluciu - 11,3 g/zi sau 1,1 p/s. Pentru cei din internate (7-18 ani) norma recomandată este de 110 g/zi însă aceștia nu pot consuma batog - mai mult de 52,6 g/zi (3,7 p/s), putasu - 32,4 g/zi (2,3 p/s) și merluciu - 21,3 g/zi (1,5 p/s).

Al doilea aspect este că aceste 3 specii batog, putasu și merluciu consumate în cantități echivalente CZn nu vor aduce un aport suficient de DHA+EPA. Deci pentru copii din creșe (1-3 ani) pentru a suplini aportul de 0,125 g/zi de DHA+EPA ar trebui să consume batog în cantități de 59,5 g/zi, putasu 104,2 g/zi și merluciu 82,8 g/zi ceea ce evident este peste norma recomandată de 20 g/zi. Copii din grădinițe (3-7 ani) și internat (7-18 ani) pentru a-și suplini necesitățile fiziologice de DHA+EPA ar trebui să consume batog în cantități de 119,0 g/zi, putasu - 208,3 g/zi sau merluciu - 165,6 g/zi. Deci prin prisma asigurării unui aport suficient de DHA+EPA și riscului expunerii la MeHg aceste 3 specii nu sunt cea mai bună alegere.

Într-un studiu ce a implicat 1674 copii cu vârsta de 2 ani, s-a estimat că la un consum de pește de 16,0 g/zi aportul de DHA+EPA este 0,204 g/zi, 14,0 g/zi aportul de DHA+EPA este 0,089 g/zi iar pentru 36,0 g/zi va fi 0,69 g/zi. Peștele slab (< 5% grăsimi: batog, putasu) a contribuit cu 14% la aportul total de DHA+EPA din 0,204 g/zi, peștele gras (> 5% grăsimi: somon, macrou) a contribuit cu 81%, iar icrele de cod și ficatul au contribuit cu 5%. Pentru un consum de 16 g/zi cu o pondere a somonului de 8 g/zi și 8 g/zi de batog aportul DHA+EPA a fost 0,127 g/zi. La un consum de 16 g/zi de somon sau cod aportul DHA+EPA ar fi de 0,21 g/zi și 0,044 g/zi respectiv. Consumul a 32,2 g/zi dintre care 12,9 g/zi (40%) fiind somon și 19,3 g/zi (60%) de batog aportul DHA+EPA va fi de 0,221 g/zi. Dacă însă se va consuma doar batog sau somon într-o cantitate de 32,2 g/zi atunci aportul de DHA+EPA va fi de 0,088 g/zi și 0,421 g/zi respectiv [89,168].

Totuși, EFSA (2014) menționa în baza datelor caracteristice Belgiei, că dacă copiii cu vârsta cuprinsă între 3 și 10 ani cu o masă medie corporală de 17,88 kg, ar consuma 89,8 g/săpt., de pește aceștia se vor expune la o cantitate de MeHg egală cu 0,6 μg/kg m.c. săpt., sau 50% din 1,3 μg/kg m.c. săpt. și vor avea un aport de 91,3 mg de DHA+EPA. Astfel, pentru ca copii să fie expuși la o doză echivalentă cu PTWI aceștia ar trebui să consume 197,6 g pește/săpt., ori 28,2 g/zi. Din perspectiva aportului necesar de DHA+EPA copiii ar trebui să consume 242,5 g/săpt., or

34,6 g/zi, ceea ce ar rezulta în depășirea PTWI. De altfel experții au constatat că este dificil de asigurat un raport pozitiv și echilibrat dintre aportul DHA+EPA și riscul expunerii la MeHg [89].

Pentru a nu expune copiii cu vârsta între 3 - 7 ani la un nivel de expunere la MeHg mai mare ca RfD, FDA în 2019 recomanda între 10,5 și 17,7 g/zi, în cazul în care concentrația MeHg nu depășește 0,15 mg/kg (Hg_{PCM}^{SV}) și de 16,08 g/zi pentru copiii de 6 ani [73]. Comparativ cu CZn prevăzute în Ordinul nr. 638 din 2016 de 45 g/zi și 27 g/zi acestea sunt mult mai mici.

Deși PCM sunt o sursă bogată de DHA+EPA, care aduc beneficii multiple pentru sănătate [60, 61, 65, 100], însă acestea conțin MeHg [102, 133, 235] se creează o paradigmă privind recomandările consumului de pește. Pe de o parte se încurajează în permanență consumul de pește în rândul populației generale și mamelor în perioada gravidității din cauza beneficiilor nutriționale pe de altă parte avem impactul negativ al expunerii la MeHg urmare a consumului de pește [8].

În opinia autorului, o dată cu aprobarea Ordinului 638 din 2016 și normarea cantităților de pește (în aspect cantitativ) pentru copii din instituțiile preșcolare și școlare acestea au devenit imperative și au impus conducătorii creșelor, grădinițelor, gimnaziilor și licee să procure cantități care să acopere aceste norme [155]. Deci, la modul indirect, aceștia fiind în situația achiziționării speciilor mai ieftine, respectiv s-a recurs la procurarea celor trei specii, batogul, merluciu și putasu. Or, conform EFSA (2014), FDA (2019) recomandările atribuite consumului de pește trebuie să includă două aspecte, primul cantitativ prin care se indică cantitățile (g/zi) al doilea aspect este calitativ, în care se recomandă "speciile" care trebuie consumate [73, 89].

Recomandările naționale din 2016, la capitolul asigurării nutriționale specifică ca sursa principală de DHA+EPA sunt PCM însă nu specifică care specii ar trebui consumate în ce cantități în relație cu prezența substanțelor toxice (MeHg). Spre exemplu, formatul recomandărilor sunt de felul următor " *În calitate de pește se folosește fileul de pești în sortimentul admis pentru folosire în instituțiile de învățământ general. Se recomandă de folosit pește bogat în acizi grași omega-3*". Prin urmare aceste recomandări noi, specificate în mai multe lucrări și acte normative internaționale (68, 73, 76, 90, 100, 125, 132, 143, 147, 151, 153, 162, 163, 164, 166, 198) vor contrabalansa recomandările actuale existente la nivel național în aspect de risc/beneficiu. Presupunem că revizuirea Ordinului 638 din 2016 prin includerea unor recomandări calitative privind consumul de PCM prin aprovizionarea instituțiilor școlare, preșcolare cu specii cum ar fi somonul, clupeide sau macrou în combinație cu putasu, merluciu și batog ar permite suplinirea aportului de DHA+EPA, pe o parte, pe de altă parte ar permite micșorarea CZn. Includerea acestor specii ar asigura un aport suficient de DHA+EPA la cantități semnificativ mai mici consumate. Iar, o dată cu micșorarea cantităților necesare a fi procurate, resursele financiare salvate ar putea fi redirecționate spre achiziția speciilor cum ar fi somon, clupeide, macrou. Deci combinarea speciilor ar fi o soluție benefică.

5. MODELAREA TOXICO-CINETICĂ A CONCENTRAȚIEI HG ÎN SÂNGE ȘI PĂR (BIOMONITORIZARE)

5.1. Introducere

Datele biomonitorizării din sânge și păr indică faptul că expunerea la MeHg este în general sub limita admisibilă în comunitatea europeană, cu unele excepții specifice consumatorilor fideli de PCM. Deoarece Hg este persistent în mediul înconjurător, programele de biomonitorizare, sunt instrumente importante în evaluarea expunerii reale a populației și în identificarea tendințelor și modelelor legate de expunere. Nivelurile de Hg în sânge și păr respectă același model general de distribuție a $AZE_{[MeHg]}$ [52, 88, 90, 167]. Utilitatea acestor programe se extinde și în elaborarea recomandărilor relevante privind consumul de PCM pentru populația potențial expusă la MeHg. Aceste informații sunt esențiale și pentru evaluarea eficacității politicilor implementate de autorități [52, 160, 161, 167, 223].

Consumul de pește (aportul alimentar) și statutul social au fost identificați ca factori determinanți, importanți și independenți ale nivelelor de Hg, atât la mame, cât și la copiii lor, cu un coeficient de corelație puternic ”mamă – copil” ($r = 0,72$) a concentrației MeHg din părul copilului cu cantitatea de pește consumată și cu conținutul de Hg în părul mamelor. MeHg ingerat prin consumul de alimente este aproape complet absorbit în sânge, în proporție de 90% - 95% și distribuit tuturor țesuturilor, preponderent în creier, de asemenea, trece foarte ușor prin placentă la făt și la creierul acestuia [131, 178, 241].

Din anumite constrângeri de resurse financiare nu s-a putut efectua măsurători directe a concentrației mercurului în materiale biologice am recurs la un calcul toxico-cinetic (de modelare) a concentrației în sânge și păr utilizând valorile $AZE_{[MeHg]}$. Datele obținute poartă un caracter teoretic predictibil întrucât sunt rezultate modelate. Pentru a confirma sau infirma aceste date ar fi util inițierea unor cercetări științifice suplimentare. Totuși, reieșind din specificul problemei, considerăm oportună această abordare drept una conceptuală, de pronostic și cost - eficientă.

În studiul efectuat de OMS în 2008 s-a estimat că un aport al MeHg de 0,02 $\mu\text{g}/\text{kg}$ corespunde cu nivelurile MeHg în țesutul sanguin de 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ și nivelul MeHg în păr de 0,2 mg/kg . S-a estimat de astfel că, concentrația MeHg în păr este proporțională cu concentrația Hg în sânge în momentul formării firului de păr [237].

Spre deosebire de concentrația MeHg în sânge, concentrația acestuia în păr integrează expunerea pe perioade mai lungi de timp pe baza următoarelor ipoteze: (i) concentrația de Hg din sânge este direct proporțională cu Hg găsită în părul nou format; și (ii) firele de păr au o rată similară de creștere și o variabilitate limitată inter-individuală. Aceste ipoteze permit asumarea conceptului că părul matern poate fi utilizat ca indicator al expunerii fetale, deoarece concentrația de Hg în păr este direct legată de aportul de MeHg prin compartimentul cinetic intermediar al

sângelui, precum și o corelare directă clară între porțiunea părului analizat (partea proximală indică o expunere mai curentă în comparație cu cea distală) și timpul de expunere [135, 178, 232].

MeHg poate provoca efecte neurologice, inclusiv reducerea coeficientului de inteligență (IQ) în rândul copiilor [140, 173]. Există de asemenea o serie de dovezi care indică un risc crescut pentru bolile cardiovasculare, în special infarctul miocardic urmare a expunerii la Hg. În situația unor expuneri severe a mamei în perioada gravidității există riscul pentru afectarea sistemului reproductiv, sistemului imunitar și moarte prematură a fătului [125, 131, 248]. Există mai multe studii (61, 62, 67, 161, 223) care au studiat dezvoltarea cognitivă postnatală a copiilor care au fost expuși în perioada prenatală la un nivel relativ ridicat de MeHg. Rezultatele acestor studii au fost supuse unor meta-analize cantitative de Cohen și Axelrad [7, 8, 60] stabilindu-se o relație cantitativă între $AZE_{[MeHg]}$ al mamei prin consumul de PCM în timpul sarcinii și dezvoltarea neurologică a copiilor, măsurat prin scorul IQ la copii în perioada postnatală.

Studiile (8, 60, 61, 125) au constatat că expunerea prenatală la o cantitate de MeHg suficientă pentru creșterea concentrației de mercur în părul matern în perioada gravidității cu 1 mg/kg va duce la scăderea IQ-ului în mediu cu 0,7 puncte.

5.2. Metode - aplicarea modelului toxico cinetic.

Acest model de transpunere din $AZE_{[MeHg]}$ în concentrații ale MeHg în sânge este foarte complex abordat și în alte studii cu referire la omul "adult" mediu cu o greutate corporală de 70 kg [81, 232].

Pentru a calcula concentrația prognozată a Hg în sânge și păr sa utilizat un model toxico cinetic. Sherlock et al. a testat valabilitatea modelului toxico cinetic prin măsurarea concentrațiilor de Hg din sânge pe parcursul unei perioade de 100 de zile la 20 de voluntari care au consumat PCM cu conținut de MeHg. A fost găsit o corelație puternică între valorile modelate și cele observate (figura 36) [192].

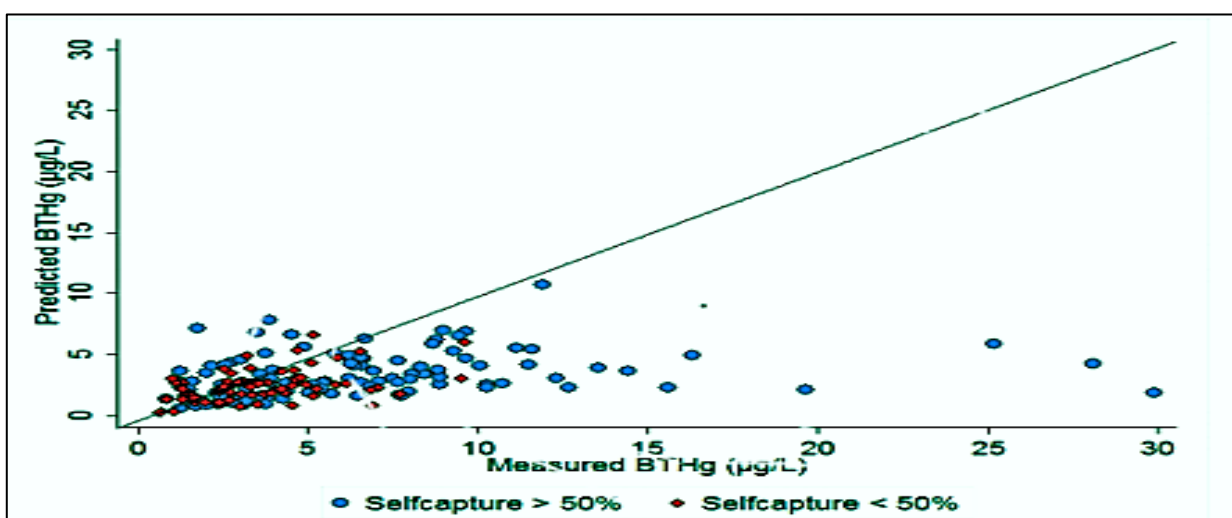


Figura 36. Corelația concentrațiilor de MeHg în sânge modelate și real măsurate [126, 127]

Trebuie subliniat că acest model de transpunere din $AZE_{[MeHg]}$ în concentrații ale MeHg în sânge este o metodă și modalitate de estimare preliminară ce poate fi reprezentată prin modelare, utilizând $AZE_{[MeHg]}$. Astfel concentrația mercurului total în sânge poate fi descrisă prin ecuația:

$$S_{HgT} = \frac{0,95 * 0,059 * AZE_{[MeHg]} * m.c.}{0,014 \text{ zile}^{-1} * V_s}; \text{ unde: [81, 139, 232]} \quad (9)$$

- S_{HgT} = concentrația mercurului total în sânge ($\mu\text{g/l}$)
- 0,95 = fracția de Hg total adsorbită din $AZE_{[MeHg]}$
- 0,059 = fracția de Hg total adsorbită de țesutul sanguin
- $AZE_{[MeHg]}$ = Aportul Zilnic Estimativ ($\mu\text{g/kg m.c. -zi}$)
- V_s = volumul sanguin (litri)
- $0,014 \text{ zile}^{-1}$ = constanta de eliminare din sânge
- m.c. = masa medie corporală

Formula (8) utilizează doar valori constante, cu excepția $AZE_{[MeHg]}$ și V_s – volumul sangvin. Volumul sangvin a fost calculat utilizând formula (10).

$$V_s = K_s * m.c., \text{ unde: [49]} \quad (10)$$

- V_s = volumul sanguin (litri)
- K_s = coeficient de calcul, pentru grupa 1-6 ani (75 ml/kg), 7-18 ani (70 ml/kg), populația generală (65 ml/kg)
- m.c. = masa medie corporală.

Concentrația mercurului în păr (P_{HgT}) poate fi determinată reieșind din calculul concentrației acestuia în sânge aplicând formula (11):

$$P_{HgT} = \frac{S_{HgT} * 250}{1000}, \text{ unde [139]:} \quad (11)$$

- P_{HgT} = concentrația mercurului în păr (mg/kg)
- S_{HgT} = concentrația mercurului în sânge ($\mu\text{g/l}$), din formula (9)
- 250 = factor de conversie (păr/sânge)
- 1000 = factor de ajustare a unităților de măsură.

5.3. Rezultate obținute prin aplicarea modelului toxico-cinetic

Concentrațiile modelate ale MeHg în sânge variază de la 0,2 $\mu\text{g/l}$ la 11,04 $\mu\text{g/l}$ (tabelul 20). Valoarea medie conform datelor estimate a concentrației MeHg în sânge este de 2,09 $\mu\text{g/l}$, mediana 0,99 $\mu\text{g/l}$. Mai multe studii (20, 219, 220, 232, 237) au menționat că nivelul Hg în sânge ce corespunde unui nivel de expunere echivalent cu RfD - 0,1 $\mu\text{g/kg m.c. - zi}$ este de 5,8 $\mu\text{g/l}$. Cu alte cuvinte, concentrația Hg în sânge pentru RM per capita ar depăși valorile critice (de siguranță) dacă aceasta consumă în mediu 24,2 g/zi de PCM (percentila 80) cu condiția că concentrația MeHg în speciile consumate este minim egală sau mai mare decât percentila 80 sau dacă se consumă minim 17,3 g/zi de PCM însă concentrația MeHg va fi nu mai mica decât valoarea percentilei 95.

Tabelul 20. Concentrația modelată a MeHg în sânge ($\mu\text{g/l}$)/păr(mg/kg)

AZE		Percentilele consumului										
[MeHg]		10	20	30	40	50	60	\bar{x}	70	80	90	95
Percentilele atribuite concentrației	10	0,2 /0,05	0,23 /0,06	0,25 /0,06	0,27 /0,07	0,29 /0,07	0,31 /0,08	0,33 /0,08	0,35 /0,09	0,41 /0,1	0,5 /0,12	0,54 /0,13
	20	0,32 /0,08	0,35 /0,09	0,37 /0,09	0,4 /0,1	0,44 /0,11	0,47 /0,12	0,49 /0,12	0,52 /0,13	0,61 /0,15	0,74 /0,18	0,8 /0,2
	30	0,42 /0,11	0,47 /0,12	0,5 /0,12	0,54 /0,13	0,58 /0,15	0,62 /0,15	0,65 /0,16	0,69 /0,17	0,81 /0,2	0,97 /0,24	1,05 /0,26
	40	0,55 /0,14	0,6 /0,15	0,64 /0,16	0,69 /0,17	0,75 /0,19	0,79 /0,2	0,83 /0,2	0,88 /0,22	1,05 /0,26	1,25 /0,31	1,35 /0,34
	50	0,72 /0,18	0,8 /0,2	0,85 /0,2	0,92 /0,23	0,99 /0,25	1,04 /0,26	1,09 /0,27	1,16 /0,29	1,38 /0,35	1,65 /0,41	1,77 /0,44
	60	0,97 /0,24	1,08 /0,27	1,15 /0,3	1,25 /0,31	1,34 /0,33	1,4 /0,35	1,48 /0,37	1,57 /0,39	1,87 /0,47	2,22 /0,56	2,39 /0,6
	70	1,36 /0,34	1,51 /0,38	1,61 /0,4	1,74 /0,43	1,85 /0,46	1,95 /0,49	2,05 /0,51	2,18 /0,54	2,59 /0,65	3,07 /0,77	3,29 /0,82
	\bar{x}	1,39 /0,35	1,54 /0,39	1,65 /0,41	1,79 /0,45	1,9 /0,47	2 /0,5	2,09 /0,52	2,22 /0,56	2,65 /0,66	3,12 /0,78	3,33 /0,83
	80	1,92 /0,48	2,14 /0,54	2,3 /0,57	2,48 /0,62	2,64 /0,66	2,77 /0,69	2,92 /0,73	3,09 /0,77	3,69 /0,92	4,38 /1,09	4,67 /1,17
	90	3,12 /0,78	3,47 /0,87	3,74 /0,93	4,04 /1,01†	4,26 /1,07†	4,48 /1,12†	4,7 /1,18†	4,98 /1,24†	5,94* /1,49†	7,02* /1,75†	7,47* /1,87†
	95	4,64 /1,16†	5,19 /1,3†	5,6 /1,4†	6,05* /1,51†	6,37* /1,59†	6,69* /1,67†	7,0* /1,75†	7,42* /1,85†	8,83* /2,21†	10,4* /2,6†	11,0* /2,76†

Notă: * valorile concentrației mercurului în sânge peste $5,8\mu\text{g/l}$ echivalent unei expuneri egale cu RfD; † - valorile concentrației MeHg în păr peste $1,0\text{ mg/kg}$ echivalent unei expuneri egale cu RfD;

Concentrația MeHg în păr variază de la minim estimat de $0,05\text{ mg/kg}$ la maxim $2,76\text{ mg/kg}$, media concentrației MeHg în păr s-a estimat a fi de $0,52\text{ mg/kg}$, mediana $0,25\text{ mg/kg}$. Aceste date obținute prin modelare le-am comparat cu datele din figura 37, care reprezintă date reale efectuate de Zubcova E. (2012) [255]. Zubcova E. (2012) a colectat 15 probe de păr de la populația ce locuiește în apropierea Centralei Electrice de la Cuciurgan, care conform ultimilor estimări din 2017 [207] aceasta elimină anual $9,4\text{ kg/Hg}$ pe an în aer și $3,1\text{ kg/Hg}$ pe an în sectorul de tratare a deșeurilor specifice.

Observăm că concentrația medie a MeHg în păr este de $0,221\text{ mg/kg}$ mai mică comparativ cu estimările noastre unde concentrația medie este de $0,52\text{ mg/kg}$. Mediana concentrației MeHg în păr de $0,25\text{ mg/kg}$ nu diferă semnificativ comparativ cu datele Zubcova E. (2012) de $0,18\text{ mg/kg}$. Cele 15 probe (minim - $0,09\text{ mg/kg}$: max - $0,69\text{ mg/kg}$) colectate de Zubcova E. (2012) se încadrează în intervalul valorilor calculate în prezentul studiu cu minima de $0,05\text{ mg/kg}$ și max -

2,76 mg/kg. Specificăm însă că această comparație este orientativă și are limitări din considerente statistice.

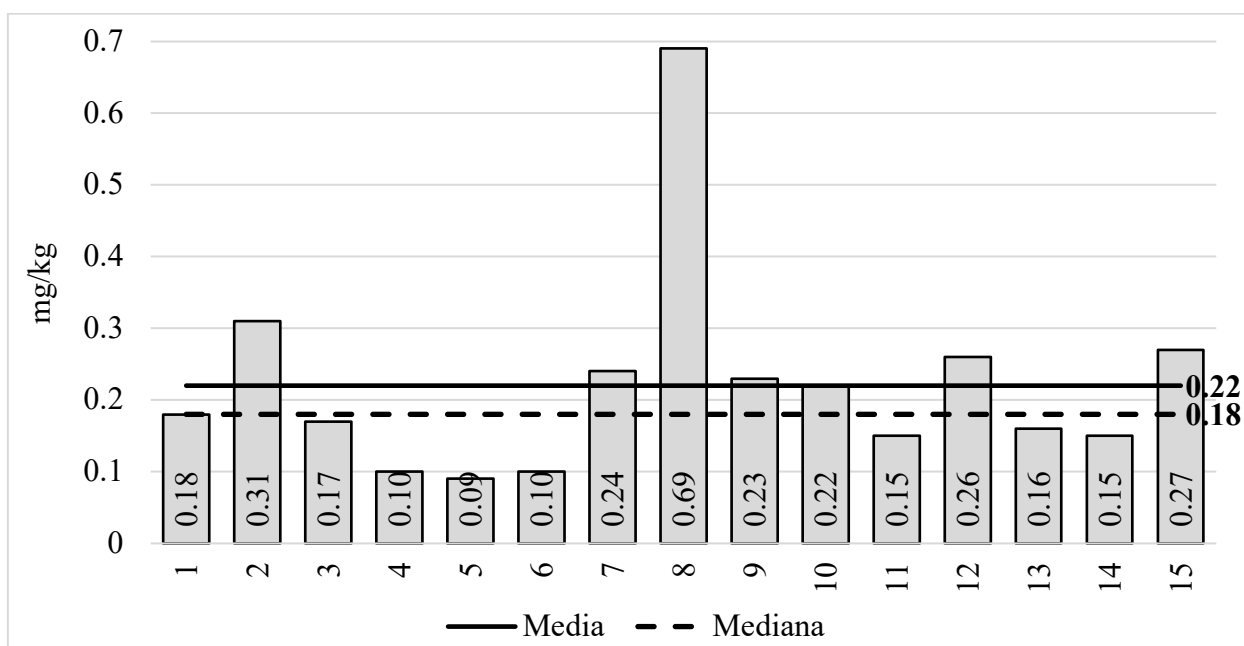


Figura 37. Concentrația MeHg în păr la adulți colectate de Zubcova E. (2012) [255]

Poulin J. (2008) spunea că în rândul populației punctele IQ poartă o distribuție normală cu o medie de 100 de puncte IQ și o deviație standard de 15 puncte IQ [173]. Retardul mental ușor apare atunci când IQ este cuprinsă între 50 și 70 de puncte. De exemplu, expunerea prenatală la MeHg a mamei ce ar rezulta în 0,52 mg/kg de MeHg în părul acesteia (tabelul 21) atunci rezultatul se încadrează în intervalul 0 - 2 mg/kg, ceea ce va duce la o pierdere de 0,18 puncte IQ per sugar [173]. O pierdere în mediu de 0,18 puncte IQ ar transfera (retrograda) 0,05% din sugari în intervalul IQ de 70 - 72,7 puncte care în final va rezulta într-o retenție mintală ușoară. Deci în tabelul 21 sunt prezentate corelațiile dintre anumite intervale de expunere la Hg a mamelor care alăptează cu rata pierderii de IQ la sugari.

Tabelul 21. Deficitul de IQ la sugari urmare a expunerii la MeHg prin laptele matern [173]

Intervalele concentrației de Hg în păr (mg/kg)	Puncte IQ pierdute per nou născut	Intervalele IQ pentru care expunerea va rezulta în retenție mintală ușoară	Ponderea copiilor care s-ar putea încadra în acest interval (%)
0-2	0,18	70,0 – 70,18	0,05
2-4	0,54	70,0 – 70,54	0,22
4-6	0,90	70,0 – 70,90	0,34
6-8	1,26	70,0 – 71,26	0,46
8-10	1,62	70,0 – 71,62	0,66

BNS (2018) menționa că din numărul total de copii înscriși în instituțiile de învățământ special, în anul de studii 2017/18 a constituit 749 persoane sau cu circa 13,0% mai puțin

comparativ cu anul de studii precedent. Majoritatea elevilor din cadrul acestor instituții (14 unități) sunt cu deficiențe în dezvoltarea intelectuală – 59,1%. Datele Biroului Național de Statistică arată, că persoanele cu dizabilități reprezintă 5,1% din populația totală a țării, iar copiii cu dizabilități constituie 1,7% din numărul total al copiilor din Republica Moldova [37].

În același timp datele BNS (tabelul 22) arată că în mediu anual numărul copiilor născuți vii pentru perioada 2010 – 2017 a fost de 38205 copii în total sau născut 305642 copii [37, 38]. Prin urmare am extrapolat datele (tabelul 21) și am obținut că în mediu anual 84 copii din numărul mediu anual al copiilor născuți vii (38205) pot fi afectați, astfel încât nou-născuții regăsindu-se în intervalul IQ [70,0 – 70,54] caracteristic pentru retenția mintală ușoară ca rezultat al expunerii prenatale la mercur prin consumul de PCM de mamele acestora în perioada gravidității. În sumă pentru perioada 2010 – 2017 însă am avea aproximativ 672 copiii afectați prin prisma diminuării coeficientului de inteligență IQ.

Tabelul 22. Numărul copiilor născuți și care s-ar putea încadra în intervalele IQ pentru care expunerea va rezulta în retenție mintală ușoară în Republica Moldova, 2010 – 2017

Anii	Copii născuți vii	Numărul copiilor care se încadrează în intervalele IQ pentru care expunerea va rezulta în retenție mintală ușoară		Puncte IQ pierdute	
		0,05% IQ [70,0-70,18]	0,22% IQ [70,0-70,54]	intervalul 0-2 (0,18puncte)	intervalul 2-4 (0,54puncte)
2010	40474	20	89	7285,32	21855,96
2011	39182	20	86	7052,76	21158,28
2012	39435	20	87	7098,3	21294,9
2013	37871	19	83	6816,78	20450,34
2014	38616	19	85	6950,88	20852,64
2015	38610	19	85	6949,8	20849,4
2016	37394	19	82	6730,92	20192,76
2017	34060	17	75	6130,8	18392,4
Media	38205	19	84	6876,9	20630,7
Sumar	305642	153	672	55015,56	165046,7

Pe de altă parte am estimat că în mediu anual s-ar pierde aproximativ 6876,9 puncte IQ în rândul nou născuților din cauza expunerii mamelor la MeHg prin consumul de PCM în condiția în care concentrația MeHg în păr la mame nu depășește 2 mg/kg, dacă MeHg în păr se află în intervalul 2 - 4 mg/kg atunci am avut o pierdere de 20630,7 puncte IQ anual, cu un total pentru perioada de 2010 - 2017 de 165046,7 puncte IQ pierdute raportat la numărul total de nou născuți de 305642.

5.4. Discuții pe marginea concentrației MeHg în sânge și păr

S-a estimat că concentrația MeHg în păr de 1,0 mg/kg este echivalentă unui nivel de expunere egal cu doza de referință RfD – 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. – zi [20, 219, 220, 232, 237]. Pe de altă parte Mary C. (2014), reiterează că concentrația mercurului total de 2,3 mg/kg trebuie să fie considerată drept limita provizorie tolerabilă acceptabilă [145]. Meyers et al. într-un studiu de cohortă a estimat că valoarea medie a mercurului în părul matern a fost de 6,1 mg/kg cu un interval 0,6 mg/kg – 36,4 mg/kg însă autorii nu au identificat nici o asocieră între mercurul în părul matern și efectele neurologice evaluate [160]. Raportul final DEMOCOPHES (2013) a elucidat, că 1,4% dintre copii și 3,4% dintre mame au prezentat niveluri ale mercurului în păr peste limita tolerabilă de 2,3 mg/kg [82].

Deși la baza identificării valorilor critice (de siguranță) pentru concentrația mercurului în sânge și păr s-a utilizat aceeași doză de referință RfD – 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c. – zi (tabelul 20) observăm că momentul de depășire pentru acestea este diferit. Spre exemplu, depășirea valorii critice pentru mercurul din păr poate apărea deja la un consum de 17,3 g/zi de PCM atunci când concentrația MeHg în pește este egală cu percentila 80, comparativ cu momentul depășirii valorii critice pentru concentrația mercurului în sânge care va apărea abia la un consum de 24,2 g/zi de PCM iar concentrația MeHg în PCM să fie mai mare sau egală cu percentila 80. Presupunem că această discrepanță se datorează capacității de acumulare a mercurului în păr și odată ce MeHg este încorporat în păr, concentrația acestuia rămâne neschimbată.

EFSA (2012) evoca că există diferențe considerabile între țările europene privind concentrațiile mercurului în sânge și păr, media geometrică a concentrațiilor mercurului total în sânge pentru adulți și persoanele vârstnice variază de la 0,2 $\mu\text{g}/\text{l}$ la 4,85 $\mu\text{g}/\text{l}$ iar pentru copii de la 0,12 $\mu\text{g}/\text{l}$ la 0,94 $\mu\text{g}/\text{l}$. Mediile geometrice pentru concentrațiile mercurului total în păr sunt între 0,17 mg/kg și 0,45 mg/kg pentru maturi și populația vârstnică, pentru copiii concentrațiile medii sunt de la 0,14 mg/kg la 1,99 mg/kg [90]. Astfel rezultatele obținute în cadrul prezentului studiu se încadrează în estimările efectuate de EFSA.

Byeong Y. (2016) a constatat că concentrația de mercur din sânge caracteristică pentru PG este mai mică de 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ și pot crește până la 35 $\mu\text{g}/\text{l}$ după expunerea pe termen lung la vapori de Hg sau urmare a consumului de PCM contaminat cu Hg. Totodată menționa că concentrațiile în sânge până la 20 – 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ mai pot fi considerate inofensive [50]. Astfel că EFSA, (2012) a constatat pe un grup de 51 pescari care consumau în mediu $6,97 \pm 3,49$ p/s de PCM contaminat cu MeHg concentrația acestuia în sânge a variat între 10,08 $\mu\text{g}/\text{l}$ și 252,25 $\mu\text{g}/\text{l}$, media $81,97 \pm 49,96$ $\mu\text{g}/\text{l}$ [90].

Kim et al. comunica că mediile geometrice ale concentrațiilor de MeHg din sânge la adulții coreeni au fost de 3,64 $\mu\text{g}/\text{l}$ în 2009 și 4,28 $\mu\text{g}/\text{l}$ în 2010 fiind mult mai mari comparativ cu cele

din SUA – 0,86 µg/l, Germania – 0,58 µg/l sau Canada – 0,76 µg/l [135]. În RM, mediana concentrației mercurului în sânge este 0,99 µg/l, media – 2,09 µg/l.

Legrand et al. menționa că concentrațiile mercurului de 20 µg/l în sânge și 6 mg/kg în păr se consideră ca fiind "acceptabile". Autorul consideră ca concentrația Hg în sânge între 100 µg/l și 200 µg/l și a celei din păr mai mari de 30 mg/kg sunt niveluri "de risc" [139]. OMS, 2008 relatează că pentru concentrațiile MeHg în păr <10 mg/kg nu s-au identificat anumite efecte neurologice asociate expunerii la mercur [237]. Buchanan et.al., (2012), Mortensen et.al., (2014) semnalau apariția dereglărilor funcționale la nivelul sistemului nervos central urmare a expunerii la MeHg printre femeile în vârstă fertilă sau gravide la concentrații în sânge de 20-50 µg/l [47, 152].

Considerând afirmațiile Legrand et al., Buchanan et al., Mortensen et al. că la o concentrație a mercurului în sânge sub 20 µg/l și 6 mg/kg în păr nu sunt semnalate efecte adverse atunci putem concluda că PG se află în zona de siguranță în aspect al apariției unor efecte adverse urmare a expunerii la MeHg prin consumul de PCM. Raportând însă datele privind concentrația Hg în păr la limita de 2,3 mg/kg, considerată de Mary et al. atunci sunt supuși riscului doar grupurile populaționale care consumă PCM cu concentrația MeHg echivalentă cu percentila 90 și 95 [145].

În același reviu sistematic Mary et al. care a inclus 164 de studii din 43 țări, autorul remarca probabilitatea existenței unui risc de expunere la Hg întrucât concentrațiile de mercur în păr în populația generală care locuiesc înafara zonelor litoral, de extragere a aurului sau cele industriale au variat de la 0,4 mg/kg la 8,5 mg/kg. Ponderea populației la care s-au înregistrat concentrații peste 2,3 mg/kg ale Hg în păr fiind mică. Îngrijorarea autorilor este axată pe faptul că o pondere semnificativă printre grupurile populaționale incluse a căror concentrații ale mercurului era peste 2,3 mg/kg o alcătuiau sugarii și femeile (mamele acestora) [145].

Datele biomonitorizării MeHg și Hg-total în păr la nivel mondial au demonstrat, că chiar și expunerea la niveluri scăzute de Hg continuă să fie o preocupare importantă pentru sănătate în special pentru copiii, pe care nici o țară nu o poate soluționa independent. Deși sondajele de biomonitorizare au oferit bază științifică pentru realizarea atenuării expunerii în contexte diferite, o nouă paradigmă pentru monitorizarea globală coordonată, care vizează un instrument credibil de luare a deciziilor la nivel mondial, este o mare provocare pentru viitor [53, 88, 177].

Găsirea unei cantități măsurabile de mercur în sânge sau urină nu implică faptul că nivelul de mercur produce un efect negativ asupra sănătății. Studiile de biomonitorizare oferă medicilor și oficialilor din domeniul sănătății publice o gamă de referință pentru a determina dacă oamenii au fost expuși unor niveluri mai ridicate de mercur decât se găsesc în populația generală. Datele de biomonitorizare vor ajuta, de asemenea, oamenii de știință să planifice și să efectueze cercetări privind expunerea și efectele asupra sănătății [2, 53].

De asemenea, am constatat că expunerea zilnică la MeHg, analizată prin prisma datelor

modelate privind nivelul de mercur din sânge și păr poate fi considerată în limitele de siguranță pentru majoritatea populației. Însă cu mențiunea că totuși nu poate fi exclus că femeile în vârstă de reproducere, copiii totuși rămân a fi un grup de risc care ar trebui studiat suplimentar în pofida lipsei unei expunerii peste limitele de referințe pentru populația generală. În acest sens și OMS face apel către autoritățile de sănătate, în contextul CM, să evalueze riscul pentru aceste grupuri vulnerabile și să se intervină cu recomandări de prevenire și minimalizare (după caz) a riscului asociat expunerii la Hg, MeHg prin consumul de PCM [177, 240, 243].

În general se recomandă ca măsurările directe ale mercurului în părul matern să fie utilizate ca biomarker al expunerii la MeHg pentru a calcula impactul asupra coeficientului de inteligență IQ [8, 60, 100]. În studiul dat noi am convertim mai întâi aportul de MeHg la concentrația MeHg în sânge și apoi în concentrația de MeHg pentru părul matern. Asumând că concentrația mercurului în păr la femeile de vârstă fertilă se află în același interval cu cel al populației generale de 0,05 mg/kg – 2,76 mg/kg aceasta s-ar solda cu pierderea de până la – 0,54 puncte IQ per sugar. O astfel de pierdere arată ca 0,22% sau 22 de cazuri la 10000 din numărul total de nou-născuți vor fi încadrați în intervalul de 70,0 – 70,54 IQ urmare a expunerii mamelor la Hg prin consumul de PCM și poate cauza retenție mintală ușoară a copiilor.

Rezultatele arată efecte relativ reduse la nivel de individ și doar prin extrapolarea la nivelul întregii populații vom putea înțelege efectele totale ale expunerii la mercur spre exemplu, asupra coeficientului de inteligență. Am estimat că în mediu anual s-ar pierde aproximativ 6876,9 puncte IQ din cauza expunerii mamelor la MeHg prin consumul de PCM în condiția în care concentrația mercurului în păr la mame nu depășește 2 mg/kg, iar dacă mercurul în păr se află în intervalul 2-4 mg/kg atunci am avut o pierdere de 20630,7 puncte IQ anual, cu un total pentru perioada de 2010-2017 de 165046,7 puncte IQ pierdute raportat la numărul total de nou născuți de 305642. Atunci când aceste date sunt combinate cu datele populației și s-au sumate în decursul anilor, efectele expunerii la Hg pot avea un impact considerabil asupra sănătății, luând în calcul că impactul MeHg asupra sistemului nervos influențează individul pe întreaga durată a vieții sale. [140, 173].

Cu toate acestea, trebuie de luat în considerare și faptul că rezultatele sunt calculate în baza datelor caracteristice pentru populația generală prin respectarea anumitor condiții. Prin urmare, extrapolarea rezultatelor privind valoarea IQ trebuie efectuată cu acuratețe [8].

6. SINTEZA REZULTATELOR STUDIULUI

Mercurul este un element, care se găsește în mod natural în mediul ambiant totodată acesta se răspândește datorită proceselor naturale cât și a celor antropice. Principalele forme ale Hg sunt: (i) mercurul elementar (Hg^0), care poate fi în stare lichidă sau gazoasă cel mai des întâlnit în atmosferă cu o pondere de cca. 80 %; (ii) mercurul oxidat Hg (II) sau Hg^{2+} cu o pondere de 20% în atmosferă, sunt reprezentate de fracția Hg^{II} , altfel numită și forma gazoasă sau reactivă și Hg – legat (Hg – L); (iii) forma organică MeHg [105, 117, 169, 172, 177]. EFSA, într-o analiză amplă a noilor evoluții privind toxicitatea Hg^0 și a MeHg a reconfirmat Dozele Săptămânale Tolerabile Provizorii Admisibile pentru MeHg de 1,6 $\mu g/kg$ m.c. – săptămână și 4 $\mu g/kg$ m.c. – săptămână pentru formele metalice ale Hg^0 , RfD de 0,1 $\mu g/m.c.$ – zi [90].

Intoxicația acută este mai frecvent asociată cu inhalarea Hg elementar sau ingerarea Hg anorganic. Intoxicațiile de tip cronic apar mai frecvent datorită expunerii la MeHg. Expunerea acută cauzată de Hg elementar prin inhalare induce la apariția următoarelor simptome: febră, frisoane, dificultăți de respirație, gust metalic și dureri în piept, ar putea include și stomatita, letargia și vărsăturile. Ingestia Hg anorganic duce la iritarea membranelor mucoasei, scaunul sângeros, vărsături, durerea abdominală severă și șocul hipovolemic. Efectele sistemice încep, de obicei, câteva ore post expunere și pot dura câteva zile. Expunerea cronică în cazul mercurului elementar se manifestă prin simptome renale, neurologice, psihiatrice și cutanate.

Simptomele expunerii la MeHg sunt ataxia, tremur, mers instabil, dereglări de vorbire, acrodinia. Intoxicația cu MeHg rezultă din ingestia alimentelor contaminate, în special a PCM. Boala purpurie se prezintă prin eritemul palmelor și tălpilor, edemul mâinilor și picioarelor, erupția cutanată, pierderea părului, pruritul, diaforeza, tahicardia, hipertensiune, fotofobie, iritabilitate, insomnie, tonus muscular slab și constipație sau diaree. MeHg acționează asupra zonelor specifice din creier, incluzând cortexul cerebral, în special centrul vizual, centrele motorii și senzoriale, centrul auditiv (regiunea temporală) și cerebelul. Debutul simptomelor este de obicei întârziat (zile sau săptămâni) după expunere.

Principala sursă de expunere a populației la Hg metalic caracteristică RM este grupa produselor de consum cu utilizarea intenționată a Hg (411,83 kg Hg/an, 42,4 %) compusă din termometrele medicale cu Hg (195,24 kg Hg/an, 47,4%) și sursele de iluminat cu Hg (32,97 kg Hg/an, 8,0%). Cantitatea totală a emisiilor de Hg în 2014 a fost de 972,12 kg Hg/an. Total termometre importate (2008 - 2018) au fost 1841297 unități, din care 85,82% au fost achiziționate de populație, 11,60% utilizate în instituțiile medicale și 2,58% de instituții educaționale (școli, grădinițe) și întreprinderi. Importul corpurilor de iluminat (2001 - 2018) a fost într-o continuă creștere fiind în total importate 812377 unități - corpurile cu vapori de mercur sau sodiu, 1464046 unități - corpurile cu ultraviolet sau infraroșu, și 22111245 unități - cu descărcare, fluorescente, cu

catod fierbinte, cu cap dublu. Ultimele pot conține de la 10 la 25 mg de Hg per unitate, fiind utilizate pentru a ilumina instituțiile publice, birourile, școli, grădinițe cât și locuințele umane. Deci, atât termometrele medicale cât și corpurile de iluminat cu Hg sunt utilizate în mod extensiv de populația Republicii Moldova.

În aspect al riscului expunerii la Hg metalic termometrele și corpurile de iluminat, într-o atare distribuție, creează premise pentru expunerile accidentale (intenționat sau neintenționat). Literatura științifică de specialitate denotă că astfel de incidente, prin spargeri de termometre sau corpuri de iluminat, cel mai frecvent se întâmplă datorită erorii umane în condiții casnice, școli, spitale, grădinițe cu implicarea de obicei și a copiilor. Evaluarea riscului expunerii la Hg metalic este relevantă deoarece structura incidentelor poartă aceeași distribuție cu ponderea dispozitivelor achiziționate. Deși, Gummin D. (2017) a estimat că în 71% din cazuri de spargeri ale dispozitivelor cu Hg nu se soldează cu apariția efectelor adverse asupra persoanelor implicate totuși în 29% din cazuri pot apărea efecte adverse cu afectarea preponderentă a rinichilor [106]. Conform SPCSE în RM pentru perioada anilor 2009 - 2017 au intervenit la 191 de chemări pentru colectarea mercurului, preponderent cauzate de spargerea termometrelor cu conținut de Hg.

De altfel, prin raportul OMS (2017) se atenționează că deversările de Hg în spații închise duc la creșterea concentrațiilor Hg în aer astfel că gestionarea acestor incidente necesită o atenție specială și anume în faza identificării Hg deversat și a decontaminării corespunzătoare pentru a preveni apariția surselor secundare de expunere, care în acest caz vor duce la o expunere de tip cronic [238]. Raportul Comisiei Europene din 2001 specifică despre carența datelor cu privire la expunerea omului din cauza vaporilor de Hg având ca cauză spargerea dispozitivelor cu conținut de Hg, considerând că cazurile fatale și intoxicațiile severe au rezultat urmare a expunerii secundare prin încălzirea Hg [81]. Conform raportului UNEP din 2017, un alt grup care riscă a fi expus sunt specialiștii în sănătate, asistenții medicali și alții (personalul care manipulează aceste obiecte, exemplu electricienii) din instituțiile de sănătate care ar putea fi expuși la Hg prin spargerea dispozitivelor care conțin mercur [213]. În IN publicat în 2017 se specifică că în pofida faptului că ponderea termometrelor cu Hg achiziționate de instituțiile medicale este considerabil mai mică comparativ cu PG, durata de viață a unui termometru este de doar 0,5 ani comparativ cu 6 ani caracteristic PG rezultând ca rata incidentelor cu spargerea termometrelor poate fi mai mare.

Adițional, lipsa unui mecanism de colectare a deșeurilor cu conținut de Hg la nivel național, acestea fiind preponderent aruncate cu deșeurile menajere, de comun cu nivelul redus de conștientizare ecologică a populației și agenților economici privind gestiunea deșeurilor din mediul urban și cel rural, insuficiența promovării de autorități a problemelor, programelor și acțiunilor de mediu sunt doar unele aspecte identificate atribuite generării deșeurilor cu Hg care ulterior pot avea efecte nefaste asupra sănătății populației. O mai bună coordonare între toate

autoritățile practice și științifice ar spori eficiența mecanismelor de supraveghere existente [105].

Trecerea la alternative fără mercur va reduce din povara expunerii și a efectelor nocive asupra sănătății populației și mediului implicând și anumite beneficii economice [95]. Există o tendință, în creștere, de utilizare a termometrelor fără Hg, care se datorează restricțiilor prevăzute în Legea 209 care interzice importul dispozitivelor cu Hg din 2021. Este o acțiune salutară, însă aceasta nu va soluționa definitiv problema expunerii la Hg deoarece termometrele sau alte dispozitive cu mercur deja importate (cât și deșeurile create) vor trebui colectate și excluse din circuit.

O altă sursă de expunere la Hg metallic sunt multiplele zone de depozitare a deșeurilor menajere (1860 gunoști doar 10% fiind autorizate) ocupând o suprafață totală de 1341,43 ha. Aceste zone sunt contaminate cu deșeuri toxice transferate pe poligoanele de deșeuri menajere, aproximativ $1730,39 \pm 1777,06$ tone anual. Expunerea în astfel de situație a populației poate fi indirectă prin contaminarea zonelor și creșterea nivelurilor de Hg în sol, aer și corpuri de apă, ulterior prin consumul de produse alimentare (PCM în special din bazinele acvatice din apropiere). Forma directă de expunere este prin contactul direct cu dispozitivele cu Hg întrucât majoritatea depozitelor nu sunt păzite de autorități populația având acces liber la ele în special copiii. Un grup separat sunt ”colectorii de deșeuri”, persoanele care își câștigă existența prin identificarea metalelor feroase și neferoase, plasticului, hârtiei, aceștia fiind de 15 ani și peste [213].

Analizând studiile pe domeniu efectuate în țară sa constatat că PG nu dispune de cunoștințe esențiale despre impactul Hg și efectele acestuia asupra sănătății, lipsesc sau sunt insuficiente punctele de colectare a Hg, lipsa de bani pentru acoperirea costurilor de transport și colectare. Aceste constatări reprezintă o problemă deosebită în special pentru instituțiile educaționale și alte instituții publice care dețin cantități mai mari de corpuri de iluminat, dispozitive de măsurare cu Hg și alte deșeuri cu Hg. Astfel, este recomandabilă o implicare mai activă a autorităților de sănătate, de mediu pentru implementarea acțiunilor de creștere a nivelului de cunoaștere și conștientizare a populației privind potențialele riscuri legate de mercur și modului de gestionare a diferitelor incidente care implică dispozitivele cu Hg [95, 105].

Actualmente eforturile internaționale în domeniu sunt axate pe identificarea soluțiilor pe termen lung pentru stocarea Hg și eliminarea treptată a acestuia din utilizare la nivel global. Asigurarea continuității și eficienței procesului de eliminare a Hg este imposibilă fără un management respectiv adecvat, unificat la toate nivelurile. În contextul bunelor practici ale managementului durabil în privința Hg, incidentelor, deșeurilor cât și în promovarea dispozitivelor alternative ”fără mercur” se impune elaborarea unor măsuri și soluții complexe, reieșind din necesitățile actuale ale țării.

O altă cale de expunere considerată în studiu la Hg metallic este ingestia Hg prin aer, apă,

și sol. Prin urmare am constatat că media concentrației Hg⁰(gas) în aerul atmosferic în Republica Moldova este de 1,425 ng/m³ (95%.ÎÎ, 1,402:1,447 ng/m³), mult sub ML de 1000 ng/m³ prevăzută în OMS (2016). Concentrația Hg total în apa potabilă a fost mai mică ca valoarea LOQ de 0,0002 μg/l respectiv și net inferioare ML de 1,0 μg/l. Media Hg în sol este 0,049 mg/kg (maxim 0,29 mg/kg). Sumar prin apă, aer și sol copiii sunt expuși la maxim cumulativ 0,0599 μg/kg m.c.-zi de Hg (HI – 1,5%), maturii 0,035 μg/kg m.c.-zi (HI – 0,88%). Expunerea la Hg prin aer, apă, sol pentru PG și copiii o considerăm neglijabilă. Excepție ar fi, conform literaturii științifice, expunerile prin apă, aer și sol în zonele din preajma surselor de emisii, depozitelor de deșeuri menajere, toxice.

RM a importat PCM în perioada 2012-2016 din aproximativ 50 de țări, sumar 55,3% din importuri se atribuie Norvegiei, Islandei, Marii Britanii și SUA. Ponderea consumului de PCM de proveniență locală s-a majorat constant de la 18,1% la 31,5%. Cele mai consumate specii pe pentru perioada 2005 - 2017, fiind, clupeidele, crapul, specii nespecificate, macroul, merluciu, putasu, somonul, batogul, polacul, tonul, acestea constituind 97,3% din consumul mediu de 19,68 g/zi per capita. Preferințele populației RM nu diferă semnificativ, de cele ale populației UE care la fel consumă cel mai frecvent batog, merlan, clupeide, somon, păstrăv și ton (de la 25% la 75% din total), crapul, a fost consumat în peste 5 țări cu o pondere de la 17% la 29% [89].

Totodată, cea mai mare concentrație medie a MeHg s-a depistat în rechin/p. spadă \bar{x} = 0,823 mg/kg (SD = 0,75), grenadier \bar{x} = 0,58 mg/kg (SD = 0,14). Pe de altă parte am observat că există o dispersie foarte mare a concentrațiilor MeHg în speciile de PCM. CV a fost în intervalul >0,3 <1 pentru 8 specii, >1 pentru 18 specii și doar pentru 2 specii CV a fost <0,3. Acest model de distribuție a datelor concentrației MeHg fiind însă caracteristice fenomenului dat.

Bazându-ne pe aceste date (concentrația și consumul de PCM) am estimat că media expunerii la MeHg, AZE_[MeHg] pentru anii 2005 – 2017 a fost 0,034 μg/kg m.c.-zi de MeHg. Apreciind expunerea utilizând parametri statistici ca percentilele, valorile medii (scenarii) atât pentru concentrația MeHg cât și consumul de PCM sa estimat că AZE_[MeHg] per capita variază de la 0,003 μg/kg m.c.-zi (HI - 0,03) la 0,179 μg/kg m.c.-zi (HI - 1,79). Valoarea AZE_[MeHg] a fost influențată preponderent de cantitățile de PCM consumate apriori concentrațiilor sporite în unele specii de pești. Chiar dacă speciile ca pești nespecificați, crapul, clupeidele, merluciu, macroul, putasu, batogul, somonul, ton și polac conțin MeHg sub 0,2 mg/kg acestea au avut o pondere de peste 97% din AZE_[MeHg] sumar.

Pentru a aprecia AZE_[MeHg] în rândul copiilor s-au utilizat recomandările prevăzute prin Ordinul 638 din 2016 al Ministerului Sănătății al RM. Copiii cu vârsta de 7-18 ani care sunt încadrați în școlile internat pot fi expuși la MeHg de la 0,004 μg/kg m.c.-zi (HI – 0,04) pentru un consum de 11 g/zi de PCM până la 0,879 μg/kg m.c.-zi (HI - 8,79) la un consum de 110 g/zi.

Pentru copiii din grădinițe $AZE_{[MeHg]}$ variază de la 0,003 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 0,03) pentru 4,5 g/zi de PCM până la 0,676 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 6,76) dacă se consumă 45 g/zi. Expunerea copiilor din creșa variază între 0,003 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 0,03) dacă consumă 2 g/zi de PCM și 0,583 $\mu\text{g/kg m.c.-zi}$ (HI - 5,83) dacă consumă 20 g/zi de pește. Observăm că o dată cu descreșterea vârstei crește și riscul expunerii la MeHg. EFSA (2012) și OMS (2008) constatau că aceasta se datorează faptului că consumul de PCM raportat la masă corp este mai mare pentru copii. Se recomandă autorităților de a evalua riscul expunerii la MeHg preponderent în rândul copiilor și mamelor acestora ca grupe de risc [90, 237].

Presupunem că la elaborarea recomandărilor Ordinului 638 din 2016 privind consumul de PCM nu s-a considerat prezența Hg. Prin indicatorul, R_iC_a s-a estimat că doar speciile ca clupeidele cu o concentrație medie a MeHg de 0,038 mg/kg și somonul cu o concentrație medie a MeHg de 0,041 mg/kg ar satisface normele recomandate prin Ordinul 638 din 2016. Clupeidele ar putea fi consumate maxim 4,3 p/s (31,6 g/zi) de copii cu vârsta de 1-3 ani, 6,1 p/s (61,3 g/zi) de copii cu vârsta de 3-7 ani, 8,0 p/s (115,2 g/zi) de copii cu vârsta de 7-18 ani iar per capita s-ar putea a consuma 9,3 p/s (159,3 g/zi). Somonul ar putea fi consumat maxim 4,0 p/s (29,3 g/zi) de copii cu vârsta de 1-3 ani, 5,7 p/s (56,9 g/zi) de copii cu vârsta de 3-7ani, 7,4 p/s (106,9 g/zi) de copii cu vârsta de 7-18 ani.

Vorbind în aspect al riscului și beneficiului consumului de pește menționăm că doar 6 din 26 de specii ar putea asigura un aport suficient de DHA+EPA pentru toate categoriile de vârstă în raport cu numărul maxim de mese permis a fi consumate pe săptămână, acestea sunt: clupeidele, somonul, păstrăvul, hamsii, macroul și anghila. Sumar speciile de PCM consumate de PG asigură în proporție de 100% aportul de DHA+EPA de 0,250 g/zi recomandările EFSA 2014, care a ajuns la aceeași concluzie [89]. Dacă am considera sistemul de clasificare a FDA (2019) atunci speciile ca moluștele bivalve, clupeidele, somon, păstrăv, cefalopode, crustacee, polac, hamsiile și eglefin pot fi clasificate drept cea mai bună alegere (opțiune) deoarece acestea pot fi consumate mai mult de 2 p/s pentru toate categoriile de vârstă. Pe de altă parte au fost identificate și două specii care se recomandă a fi evitate, rechin/peștele spadă și grenadierul pentru toate grupele de vârstă deoarece se permite a consuma maxim 0,5 p/s, conform clasificării FDA (2019) [73].

Instituțiile preșcolare, școlare sunt aprovizionate cu pește de tip batog, putasu și merluciu. Prin prisma acestui aspect copii din creșe cărora li se recomandă a consuma 20 g/zi de pește, nu pot să consume batog – mai mult de 14,4 g/zi (1,9 p/s), putasu - 8,9 g/zi (1,2 p/s) și merluciu - 5,8 g/zi (0,8 p/s). Copiilor din grădinițe se recomandă 45 g/zi însă batog pot consuma până la 28,0 g/zi (2,8 p/s), putasu - 17,2 g/zi (1,7 p/s), merluciu - 11,3 g/zi (1,1 p/s). Copiilor din internate li se recomandă 110 g/zi însă aceștia nu pot consuma batog mai mult de 52,6 g/zi (3,7 p/s), putasu - 3,4 g/zi (2,3 p/s) și merluciu - 21,3 g/zi (1,5 p/s).

Al doilea aspect este că aceste 3 specii batog, putasu și merluciu consumate în cantități echivalente normelor recomandate în Ordinul 638 din 2016 nu vor aduce un aport suficient de DHA+EPA. Deci, pentru copii din creșe pentru a suplini aportul de 0,125 g/zi de DHA+EPA trebuie să consume 59,5 g/zi de batog, 104,2 g/zi de putasu sau merluciu 82,8 g/zi ceea ce evident este peste norma recomandată de 20g/zi. Copiii din grădinițe și internat pentru a-și suplini necesitățile fiziologice de DHA+EPA trebui să consume 119,0 g/zi de batog, 208,3 g/zi de putasu sau merluciu 165,6 g/zi. Iarăși observăm că pentru a avea un aport suficient de DHA+EPA, prin consumul unei sau altei specii dintre cele 3 menționate trebuie să se consume mult peste normele recomandate. În opinia autorului, o dată cu aprobarea Ordinul 638 din 2016 și normarea cantităților de pește (în aspect cantitativ) pentru copii din instituțiile preșcolare și școlare normele au devenit imperative și impun managerii acestor instituții să procure cantități care să acopere aceste norme. Deci, la modul indirect, managerii sunt în situația achiziționării speciilor ieftine, respectiv presupunem că s-a recurs la cele trei specii menționate [155].

Revizuirea recomandărilor privind consumul de pește din Ordinul 638 din 2016 prin includerea recomandărilor calitative (cu referire la specii) ar soluționa acest aspect. Actualmente acest ordin consideră doar recomandările cantitative (cu referire la cantitățile necesare a fi consumate). Aprovizionarea instituțiilor școlare, preșcolare cu specii cum ar fi somonul, clupeide sau macrou în combinație cu putasu, merluciu și batog ar permite suplinirea aportului recomandat de DHA+EPA, pe o parte, pe de altă parte ar permite micșorarea normelor recomandate întrucât s-ar reuși asigurarea unui aport suficient de DHA+EPA la cantități semnificativ mai mici consumate. Iar, o dată cu micșorarea cantităților necesare a fi procurate, resursele financiare salvate ar putea fi redirecționate spre achiziția speciilor cum ar fi somon, clupeide, macrou. Micșorarea cantitativă a consumului de PCM reduce direct proporțional riscul expunerii la MeHg.

Am calculat în baza valorilor $AZE_{[MeHg]}$ că concentrațiile modelate ale MeHg în sânge variază de la 0,2 $\mu\text{g/l}$ la 11,04 $\mu\text{g/l}$ în păr variază de la 0,05 mg/kg la 2,76 mg/kg.

În final, rezultatele arată efecte relativ reduse la nivel de individ și doar prin extrapolarea la nivelul întregii populații vom putea înțelege efectele totale ale expunerii la Hg prin cuantificarea preliminară a impactului asupra scăderii coeficientului de inteligență, spre exemplu. În mediu anual se pierde aproximativ 6876,9 puncte IQ în rândul nou născuților din cauza expunerii mamelor la MeHg prin consumul de PCM în condiția în care concentrația MeHg în păr la mame nu depășește 2 mg/kg, iar dacă MeHg în păr se află în intervalul 2-4 mg/kg atunci am avut o pierdere de 20630,7 puncte IQ anual, cu un total pentru perioada de 2010-2017 de 165046,7 puncte IQ pierdute raportat la numărul total de nou născuți de 305642. Atunci când aceste date sunt combinate cu datele populației și sumate în decursul anilor, efectele expunerii la Hg au un impact considerabil asupra sănătății, luând în calcul că MeHg influențează individul pe întreaga durată a vieții [140, 173].

O dată cu ratificarea CM, autoritățile sunt obligate, prin acțiuni multisectoriale, inclusiv sectorul sănătății să reducă riscul și impactul asupra sănătății populației și mediului. Rolul autorităților de sănătate este prevăzut în articolul 16 (Aspecte privind sănătatea). Conform acestui articol, părțile sunt încurajate să promoveze dezvoltarea și punerea în aplicare a strategiilor și programelor pentru identificarea și protejarea populațiilor expuse la Hg; să promoveze servicii de sănătate adecvate pentru populațiile afectate de expunerea la Hg; să consolideze capacitățile instituționale și profesionale în domeniul sănătății pentru prevenirea, diagnosticarea, tratarea și monitorizarea riscurilor pentru sănătate legate de expunerea la Hg. Implicarea autorităților de sănătate este indicată pentru dezvoltarea necesară a strategiilor de sănătate publică în planurile naționale de acțiune pentru a reduce impactul asupra sănătății a utilizării mercurului, precum și evaluarea siturilor contaminate (articolul 12). Articolul 17 menționează expres necesitatea asigurării schimbului de informații între autoritățile implicate [137, 240].

Ca încheiere și reieșind din datele identificate în literatură și cele noi aduse ținem să menționăm că pentru RM ar fi necesar inițierea unui studiu complex de analiză a consumului produselor alimentare și în speță a PCM, care ar permite colectarea datelor cu referire la tiparul consumului de PCM, frecvența, cantitățile consumate. Aceste studii ar trebui să includă informații despre masa corporală a respondenților, vârsta, etnia etc. O astfel de abordare ar permite evaluarea complexă a riscului atribuit expunerii la MeHg prin consumul de PCM. Mai mult ca atât asocierea acestor studii cu colectarea probelor de pește de punctele de comercializare locale și cu colectarea probelor de păr pentru estimarea concentrației MeHg ar fi o abordare foarte complexă, matură, argumentată și ar oferi o imagine clară a expunerii. Deci se subînțelege că o atenție sporită ar fi necesar de acordat în primul rând estimării exacte a nivelului expunerii copiilor prin inițierea unor studii complexe și ample care să analizeze în detaliu această problemă științifică. Pe de altă parte, se subînțelege o necesitate pentru autoritățile centrale a se axa pe controlul calității PCM sub aspect de expunere la Hg, ceea ce impune cunoașterea nivelului de consum de diferite grupuri de populație și gradul contaminării cu Hg.

Cu toate acestea, sectorul sănătății continuă să joace un rol important atât în monitorizarea calității mediului, calității vieții populației cât și ca lideri în promovarea, elaborarea și implementarea strategiilor și programelor de identificare și protejare a populațiilor la risc și vulnerabile [155].

CONCLUZII

1. Concentrațiile Hg⁰(gas) în aerul atmosferic este de 1,425 ng/m³ (95%:ÎÎ, 1.402:1.447), a Hg total în sol de 0,049 mg/kg, în apa potabilă Hg totală fost mai mică de LOQ de 0,0002 µg/l. Pentru apă, aer și sol nu s-au înregistrat depășiri ale valorii RfC. AZE_[Hg] cumulativ pentru copii este 0,0599 µg/kg m.c.-zi (HI - 1,5%), maturi - 0,035 µg/kg m.c.-zi (HI - 0,88%), ceea ce poate fi catalogat ca "risc neglijabil".
2. În perioada 2008 - 2018 au fost importate 1841297 unități termometre, 85,82% fiind achiziționate de populație, 11,60% de instituțiile medicale și 2,58% distribuite în instituții educaționale și întreprinderi. În perioada 2001-2018 s-au importat 812377 unități de lămpi cu vapori de mercur sau sodiu, 1464046 unități corpuri cu ultraviolet sau infraroșu, 22111245 unități - cu descărcare, fluorescente, cu catod fierbinte, cu cap dublu. Prezența acestor dispozitive pe teritoriul Republicii Moldova impune fortificarea capacităților instituționale de eliminare a acestora care ar reduce premisele pentru expunerile accidentale la Hg.
3. Prezența a 1860 gunoiști de deșeuri menajere este o sursă de expunere la Hg în condițiile în care 1730,39 ± 1777,06 tone anual (SD) din deșeurile toxice sunt transferate în deșeuri menajere. Contaminarea acestor zone duce la creșterea riscului expunerii directe și indirecte la Hg a populației întrucât majoritatea depozitelor nu sunt asigurate cu pază și doar 186 (10%) gunoiști sunt autorizate.
4. Consumul mediu de PCM pentru perioada 2005-2017 a fost de 19,68 g/zi per capita din care 97,3% fiind format clupeidele (hering, sardine) - 32,8%, crapul - 21,05%, specii nespecificate - 15,7%, macroul - 8,17%, merluciu - 5,6%, putasu - 4,84%, somonul - 4,19%, batogul - 3,78%, polac - 1,14%, ton - 0,47%.
5. S-a estimat că AZE_[MeHg] per capita variază de la 0,003 µg/kg m.c.-zi (HI = 0,03) la 0,179 µg/kg m.c.-zi (HI = 1,79), media 0,034 µg/kg m.c.-zi (HI = 0,3). AZE_[MeHg] pentru copii încadrați în școlile internat variază de la 0,004 µg/kg m.c.-zi (HI - 0,04) pentru un consum de 11,0 g/zi de PCM până la 0,879 µg/kg m.c.-zi (HI - 8,79) pentru 110g/zi. Cei din grădinițe ar putea fi expuși de la 0,003 µg/kg m.c.-zi (HI - 0,03) consumând 4,5 g/zi de PCM până la 0,676 µg/kg m.c.-zi (HI = 6,76) dacă consumă 45 g/zi de PCM. Copiii care frecventează creșa, ar fi expuși între 0,003 µg/kg m.c.-zi (HI - 0,03) dacă ar consuma 2 g/zi de PCM și 0,583 µg/kg m.c.-zi (HI - 5,83) dacă consumă 20 g/zi.
6. Pentru copii doar clupeidele și somonul întrunesc criteriile de siguranță, în raport cu recomandările Ordinului 638 din 2016. Clupeidele ar putea fi consumate maxim 31,6 g/zi de cei cu vârsta de 1-3 ani, 61,3g/zi de copii cu vârsta de 3 - 7 ani, 115,2 g/zi de copii cu vârsta de 7 - 18 ani. Somonul ar putea fi consumat maxim 29,3 g/zi de copii cu vârsta de 1 - 3 ani, 56,9 g/zi de copii cu vârsta de 3 - 7 ani, 106,9 g/zi de copii cu vârsta de 7-18 ani.

7. Contaminarea factorilor de mediu cu mercur și prezența acestuia în pește, crustacee și moluște rămâne în continuare o problemă actuală de sănătate publică în Republica Moldova din cauza lipsei în Republica Moldova a unui sistem de monitorizare al mercurului adecvat, coordonat, integrat și dedicat pentru aer, apă, sol, pește, crustacee și moluște. Astfel, evaluarea pericolului potențial și real al influenței mercurului asupra sănătății populației trebuie inclusă în lista de sarcini prioritare ale serviciului de supraveghere în sănătate publică.

RECOMANDĂRI PRACTICE:

Pentru soluționarea problemelor evidențiate în prezentul studiu se propun următoarele recomandări:

I. La nivel legislativ și normativ:

1. Fortificarea cadrului normativ național atribuit reglementării Hg ca substanță utilă și deșeu.
2. Recalcularea normelor de consum ale peștelui, crustaceelor, moluștelor în dependență de prezența substanțelor toxice, prevăzute în legislația națională pentru copii de diferită vârstă, aflați în instituțiile preșcolare, școlare.

II. La nivelul Ministerului Sănătății:

1. De pus accentul pe o comunicare adecvată a riscurilor de expunere la Hg și a beneficiilor nutriționale și socio-economice a consumului de pește, în special în alimentarea copiilor.
2. De inițiat un program eficient de monitorizare a mercurului la nivel național, pentru eșantionarea și determinarea indicatorilor cheie referitor la concentrația mercurului în aer, apă, sol, pește, crustacee și moluște.
3. Pentru o imagine completă, reală și clară a distribuției expunerii populației la MeHg și Hg la nivel național și regional este urgent necesară evaluarea expunerii, în special a populației adulte cu un consum ridicat de pește și a copiilor.

III. La nivelul IP USMF „Nicolae Testemițanu, ANSP, altor instituții științifice de profil:

1. Sporirea numărului studiilor privind expunerea la mercur în special pentru copii.
2. Inițierea unor studii de biomonitorizare și screening pentru identificarea tendințelor de expunere la metil - mercur în special pentru populațiile vulnerabile (copii).
3. Studiile ulterioare privind expunerea populației la MeHg trebuie să includă o evaluare aprofundată a consumului de pește, crustacee și moluște concomitent cu colectarea probelor pentru determinarea concentrației de MeHg și estimarea expunerii posibile a femeilor gravide, copii și adulți. Sunt necesare încercări pentru a valida estimările privind relația dintre concentrația mercurului în sânge și păr cu consumul de PCM.
4. Următorul pas ar putea fi caracterizarea mai exactă a aportului de mercur în anumite subpopulații prin evaluare detaliată, bazată pe informații specifice privind obiceiurile alimentare și nivelurile de mercur locale, găsite în peștele consumat de populațiile locale.

5. Suplimentarea cursurilor de instruire profesională în domeniul sănătății publice a studenților, rezidenților și a specialităților prin crearea de parteneriate naționale și internaționale de schimb de bune practici.

IV. La nivelul instituțiilor medico-sanitare publice:

1. Fortificarea capacității instituțiilor medico-sanitare publice în diagnosticarea și tratamentul intoxicațiilor cu mercur și compușii săi.
2. Pregătirea medicilor de familie, a dietologilor și asistenților medicali în domeniul prevenirii intoxicațiilor cu mercur și compușii săi.

V. La nivelul individului:

1. Promovarea unui mod de viață sănătos prin alimentație rațională și echilibrată.
2. Informarea din surse sigure privind poluarea mediului ambiant și siguranța produselor alimentare, citirea etichetelor nutriționale; consultarea specialiștilor în domeniul sănătății publice privind posibila contaminare a produselor cu mercur, nivelul rațional de consum a produselor susceptibile să acumuleze contaminanți; utilizarea platformelor de informare, etc.
3. Efectuarea unei evidențe personale a consumului alimentar, care ar permite automonitorizarea zilnică de adulți, femei gravide, și pentru copiii a consumului de pește, crustacee și moluște pentru estimarea aportului personal de mercur și luarea măsurilor corective necesare.

BIBLIOGRAFIE

1. Abdelrahman N. *Investigation on the level and movement of mercury contaminants around storage areas and food processing factories in Hassaheesa town*. Disponibil: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/32/030/32030702.pdf?r=1&r=1 [accesat: 10.10.2018].
2. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Addendum to the toxicological profile for mercury/alkyl and dialkyl compounds*. Disponibil: http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/mercury_organic_addendum.pdf [accesat: 18.05.2016].
3. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Children's exposure to elemental mercury: a national review of exposure events*. Disponibil: <https://www.atsdr.cdc.gov/mercury/docs/MercuryRTCFinal2013345.pdf> [accesat 14.12.2017].
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Public health assessment - guidance manual (Update)*. Atlanta, Georgia. ATSDR press; 2005.
5. Agenția Națională pentru Sănătate Publică. *Alimentația în instituțiile de învățământ din țară*. Disponibil: <https://ansp.md/index.php/alimentatia-in-institutiile-de-invatamant-din-tara/> [accesat: 13.03.2020].
6. Apostol I, Pleșca V, Țugui T, et al. *Profilul național privind managementul substanțelor chimice în Republica Moldova*. Chișinău. Tipografia AȘM; 2008.
7. Axelrad D, Adams K, Chowdhury F. *America's children and the environment: third edition*. Washington. EPA; 2013.
8. Axelrad D, Bellinger DC, Ryan LM, Woodruff TJ. Dose-response relationship of prenatal mercury exposure and IQ: an integrative analysis of epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives*. 2007; 115(4): 609 – 615. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1852694/> [accesat: 01.05.2019].
9. Bahnarel I, Zepca V, Cazacu-Stratu A, Zaporojan A. Alimentația elevilor din școli – o problemă a societății moderne. *Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științe Medicale*. 2013; 5(41): 133-137.
10. Banca Europeană pentru Reconstrucție și Dezvoltare. *Studiul geologic și hidrologic: depozitul de deșeuri Țânțăreni*. Disponibil: https://www.chisinau.md/public/files/anul_2016/comunicate/706.713_Tintareni_Geo_Summary_Rom.pdf [accesat: 11.11.2018].
11. Baughman T. Elemental mercury spills. *Environmental Health Perspectives*. 2006; 114(2): 147 – 152. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1367823/pdf/ehp0114-000147.pdf> [accesat: 01.05.2019].
12. Becker W, Darnerud P, Petersson G. *Risks and benefits of fish consumption: a risk-benefit analysis based on the occurrence of dioxin/PCB, methyl mercury, n-3 fatty acids and vitamin D in fish*. Disponibil: https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2007/2007_12_risks_and_benefits_of_fish_consumption.pdf?AspxAutoDetectCookieSupport=1 [accesat: 06.05.2018].
13. Begu A, Brașoveanu V. Poluarea ecosistemelor forestiere cu unele metale grele. In: *Materialele simpozionului internațional. Dezvoltarea durabilă a sectorului forestier-noi obiective și priorități*. 17-19 noiembrie 2011, Chișinău: 2011, p. 7 - 11.
14. Begu A, et al. Argumentarea științifică a valorii ecosistemului forestier lupăria. *Mediul Ambient*. 2007; 4(34): 16-23.
15. Begu A, Sandu M, Obuh P, Stegărescu I. Starea ariilor naturale protejate de stat în bazinul râului Prut. *Mediul Ambient*. 2006; 5(29): 4 – 9.

16. Begu A. *Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și implementarea ei în monitoringul calității mediului*. Chișinău. 2010. Disponibil: http://www.cnaa.md/files/theses/2010/15865/adam_begu_abstract.pdf [accesat: 10.05.2016].
17. Bicova E, Kirillova B. *Informative inventory report of the Republic of Moldova 1990-2014*. Disponibil: https://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/status_reporting/2016_submissions/ [accesat: 07.07.2017].
18. Bigham G, Chan W, Dekermenjian M, Reza A. Indoor concentrations of hg vapor following various spill scenarios. *Environmental Forensics*. 2008; 9(2-3): 187-196.
19. Biodiversity Research Institute. *Global mercury monitoring in humans and seafood study*. Disponibil: <http://www.briloon.org/where-we-work> [accesat: 28.08.2018]
20. Birgisdottir B, Knutsen H, Haugen M, et al. Essential toxic element concentrations in blood and urine and their associations with diet: Results from Norwegian population study including high/consumers of seafood. *Science of the Total Environment*. 2013; 463-464. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23867847> [accesat: 10.10.2018].
21. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2018*. BNS, Chișinău; 2019. pp.130-133.
22. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2017*. BNS, Chișinău; 2018. pp.130-133.
23. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2016*. BNS, Chișinău; 2017. pp.132-136.
24. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2015*. BNS, Chișinău; 2016. pp.135-138.
25. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2014*. BNS, Chișinău; 2015. pp.135-138.
26. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2013*. BNS, Chișinău; 2014. pp.140-143.
27. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2012*. BNS, Chișinău; 2013. pp.127-130.
28. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2011*. BNS, Chișinău; 2012. pp.126-130.
29. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2010*. BNS, Chișinău; 2011. pp.124-127.
30. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2009*. BNS, Chișinău; 2010. pp.123-126.
31. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2008*. BNS, Chișinău; 2009. pp.131-134.
32. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2007*. BNS, Chișinău; 2008. pp.114-117.
33. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare în gospodărie. În: *Aspecte privind nivelul de trai al populației în 2006*. BNS, Chișinău; 2007. pp.104-107.
34. Biroul Național de Statistică. Consumul produselor alimentare, pe medii. Disponibil: <http://statbank.statistica.md/pxweb/pxweb/ro/30%20Statistica%20sociala/?rxid=b2ff27d7-0b96-43c9-934b-42e1a2a9a774> [accesat: 20.04.2019].
35. Biroul Național de Statistică. Mediu înconjurător – Deșeuri. Disponibil: <https://statistica.gov.md/category.php?l=ro&idc=99&> [accesat: 12.12.2018].

36. Biroul Național de Statistică. Populația și procesele demografice. Disponibil: <https://statbank.statistica.md/pxweb/pxweb/ro/20%20Populatia%20si%20procesele%20demografice/?rxid=b2ff27d7-0b96-43c9-934b-42e1a2a9a774> [accesat: 14.07.2018].
37. Biroul Național de Statistică. Situația copiilor în Republica Moldova - 2018. Disponibil: <http://www.statistica.md/newsview.php?l=ro&idc=168&id=6017> [accesat: 14.07.2018].
38. Biroul Național de Statistică. Situația copiilor în Republica Moldova - 2014. Disponibil: <http://statistica.gov.md/newsview.php?l=ro&idc=168&id=4779> [accesat: 14.07.2018].
39. Biroul național de statistică. Statistica economică – export, import, balanța comercială. Disponibil: <http://statbank.statistica.md/pxweb/pxweb/ro/40%20Statistica%20economica/?rxid=b2ff27d7-0b96-43c9-934b-42e1a2a9a774> [accesat: 20.04.2019].
40. Björnberg KA, et al. Methylmercury and inorganic mercury in Swedish pregnant women and in cord blood: influence of fish consumption. *Environmental Health Perspectives*. 2003; 111(4): 637-641. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1241457/pdf/ehp0111-000637.pdf> [accesat: 16.07.2018].
41. Bognar A. *Tables on weight yield of food and retention factors of food constituents for the calculation of nutrient composition of cooked foods (dishes)*. Disponibil: http://www.fao.org/uploads/media/bognar_bfe-r-02-03.pdf [accesat: 14.12.2018].
42. Boischio A, Vaught E. *Health sector in the implementation of the Minamata Convention – workshop summary*. Disponibil: https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_docman&view=download&category_slug=presentations-8560&alias=37647-jamaica-workshop-report-647&Itemid=270&lang=en [accesat: 13.10.2018].
43. Bose OR, Mccarty K, Steckling N, et al. Mercury exposure and children's health. *Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care*. 2010; 40(8): 186–215.
44. Braaten H, et al. *Spatial and temporal trends of mercury in freshwater fish in Fennoscandia (1965-2015)*. Disponibil: <https://pdfs.semanticscholar.org/80d6/36c3a7fb60165841bbcdbfec8411389a7958.pdf> [accesat: 20.08.2019].
45. Brad JA, Zhanjiang L, Rex AD. Dress-out and fillet yields of channel catfish, *Ictalurus punctatus*, blue catfish, *Ictalurus furcatus*, and their F1, F2 and backcross hybrids. *Aquaculture*. 2003; 228(1–4): pp. 81-90.
46. Broussard L, Hammett SC, Winecker R, et al. The Toxicology of mercury. *Laboratory Medicine*. 2002; 33(8): 614–625. Disponibil: <https://doi.org/10.1309/5HY1-V3NE-2LFL-P9MT> [accesat: 25.07.2016].
47. Buchanan S, Anglen J, Turyk M. Methyl mercury exposure in populations at risk: Analysis of NHANES 2011-2012. *Environment Research Journal*. 2015; 140: 56-64.
48. Bureau of Chemical Safety. *Human Health Risk Assessment of Mercury in Fish and Health Benefits of Fish Consumption*. Disponibil: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/food-nutrition.html> [accesat: 12.05.2019].
49. Butterworth J, Mackey D, Wasnick JD. *Clinical Anesthesiology*. 6th edition. New York, McGraw-Hill Education; 2018. Disponibil: <https://accessmedicine.mhmedical.com/book.aspx?bookID=2444> [accesat: 19.12.2018].
50. Byeong JY, et al. Evaluation of mercury exposure level, clinical diagnosis and treatment for Hg intoxication. *Annals of Occupational and Environmental Medicine*. 2016; 28(5): 1-8.
51. Caravati E, et al. Elemental mercury exposure: An evidence based consensus guideline for out of hospital management. *Clinical Toxicology*. 2008; 46(1): 1-21.

52. Castaño A, Cutanda F, Esteban M. Fish consumption patterns and hair mercury levels in children and their mothers in 17 EU countries. *Environmental Research Journal*. 2015; 141: 58 - 68. Disponibil: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.029> [accesat: 08.09.2017].
53. Centers for Disease Control and Prevention. *Biomonitoring Summary - Mercury: general information*. Disponibil: https://www.cdc.gov/biomonitoring/Mercury_Biomonitoring_Summary.html [accesat: 07.07.2017].
54. Centers for Disease Control and Prevention. *Breastfeeding mothers should minimize exposure to mercury in their diets, at home, and at work*. Disponibil: <https://www.cdc.gov/breastfeeding/breastfeeding-special-circumstances/environmental-exposures/mercury.html> [accesat: 07.07.2019].
55. Centre on Emission Inventories and Projections. *Inventory review reports – 2018*. Disponibil : https://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/review_results /review_reports/ [accesat: 23.11.2018].
56. Centrul Național Științifico-Practic de Medicină Preventivă. *Studiul demografic și de sănătate din Republica Moldova*. Chișinău, Gunivas; 2007. Disponibil: <https://dhsprogram.com/pubs/pdf/FR178/FR178-Romanian.pdf> [accesat: 01.11.2019].
57. Cernelev O. *Impactul nivelului activității fizice și alimentației asupra dezvoltării obezității la adulți*. Chișinău. 2019.
58. Chapman FA, Douglass EC, Miles RD. Processing yields for meat of russian and siberian sturgeons cultured in Florida, USA. *Journal of Aquatic Food Product Technology*. 2005; 14(1): 29-37.
59. Clarke JU. Evaluation of censored data methods to allow statistical comparisons among very small samples with below detection limit observations. *Environment Science & Technology*. 1998; 32(1): 177–183.
60. Cohen JT, Bellinger DC, Bennett A, Shaywitz BA. A quantitative analysis of prenatal intake of n-3 polyunsaturated fatty acids and cognitive development. *American Journal of Preventive Medicine*. 2005; 29(4): 366–374.
61. Cohen JT, Bellinger DC, Shaywitz BA. A quantitative analysis of prenatal methyl mercury exposure and cognitive development. *American Journal of Preventive Medicine*. 2005; 29(4): 353.
62. Conrad S, Davidson PW, Myers GJ. The Seychelles child development study: two decades of collaboration. *Seychelles Medical and Dental Journal*. 2004; 7(1): 92 – 99.
63. Crapo Ch, Paust Br, Babbitt J. *Recoveries and yields from Pacific fish and shellfish*. Disponibil: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/14823> [accesat: 13.03.2019].
64. Croghan CW, Egeghy P. *Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS*. Disponibil: <https://analytics.ncsu.edu/sesug/2003/SD08-Croghan.pdf> [accesat: 02.02.2019].
65. Crotova J, Popel S. Mercury-contaminated fish and essential fatty acids: problems and solutions. *Chemistry Journal of Moldova*. 2012; 7(1): 162–163.
66. Curcubet G, Domanciuc V, Tîmciuc Iu. Acvacultura Moldovei: evoluție și potențial. *Akados: științe agricole*. 2016; 2(41): 103 – 108.
67. Davidson PW, et al. Fish consumption, mercury exposure, and their associations with scholastic achievement in the Seychelles child development study. *Neurotoxicology*. 2010; 31(5): 439-447.

68. Department of Agriculture, Health, Human services of United States of America. *Nutrition and Your Health: Dietary Guidelines for Americans - Appendix G2: Original Food Guide Pyramid Patterns and Description of USDA Analyses*. Disponibil: https://health.gov/dietaryguidelines/dga2005/report/HTML/table_g2_adda2.htm [accesat: 21.04.2019].
69. Earle CD, Rhue RD, Earle JF. Mercury in a municipal solid waste landfill. *Waste Management and Research* . 1999; 17(4): 305 – 312.
70. Environment and Climate Change Department. Canadian mercury science assessment - summary of key results. Disponibil: http://publications.gc.ca/collections/collection_2016/eccc/En84-130-2-2016-eng.pdf [accesat: 05.12.2018].
71. Environment European Agency. *Air quality in Europe report*. Disponibil: <https://skupno.stobcin.si/wp-content/uploads/2017/10/airquality2017-15-29.pdf> [accesat: 01.08.2018].
72. Environment European Agency. *Costs of air pollution from European industrial facilities 2008 – 2012*. Disponibil: <https://www.eea.europa.eu/publications/costs-of-air-pollution-2008-2012> [accesat: 01.08.2018].
73. Environment Protection Agency. *Fish advice: technical information*. Disponibil: <https://www.epa.gov/fish-tech> [accesat: 20.05.2017].
74. Environmental Protection Agency. *Estimated fish consumption rates for the U.S. population and selected subpopulations*. Disponibil: <https://www.epa.gov/fish-tech/reports-and-fact-sheets-about-fish-consumption-and-human-health> [accesat: 12.01.2017]
75. Environmental Protection Agency. *Exposure factors handbook 2011 edition*. Washington. U.S EPA; 2011. Disponibil: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252> [accesat: 01.09.2018].
76. Environmental Protection Agency. *Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories: Volume 2*. Washington. U.S. EPA; 2000. 383p. Disponibil: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/volume2.pdf> [accesat: 01.09.2018].
77. Environmental Protection Agency. *Mercury study report to congress Volume IV*. Washington. U.S EPA; 1997. Disponibil: <https://www3.epa.gov/ttn/atw/112nmerc/volume4.pdf> [accesat: 02.08.2018].
78. Environmental Protection Agency. *Mercury study report to congress Volume V*. Washington. U.S EPA; 1997. Disponibil: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/volume5.pdf> [accesat: 02.08.2018].
79. Environmental Protection Agency. *Reference dose for methylmercury: external review draft*. Washington. U.S EPA; 2000. Disponibil: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=20873> [accesat: 01.09.2018].
80. Esther GG, Wanchai O, Joelyn S, Srinivasa TKG. *By-products of tuna processing globefish*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/a-bb215e.pdf> [accesat: 14.12.2018].
81. European Comission. *Ambient air pollution by mercury (Hg): Position Paper On Mercury*. Disponibil: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_mercury.pdf [accesat: 02.08.2018].
82. European Commission. *Human biomonitoring on a European scale*. Disponibil: <http://www.eu-hbm.info/euresult/media-corner/press-kit> [accesat: 04.04.2019].
83. European Environment Agency. *European Union emission inventory report 1990 – 2016 under the UNECE convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP)*. Disponibil: <https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-emission-inventory-report-1990-2016> [accesat: 30.09.2018].

84. European Environment Agency. *Inventory Review 2019: Review of emission data reported under the LRTAP convention*. Disponibil: https://www.ceip.at/fileadmin/inhalte/emep/pdf/2019/InventoryReport_2019.pdf [accesat: 11.06.2020].
85. European Environment Agency. *Mercury in Europe's environment*. Disponibil: <https://www.eea.europa.eu/publications/mercury-in-europe-s-environment> [accesat: 20.09.2019].
86. European Food Safety Authority. Guidance on selected default values to be used by the EFSA Scientific Committee, Scientific Panels and Units in the absence of actual measured data. *EFSA Journal*. 2012; 10(3): 2579. Disponibil: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2579> [accesat: 03.03.2018].
87. European Food Safety Authority. Guidance on the use of probabilistic methodology for modelling dietary exposure to pesticide residues. *EFSA Journal*. 2012; 10(10): 2839. Disponibil: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2839> [accesat: 03.03.2019].
88. European Food Safety Authority. Opinion of the Scientific Panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*. 2004; 34: 1-14. Disponibil: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2004.34> [accesat: 03.03.2018].
89. European Food Safety Authority. Scientific Opinion on health benefits of seafood consumption in relation to health risks associated with exposure to methylmercury. *EFSA Journal*. 2014; 12(7): 3761. Disponibil: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3761> [accesat: 03.03.2018].
90. European Food Safety Authority. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*. 2012; 10(12): 2985. Disponibil: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2985> [accesat: 03.03.2018].
91. European Food Safety Authority. The principles and methods behind EFSA's Guidance on Uncertainty Analysis in Scientific Assessment. *EFSA Journal*. 2018; 16(1): 5122. Disponibil: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5122> [accesat: 03.03.2020].
92. European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products. *The EU fish market –2015*. Disponibil: <https://www.eumofa.eu/market-analysis-yearly> [accesat: 14.09.2018].
93. European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products. Supply balance sheet. Disponibil: <https://www.eumofa.eu/supply-balance> [accesat: 10.04.2020].
94. European Parliament. Regulation no 1907/2006 of 18.12.2006 concerning the registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals, establishing a European Chemicals Agency. *Official Journal of the European Union*. 2006; 49. Disponibil: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32006R1907> [accesat: 27.06.2018].
95. Food and Agriculture Organization. *Climate change: unpacking the burden on food safety*. Disponibil: <https://doi.org/10.4060/ca8185en> [accesat: 10.05.2020].
96. Food and Agriculture Organization. Commodities 1976-2018 [online query]. Disponibil: http://www.fao.org/figis/servlet/TabSelector?tb_ds=Commodities&tb_mode=TABLE&tb_act=ACTION&tb_grp=RESET [accesat: 23.05.2018].
97. Food and Agriculture Organization. FishStatJ - software for fishery and aquaculture statistical time series. Disponibil: <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en> [accesat: 21.06.2018].
98. Food and Agriculture Organization. *Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/a-i2697e.pdf> [accesat: 10.12.2018].

99. Food and Agriculture Organization. *Handling and processing shrimp*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/x5931e/x5931e00.htm#Contents> [accesat: 14.12.2018].
100. Food and Agriculture Organization. *Report of the joint FAO/WHO expert consultation on the risks and benefits of fish consumption*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/ba0136e/ba0136e00.pdf> [accesat: 16.04.2019].
101. Food and Agriculture Organization. *Yield and nutritional value of the commercially more important fish species*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/T0219E/T0219E00.htm#TOC> [accesat: 25.11.2018].
102. Food and Drug Administration. *Mercury concentrations in fish from the FDA monitoring program (1990-2010)*. Disponibil: <https://www.fda.gov/food/metals/mercury-concentrations-fish-fda-monitoring-program-1990-2010> [accesat: 06.05.2016].
103. Food Standards Agency. *Chemical contaminant monitoring: How to detect and monitor chemical contaminants and guidance on the relevant limits*. Disponibil: <https://www.food.gov.uk/business-guidance/chemical-contaminant-monitoring> [accesat: 16.02.2017].
104. FOREGS. *Geochemical Atlas of Europe – Baseline Database (Statistics)*. Disponibil: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/ForegsData.php> [accesat: 23.10.2018].
105. Friberg L, et al. *Mercury in the environment: a toxicological and epidemiological appraisal*. Disponibil: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101G15H.PDF?Dockey=9101G15H.PDF> [accesat: 22.07.2018].
106. Gummin DD, et al. Annual Report of the American Association of Poison Control Centers' National Poison Data System: 35th Annual Report. *Clinical Toxicology*. 2018; 56(12): 1213 – 1415. Disponibil: <https://www.aapcc.org/annual-reports/> [accesat: 24.06.2019].
107. Gworek B, et al. Air contamination by mercury, emissions and transformations – a review. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2017; 228(4): 123-154.
108. Gworek B, et al. Influence of a municipal waste landfill on the spatial distribution of mercury in the environment. *Plos One*. 2015; 10(7): 1-12. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.6084/m9.figshare.1397488> [accesat: 11.04.2019].
109. Hareide NR, et.al. *European shark fisheries: a preliminary investigation into fisheries, conversion factors, trade products, markets and management measures*. Disponibil: http://eulasma.org/wp-content/uploads/2015/10/European-shark-fisheries_b.pdf [accesat: 01.12.2018].
110. Hotărârea Curții de Conturi a Republicii Moldova privind Raportul auditului de conformitate asociat auditului performanței privind gestiunea deșeurilor periculoase și de producție – impactul adițional: nr.28 din 22 iunie 2017. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2017; 421 – 427.
111. Hotărârea Guvernului cu privire la aprobarea Listei și tarifelor serviciilor contra cost din sfera sănătății publice prestate persoanelor fizice și juridice, nr. 533 din 13.07.2011. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2011; 118-121: 606.
112. Hotărârea Guvernului cu privire la aprobarea Regulamentului sanitar privind contaminanții din produsele alimentare, nr. 520 din 22.06.2010. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2010; 108-109: 607.
113. Hotărârea Guvernului cu privire la aprobarea Regulilor privind metodele de prelevare și analiză a probelor pentru controlul oficial al nivelurilor de plumb, cadmiu, mercur, staniu anorganic, 3-MCPD și hidrocarburi policiclice aromatice în produsele alimentare: nr. 941 din 11.10.2010. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2010; 202 – 205: 1035.

114. Hotărârea Guvernului cu privire la aprobarea Strategiei de mediu pentru anii 2014 – 2023 și a Planului de acțiuni pentru implementarea acesteia: nr. 301 din 24.04.2014. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2014; 104 – 109: 328.
115. Hotărârea Guvernului pentru aprobarea Regulamentului cu privire la modul de calculare a mărimii minimului de existență, nr. 285 din 30.04.2013. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2013; 104 – 108: 344.
116. Hugosson H, Larnholt K. *Water quality and sanitation in rural Moldova*. Sweden. Uppsala University; 2010.
117. Hui-Wen H. *Verification of methodologies for estimating human exposure to high levels of mercury pollution in the environment*. United Kingdom. University of Southampton; 2008.
118. Inspectoratul pentru Protecția Mediului. Rapoarte anuale 2014 – 2018. Disponibil: <http://ipm.gov.md/ro/rapoarte-anuale> [accesat: 12.12.2018]
119. Institutul de Chimie al Academiei de Științe a Moldovei. *Raport de încercări privind probele prelevate de la depozitul de deșeuri pesticide din satul Gaidar*: n. 84 din 24 septembrie 2015.
120. Institutul de Chimie al Academiei de Științe a Moldovei. *Raport de încercări privind probele prelevate de la întreprindere de demercurizare*: nr. 28 din 27 iulie 2015.
121. Institutul de Chimie al Academiei de Științe a Moldovei. *Raport de încercări privind concentrația totală de mercur în probele prelevate de la depozitele AO "Mișcarea ecologistă din Moldova"*: nr. 89 din 17 noiembrie 2015.
122. International Trade Centre. Trade statistics for international business development. Disponibil: <https://www.trademap.org/Index.aspx> [accesat: 20.08.2018].
123. Îndoitu D. Dinamica conținutului de humus în sol sub influența diferitor sisteme de fertilizare folosite timp îndelungat. *Știința agricolă*. 2008; 1: 11 – 14.
124. Janssen MPM, et al. *Potential measures for emission reduction within the European Water Framework Directive: Illustrated by fact sheets for Cd, Hg, PAHs and TBT*. Disponibil: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607648001.pdf> [accesat: 29.05.2018].
125. Jeljer H, Andy H, Helen O. Fish, contaminants and human health: Quantifying and weighing benefits and risks. *Food and Chemical Toxicology*. 2013; 54: 18 – 29.
126. Jensen TK, et al. Effects of breast feeding on neuropsychological development in a community with methylmercury exposure from seafood. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. 2005; 15: 423 – 430.
127. Jenssen MTS, et al. Dietary mercury exposure in a population with a wide range of fish consumption – Self-capture of fish and regional differences are important determinants of mercury in blood. *Science of The Total Environment*. 2012; 439: 220 – 229.
128. Jigău G, Grigeli G, Nedalcov S, Stasiev Gr. Procese de poluare a solurilor cu metale grele și radionuclizi în cadrul landșaftului spațiului Prut și Nistru. *Soil Forming Factors and Processes from the Temperate Zone*. 2005; 4(1): 145-156.
129. Joachim M, Johannes Guethlin N, Guethlin C. Comments on the article “the toxicology of mercury and its chemical compounds” by Clarkson and Magos (2006). *Critical Reviews in Toxicology*. 2007; 37: 537–549.
130. John J. The cod family and its utilization. *Marine Fisheries Review*. 1979; 41(11): 25-36.
131. Jozef MP, Kyrre S, Elisabeth GP. Socio-economic costs of continuing the status-quo of mercury pollution. Copenhagen, Nordic Council of Ministers; 2008. Disponibil: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:701754/FULLTEXT01> [accesat: 13.06.2019].

132. Jurica KA, Batalb M, Will D. A total diet study and probabilistic assessment risk assessment of dietary mercury exposure among First Nations living on-reserve in Ontario. *Environmental Research*. 2017; 158: 409 – 420.
133. Karimi R, Fitzgerald TP, Fisher NS. A quantitative synthesis of mercury in commercial seafood and implications for exposure in the United States. *Environmental Health Perspectives*. 2012; 120(11): 1512 – 1519.
134. Karliner J. *The global movement for mercury-free health care*. Disponibil: <https://noharm-europe.org/documents/global-movement-mercury-free-health-care>[accesat: 03.06.2019].
135. Kim SA, et al. assessment of dietary mercury intake and blood mercury levels in the Korean population: results from the Korean national environmental health survey 2012–2014. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2016; 13(9): 877 – 894.
136. Lazova O, et al. Sensory characterization, physico-chemical properties and somatic yields of five emerging fish species. *Food Research International*. 2017; 100(1): 396-406.
137. Legea pentru ratificarea Convenției de la Minamata cu privire la mercur nr. 51 din 30.03.2017. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2017; 149 – 154: 242.
138. Legea privind deșeurile nr. 209 din 29.07.2016. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2016; 459 – 471: 916.
139. Legrand M, et al. Methylmercury blood guidance values for Canada. *Canadian Journal of Public Health*. 2010; 101(1): 28-31.
140. Leino O, Karjalainen AK, Tuomisto JT. Effects of docosahexaenoic acid and methylmercury on child's brain development due to consumption of fish by Finnish mother during pregnancy: A probabilistic modeling approach. *Food and Chemical Toxicology*. 2013; 54: 50 – 58.
141. Liana CD, et al. Assessing global dietary habits: a comparison of national estimates from the FAO and the Global Dietary Database. *The American Journal of Clinical Nutrition*. 2015; 101(5). Disponibil: <https://doi.org/10.3945/ajcn.114.087403> [accesat: 16.12.2019].
142. Magos L. Mercury-blood interaction and mercury uptake by the brain after vapor exposure. *Environmental Research*. 1967; 1(4): 323-337.
143. Mahaffeya KM, Clickner RP, Jeffries RA. Methylmercury and omega – 3 fatty acids: Co-occurrence of dietary sources with emphasis on fish and shellfish. *Environmental Research*. 2008; 107(1): 20-29.
144. Martin RL, et al. A review of events that expose children to elemental mercury in the United States. *Environmental Health Perspectives*. 2009; 117(6): 871-878
145. Mary CS, et al. Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization*. 2014; 92: 254-269.
146. Meteorological Synthesizing Centre – East. Country-specific report for Republic of Moldova. Disponibil: <http://en.msceast.org/index.php/pollution-assessment/emep-domain-menu?id=119> [accesat: 12.10.2016].
147. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire. Arrêté du 30 septembre 2011 relatif à la qualité nutritionnelle des repas servis dans le cadre de la restauration scolaire. Disponibil: <https://beta.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2011/9/30/AGR1032380A/jo/texte> [accesat: 23.04.2019].

148. Ministerul Sănătății al Republicii Moldova. Ordin nr. 184 cu privire la modernizarea și reorganizarea serviciului de laborator al Serviciului de Supraveghere de Stat a Sănătății Publice din 25.03.2016. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2016; 106 – 113: 622.
149. Ministerul Sănătății al Republicii Moldova. Ordin nr. 638 cu privire la implementarea recomandărilor pentru un regim alimentar sănătos și activitate fizică adecvată în instituțiile de învățământ din Republica Moldova, din 12.08.2016. *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*. 2016; 293 – 305: 1435.
150. Ministerul Sănătății al Republicii Moldova. Recomandări pentru un regim alimentar sănătos și activitate fizică adecvată în instituțiile de învățământ din Republica Moldova. Disponibil: http://old2.ms.gov.md/sites/default/files/legislatie/recomandare_metodica_alimentatia_copiiilor.pdf [accesat: 09.09.2016].
151. Ministerul Sănătății Publice al României. Ordinul nr. 1563/2008 pentru aprobarea Listei alimentelor nerecomandate preșcolărilor și școlărilor și a principiilor care stau la baza unei alimentații sănătoase pentru copii și adolescenți. Disponibil: <https://lege5.ro/Gratuit/geytsmbtge/ordinul-nr-1563-2008-pentru-aprobarea-listei-alimentelor-nerecomandate-prescolarii-si-scolarii-si-a-principiilor-care-stau-la-baza-unei-alimentatii-sanatoase-pentru-copii-si-adolescenti> [accesat: 12.09.2019].
152. Mortensen ME, et al. Total and methylmercury in whole blood measured for the first time in the U.S population: NHANES 2011–2012. *Environmental Research*. 2014; 134: 257–264.
153. Mozaffarian D, Rimm EB. Fish Intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Journal of the American Medical Association*. 2006; 296(15): 1885 – 1899.
154. Mukherjee AB, Zevenhoven R, Brodersen J, Hylander L. Mercury in waste in the European Union: sources, disposal methods and risks. *Resources, Conservation and Recycling*. 2004; 42(2): 155 – 182.
155. Mulheir Ge, et al. *Raport: evaluarea strategică a sistemului de protecție a copiilor în Republica Moldova*. Chișinău. Tipografia Lumos foundation; 2014.
156. Munteanu GG, Munteanu VI. Bioindication of mercury pollution of the dubossary reservoir. *Water Resources*. 2005; 32(4): 422 – 426.
157. Munteanu GG, Munteanu VI. The effects of Rezina–Rybnitsa industrial complex on Hg(II), Cu(II), Pb(II), Cd(II) content in Dubasari reservoir of the Dniester River. *Hydrobiologic Journal*. 2004; 40(4): 80–96.
158. Munteanu MP, Stanciu S. Research on the assessment of the consumer profile of fishery products in cahul, the Republic of Moldova. *30th International-Business-Information-Management-Association Conference - 2017*. 08-09 November 2017, Spain, Madrid.
159. Munteanu V, Munteanu G. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecological Indicators*. 2007; 7(2): 489 – 496.
160. Myers GJ, Davidson PW, Shamlaye CF. A review of methylmercury and child development. *Neurotoxicology*. 1998; 19(2): 313 – 328.
161. Myers GJ, et al. Postnatal exposure to methyl mercury from fish consumption: a review and new data from the seychelles child development study. *Neurotoxicology*. 2009; 30(3): 338 – 349.
162. National Health System of United Kingdom. Disponibil: <http://www.nhs.uk/conditions/pregnancy-and-baby/pages/foods-to-avoid-pregnant.aspx> [accesat: 18.12.2018].

163. National Health System of United Kingdom. Disponibil: <http://www.nhs.uk/chq/Pages/can-I-eat-shellfish-during-pregnancy.aspx?CategoryID=54&SubCategoryID=216> [accesat: 18.12.2018].
164. National Health System of United Kingdom. Disponibil: <http://www.nhs.uk/chq/Pages/should-pregnant-and-breastfeeding-women-avoid-some-types-of-fish.aspx?CategoryID=54> [accesat: 18.12.2018].
165. National Research Council. *Toxicological Effects of Methylmercury*. Washington DC. The National Academies Press; 2000.
166. Netherlands Nutrition Centre. *Diet and pregnancy: fact sheet*. Disponibil: <http://www.voedingscentrum.nl/Assets/Uploads/voedingscentrum/Documents/Professionals/Pers/Factsheets/Fact%20sheet%20pregnancy%20and%20diet.pdf> [accesat: 10.10.2019]
167. Niladri B, Horvat M, Evers DC, Zastenskaya I, Weihe P, Tempowski J. A State-of-the-Science Review of Mercury Biomarkers in Human Populations Worldwide between 2000 and 2018. *Environmental Health Perspectives*. 2018; 126(10). Disponibil: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/full/10.1289/EHP3904> [accesat: 12.07.2019].
168. Norwegian Scientific Committee for Food Safety. *Benefit-risk assessment of fish and fish products in the Norwegian diet – an update*. Disponibil: <https://vkm.no/download/18.2994e95b15cc54507161ea1a/1498222018046/0a646edc5e.pdf> [accesat: 28.03.2019].
169. Obrist D, et al. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio*. 2018; 46(2): 116 – 140.
170. Organizația Națiunile Unite. *Studiu de performanțe în domeniul protecției mediului în Republica Moldova – Ediția a II-a*. Disponibil: https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/epr/epr_studies/moldova%20II%20m.pdf [accesat: 13.12.2019].
171. Parlamentul Republicii Moldova. *Hotărâre cu privire la raportul Comisiei Speciale pentru eficientizarea cadrului legislativ privind alimentația copiilor în instituțiile preșcolare și de învățământ*. Aprobata prin Hotărârea Biroului Permanent al Parlamentului Republicii Moldova nr. 88 din 21 martie 2017. Disponibil: <http://www.parlament.md/Legislation/Document.aspx?Id=333400b2-41c2-4066-a254-839f6dfade6d> [accesat: 04.10.2019].
172. Pirrone N, Mahaffey KR. *Dynamics of mercury pollution on regional and global scales: atmospheric processes and human exposures around the world*. New York. Springer Science Media Inc; 2005.
173. Poulin J, Gibb H. *Mercury: assessing the environmental burden of disease at national and local levels*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/43875> [accesat: 16.04.2019].
174. Priestly BG. *Compact fluorescent lamps and mercury: review of the Maine compact fluorescent lamp study*. Disponibil: http://www.energyrating.gov.au/sites/new.energyrating/files/documents/Priestly-19-Dec08-Maine-CFL-Review_0.pdf [accesat: 19.03.2018].
175. Rachier V. *Evaluarea potențialului energetic eolian al Republicii Moldova*. Chișinău, 2016.
176. Rajae M, et al. Mercury exposure assessment and spatial distribution in a Ghanaian small-scale gold mining community. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2015; 12(9). Disponibil: <http://doi.org/10.3390/ijerph120910755> [accesat: 17.02.2017].

177. Risher JF. *Concise International Chemical Assessment Document 50 - Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects*. World Health Organization. Geneva. WHO press; 2003.
178. Ruggieri F, et al. Mercury in children: current state on exposure through human biomonitoring studies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017; 14(5). Disponibil: doi:10.3390/ijerph14050519 [accesat: 16.03.2018].
179. Rui L, et al. Mercury pollution in vegetables: grains and soils from areas surrounding coal-fired power plants. *Scientific Reports*. 2017; 7. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1038/srep46545> [accesat: 30.09.2018].
180. Sallsten G, Barregard L, Schutz A. Decrease in mercury concentration in blood after long term exposure: A kinetic study of chloralkali workers. *British Journal of Industrial Medicine*. 1993; 50(9): 814 – 821. Disponibil: <https://oem.bmj.com/content/oemed/50/9/814.full.pdf> [accesat: 19.07.2017].
181. Sarigiannis DA, Karakitsios SP, Antonakopoulou MP, Gotti A. Exposure analysis of accidental release of mercury from compact fluorescent lamps. *Science of the total environment*. 2012; 435–436: 306 – 315. Disponibil: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.026> [accesat: 15.05.2019].
182. Schoeman K. et al. Defining a lowest observable adverse effect hair concentrations of mercury for neurodevelopmental effects of prenatal methylmercury exposure through maternal fish consumption: a systematic review. *Therapeutic Drug Monitoring*. 2009; 31(6): 670 – 682 ISSN 1536-3694. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19865003> [accesat: 15.05.2019].
183. Science for Environment Policy. *Tackling mercury pollution in the EU and worldwide*. Disponibil: <https://op.europa.eu/s/up4t> [accesat: 11.06.2020].
184. Selin H, et al. Linking science and policy to support the implementation of the Minamata Convention on Mercury. *Ambio*. 2018; 47(2): 198 – 215. Disponibil: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-017-1003-x> [accesat: 13.07.2018].
185. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova - 2015*. Disponibil: http://www.meteo.md/images/uploads/pages_downloads/Anuar_Aer_2015.pdf [accesat: 15.09.2018].
186. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova - 2014*. Disponibil: http://old.meteo.md/monitor/anuare/2014/anuarapei_2014.pdf [accesat: 15.09.2021].
187. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova - 2013*. Disponibil: http://old.meteo.md/monitor/anuare/2013/anuarapei_2013.pdf [accesat: 15.09.2018].
188. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova - 2012*. Disponibil: http://old.meteo.md/monitor/anuare/2012/anuarapei_2012.pdf [accesat: 15.09.2018].
189. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova - 2015*.
190. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. *Starea calității solului pe teritoriul Republicii Moldova - 2013*. Disponibil: http://old.meteo.md/monitor/anuare/2013/anuarsol_2013.pdf [accesat: 15.09.2018].

191. Serviciului Hidrometeorologic de Stat. Scrisoarea cu privire la monitorizarea concentrației mercurului total și dizolvat în apa de suprafață, nr.05/476 din 16.02.2018.
192. Sherlock JC, et al. Elevation of mercury in human blood from controlled chronic ingestion of methylmercury in fish. *Human Toxicology*. 1984; 3(2): 117 – 131. Disponibil: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/6724592> [accesat: 1.04.2018].
193. Siudek P, Frankowski M, Siepak J. Atmospheric particulate mercury at the urban and forest sites in central Poland. *Environment Science and Pollution Research International*. 2016; 23(3). Disponibil: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26411447/> [accesat: 02.04.2018].
194. Slemr F, et al. Worldwide trend of atmospheric Hg. *Geophysical Research Letters*. 2003; 30(10): Disponibil: <https://doi.org/10.1029/2003GL016954> [accesat: 02.02.2017].
195. Sorensen JA, Glass GE, Schmidt KW. Regional patterns of wet mercury deposition. *Environmental Science Technology*. 1994; 28(12): 2025 – 2032. Disponibil: <https://doi.org/10.1021/es00061a010> [accesat: 06.06.2017].
196. Stahler D, Ladner S, Heather J. *Maine compact fluorescent lamp study*. Disponibil: <https://www.maine.gov/dep/homeowner/cflreport/cflreport.pdf> [accesat: 05.11.2018]
197. Stroud GD. *Handling and processing oysters*. Disponibil: <http://www.fao.org/3/x5954e/x5954e00.htm#Contents> [accesat: 17.03.2019]
198. Swedish Food Administration. *Advice about food: pregnant*. Disponibil: <https://www.livsmedelsverket.se/en/food-habits-health-and-environment> [accesat: 18.08.2018].
199. Șalaru Gh, et al. *Raportul Național situațional privind managementul durabil al substanțelor chimice din Republica Moldova*. Chișinău. UNDP Moldova; 2012.
200. Şebnem AŞ, et al. Evaluation of meat yield, proximate composition and fatty acid profile of cultured brook trout and black sea trout in comparison with their hybrid. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2011; 11: 261-271. Disponibil: http://www.trjfas.org/uploads/pdf_571.pdf [accesat: 20.08.2019].
201. Thomas DJ et al. Effects of age and sex on retention of mercury by methylmercury-treated rats. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 1982; 62(3): 445 – 454. Disponibil: [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(82\)90145-4](https://doi.org/10.1016/0041-008X(82)90145-4) [accesat: 07.11.2018].
202. Tóth G, et al. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*. 2016; 565. Disponibil: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115> [accesat: 25.07.2018].
203. Tóth G, et al. *Topsoil Survey. Methodology: data and results*. Italy. European Union; 2013. Disponibil: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/lucas-topsoil-survey-methodology-data-and-results> [accesat: 30.09.2018].
204. Tóth G, Hermann T, Dasilva MR. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*. 2016; 88: 299–309. Disponibil: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017> [accesat: 25.07.2019].
205. Travnikov Ol, et al. Multi-model study of mercury dispersion in the atmosphere: Atmospheric processes and model evaluation. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2017; 17(8). Disponibil: <https://doi.org/10.5194/acp-17-5271-2017> [accesat: 05.07.2018].
206. **Turcanu Gh.** Estimarea aportului zilnic de metil mercur și acizilor grași prin consumul de pește în rândul copiilor cu vârsta de 3-7 ani. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2020; 2(84): 58-65.
207. Țugui T. *Inventarul național al emisiilor de mercur al Republicii Moldova 2014: Nivelul 2*. Chișinău. Bons Offices; 2017.

208. **Țurcanu Gh**, Bahnarel I, Dupouy E. Mercury in different fish species and its role in assessing exposure. În: *Materialele Congresului consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF 'Nicolae Testemițanu'*. Chișinău; 2020. p. 155.
209. **Țurcanu Gh**, Dupouy El, Bahnarel I. Consumul de pește în rândul populației Republicii Moldova. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2021; 1(88): 83-87.
210. **Țurcanu Gh**. Mercurul în obiectele de mediu și produse alimentare - factori de risc pentru sănătatea. *Buletinul Academiei de științe a Moldovei. Științe medicale*. 2017; 1(53): 192-196.
211. **Țurcanu Gh**. Problema mercurului și compușilor acestuia: abordare complexă. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2016; 6(70): 56-60.
212. United Nations Environment Programme (UNEP). *Toolkit for Identification and Quantification of Mercury Sources, Reference Report and Guideline for Inventory Level 2*. Geneva: © United Nations Environment Programme, 2019, version 1.5, 354p. Disponibil: <http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/14781/UNEP-Hg-Toolkit-Reference-Report-January2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. [accesat: 15.01.2020]
213. United Nations Environment Programme. *Minamata initial assessment report in Republic of Moldova*. Disponibil: <http://www.mercuryconvention.org/Implementation/MinamataInitialAssessments/tabid/6166/language/en-US/Default.aspx> [accesat: 20.05.2019]
214. United Nations Environment Programme. *Global Mercury Assessment 2018*. Disponibil: <https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018> [accesat: 22.11.2019].
215. United Nations Environment Programme. *Global Review of Mercury Monitoring Networks*. Disponibil: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/31268> [accesat: 19.05.2017].
216. United Nations Environment Programme. *Mercury: time to act*. Geneva. UNEP press; 2013. Disponibil: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/27436> [accesat: 21.02.2016].
217. United Nations. International trade classification. Disponibil: <http://www.foreign-trade.com/reference/hscodet.htm> [accesat: 20.01.2016].
218. University of Stirling. *Report to the European Commission fisheries, study of the market for aquaculture produced seabass and seabream species*. Disponibil: https://ec.europa.eu/oceans-and-fisheries/index_en [accesat: 04.04.2019].
219. Veijrup K, et al. Prenatal mercury exposure and infant birth weight in the Norwegian mother and child cohort study. *Public Health Nutrition*. 2013; 17(9). Disponibil: <https://doi.org/10.1017/S1368980013002619> [accesat: 01.07.2019].
220. Veijrup K, et al. Prenatal mercury exposure, maternal seafood consumption and associations with child language at five years. *Environment International*. 2018; 110: 71 – 79. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.008> [accesat: 01.07.2019].
221. Vieira HC, et al. Fish consumption recommendations to conform to current advice in regard to mercury intake. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015; 22. Disponibil: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4635-z> [accesat: 10.10.2018].
222. Wanyu C, Bigham G, Dekermenjian M. Exposure to elemental mercury from a spill. *International Conference on Indoor Air Quality and Climate: the 11th edition, 17 – 22 august, 2008, Copenhagen, Denmark*. 2008.
223. Weihe P, Joensen HD. Dietary recommendations regarding pilot whale meat and blubber in the Faroe Islands. *International Journal of Circumpolar Health*. 2012; 71. Disponibil: <https://doi.org/10.3402/ijch.v71i0.18594> [accesat: 24.09.2018].

224. Wen-Xiong W. Biodynamic understanding of mercury accumulation in marine and freshwater fish. *Advances in Environmental Research*. 2012; 1(1): 15 – 35. Disponibil: <https://doi.org/10.12989/aer.2012.1.1.015> [accesat: 28.08.2018].
225. Wenche A, Nizzetto PB. *Heavy metals and POP measurements 2015 – report 3*. Disponibil: <https://www.nilu.no/projects/ccc/reports/cccr3-2017.pdf> [accesat: 10.08.2017].
226. Wiśniewska K, Lewandowska UA, Witkowska A. Factors determining dry deposition of total mercury and organic carbon in house dust of residents of the tricity and the surrounding area (Baltic Sea coast). *Air quality, atmosphere, & health*. 2017; 10(7). Disponibil: <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0471-2> [accesat: 17.08.2018].
227. World Health Organization. *Air quality guidelines for Europe*. Copenhagen. WHO press; 2000. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335> [accesat: 19.04.2018]
228. World Health Organization. *Annotated bibliography of key information from the World Health Organization relevant to the Minamata Convention on Mercury*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/340582> [accesat: 24.07.2017].
229. World Health Organization. *Available evidence for the future update of the WHO global air quality guidelines*. Disponibil: <http://www.euro.who.int/pubrequest> [accesat: 06.07.2019].
230. World Health Organization. *Children's exposure to mercury compounds*. Geneva, WHO press; 2010. Disponibil: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241500456> [accesat: 12.10.2018].
231. World Health Organization. *Dietary salt intake survey in the Republic of Moldova, 2016*. Disponibil: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/386694/mda-salt-intake-eng.pdf [accesat: 03.08.2019].
232. World Health Organization. *Environmental health criteria 101: methylmercury*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/38082> [accesat: 19.02.2018].
233. World Health Organization. *Evaluation of certain contaminants in food: 72nd report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44514> [accesat: 14.10.2018].
234. World Health Organization. *Food additives series: Methylmercury*. Disponibil: http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_940_eng.pdf [accesat: 07.06.2018].
235. World Health Organization. *Global Environment Monitoring System: GEMS/Food database*. Disponibil: <https://extranet.who.int/gemsfood> [accesat: 10.02.2018].
236. World Health Organization. *Guidance document on characterizing and communicating uncertainty in exposure assessment*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44017> [accesat: 19.02.2018].
237. World Health Organization. *Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure*. Disponibil: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/11786> [accesat: 03.03.2016].
238. World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality*. 4th edition. Disponibil: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950> [accesat: 24.08.2018].
239. World Health Organization. *Guidelines for the study of dietary intakes of chemical contaminants*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/39255> [accesat: 17.03.2016].
240. World Health Organization. *Health sector involvement in the implementation of the Minamata Convention: assessment and prevention of mercury exposure*. Disponibil: <http://www.euro.who.int/pubrequest> [accesat: 13.10.2018].

241. World Health Organization. *Human biomonitoring: facts and figures*. Disponibil: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/164588> [accesat: 17.03.2017].
242. World Health Organization. *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry*. Disponibil: <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono58.pdf> [accesat: 12.05.2019].
243. World Health Organization. *Implementation of the Minamata Convention in the health sector: challenges and opportunities, information note*. Disponibil: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/340269/Minamata_WHO_web2.pdf [accesat: 13.10.2018].
244. World Health Organization. *Risk of bias assessment instrument for systematic reviews informing who global air quality guidelines*. Disponibil: <https://www.euro.who.int> [accesat: 11.06.2020].
245. World Health Organization. *Risks from mercury for human health and the environment*. Disponibil: <https://www.euro.who.int> [accesat: 15.08.2019].
246. Xue Y. *Spatial patterns of mercury in atmospheric deposition. soils and lake biota in the adirondack park*. Disponibil: https://surface.syr.edu/cie_etd/32 [accesat: 16.06.2018].
247. Zdzislaw Z, et al. Slaughter yield and fatty acid profiles of fillets of pike (*Esox lucius* L.) caught before and after spawning. *Fisheries & Aquatic Life*. 2015; 23(4): 231-235. Disponibil: <https://doi.org/10.1515/aopf-2015-0027> [accesat: 20.05.2018].
248. Zeilmaker MJZ, Jeljer H, Jan CH. Fish consumption during child bearing age: A quantitative risk-benefit analysis on neurodevelopment. *Food and Chemical Toxicology*. 2013; 54: 30 – 34. Disponibil: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2011.10.068> [accesat: 16.04.2019].
249. Zeitz P, Orr MF, Kaye WE. Public health consequences of mercury spills: hazardous substances emergency events surveillance system, 1993-1998. *Environmental Health Perspectives*. 2002; 110(2): 129 – 132. Disponibil: <https://doi.org/10.1289/ehp.02110129> [accesat: 23.05.2019]
250. Zepca V, Tarcea M, Zaporojan Ac. Food Consumption Frequency at Students from Rural Areas from Moldova Republic. *Acta Medica Marisiensis*. 2015; 61(3): 221 – 224.
251. Zielonka U, et al. An inventory and assessment of options for reducing emissions: mercury. *Source Control of Priority Substances in Europe (SOCOPSE)*.
252. Zubcov E, et al. *Review of fishery and aquaculture development potentials in the Republic of Moldova*. Disponibil: <https://www.fao.org/publications/card/en/c/5a20c266-f885-486b-91ba-5e079c9a5f79/> [accesat: 16.11.2017].
253. Василос А, Шройт И, Яким В. Состояние здоровья населения в условиях интенсивного применения пестицидов - Отчет о научно-исследовательской работе н. 148. Кишинев. Молдавский Институт Гигиены и Эпидемиологии; 1985.
254. Гост нр. 26927-86: *Сырье и продукты пищевые. Методы определения ртути*.
255. Зубков Е. Исследование ртути в Молдове. In: *Региональный семинар организаций-членов IPEN по странам ВЕКЦА: август 2018, Кыргызстан*. Disponibil: http://www.ecoaccord.org/news2018/30-08-2018_09-20-13.zip [accesat: 03.01.2020].
256. Кирилюк В. *Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы*. Кишинев. Понтос; 2006.
257. Сырку РФ, Опополь НИ, Пынзару ЮВ, **Цуркану ГИ**, Манчева ТС. Дорожная карта о роли сектора здравоохранения в Республике Молдова в стратегическом подходе к

международному регулированию химических веществ (СПМРХВ) до 2020 года и на последующее время. *Здравоохранение Кыргызстана*. 2018; 2: 162-165.

258. **Цуркану Г.** Оценка воздействия ртути на население Республики Молдова в результате потребления рыбы и морепродуктов. In: *Сборник материалов республиканской научно-практической конференции с международным участием «Здоровье и окружающая среда», посвященной 90-летию республиканского унитарного предприятия «Научно-практический центр гигиены» (Том 1)*. 26–28 октября 2017, Минск, Респ. Беларусь; 2017. стр.58-60.
259. **Цуркану ГИ, Бахнарел ИН, Дюпой Э, Сырку РФ.** Изучение поступления ртути с рыбой и морскими продуктами в организм различных возрастных групп населения республики молдова. In: *Сборник материалов международной научно-практической конференции «Здоровье и окружающая среда» (Том 2)*. 15–16 ноября 2018, Минск, Респ. Беларусь; 2018. стр. 42-44.
260. Черногаевой ГМ. *Обзор фоновое состояние окружающей природной среды на территории стран СНГ за 2017гг.* Москва. Росгидромет; 2018.

ANEXE

ANEXA 1. Materiale și rezultate redundante studiului

Tabelul A1.1 Materialul de studiu, instrumentele și numărul investigațiilor utilizate

Obiectul de cercetare	Instrumentul
Analiza emisiilor și depunerilor de mercur în RM	”Inventarul National al emisiilor de mercur al Republicii Moldova 2014: Nivelul 2” [207].
Dispozitive de consum cu utilizarea intenționată a Hg (termometre medicale, corpuri de iluminat)	International Trade Centre. Trade statistics for international business development: Monthly, quarterly, and yearly trade data. Disponibil la: https://www.trademap.org/Index.aspx
Prezentarea unui caz de intervenție urmare a deversării mercurului.	Procesul verbal de examinare a obiectivului (formularul 310/e) din 15 aprilie 2016. Proces verbal de investigație a aerului nr. 1 din 15 aprilie 2016 (formularul 329-1/e).
Statistica incidentelor cu implicarea mercurului	Inspectoratului General pentru Situații de Urgență (date nepublicate, prezentate la solicitarea amiabilă a autorului)
Caracteristica deșeurilor managerate, toxice, depozitelor de deșuri (gunoiști)	Biroul Național de Statistică ”Statistici pe domeniu/Mediu înconjurător – Deșuri” (2001-2017) [35]. Analiza Anualelor Inspectoratului pentru Protecția Mediului (IPM) (2014-2018) [118].
Concentrația Hg în aerul atmosferic s-a efectuat în aspect comparativ cu (MSC-E, Ucraina, România).	Datele au fost preluate din MSC-E care reprezintă concentrațiile medii ale Hg în aer cu o rezoluție spațială de 0.1 ⁰ x0.1 ⁰ (în formă grafică și digitală) pentru perioada 2014-2015 [146].
Conținutul Hg în apa potabilă	Total 74 probe, dintre care: (i) arteziene – 20probe; (ii) centralizate – 35probe; (iii) izvoare și fântâni – 19probe.
Caracteristica concentrației Hg în apele de suprafață	Scrisoarea cu privire la monitorizarea concentrației mercurului total și dizolvat în apa de suprafață, nr.05/476 din 16.02.2018: Serviciului Hidrometeorologic de Stat [191]
Conținutul Hg în solurile agricole și soluri urbane. Conținutul Hg în solurile UE	Total 168 probe, dintre care din soluri agricole: (i) Nord – 54probe; (ii) Centru – 64probe; (iii) Sud – 50probe. Alte 32probe din soluri urbane. Conținutul în solurile UE [104]

Tabelul A1.2 Caracteristica rezultatelor analitice extrase din baza de date GEMS/Food

Criterii		Sursa	Numărul de probe/ponderea (%) - din total per categorie		
			Crustacee	Pești	Moluște
Forma chimică	HgT	Dp	11/0,6	189/0,7	15/0,3
		CDI	1845/93,8	23817/90,9	4975/96,2
	mercur anorganic	CDI	8/0,4	4/0,02	0/0
	MeHg	CDI	102/5,2	2201/8,4	184/3,6
Gradul asigurării calității metodelor analitice utilizate	asigurarea internă	CDI	0/0,0	300/1,1	0/0,0
	acreditare oficială	Dp	11/0,6	189/0,7	15/0,3
		CDI	1286/65,4	19386/74,0	3863/74,7
	Teste experimentale	CDI	27/1,4	515/2,0	12/0,2
	nespecificată	CDI	642/32,7	5821/22,2	1284/24,8
Componenta investigată	comestibilă	Dp	11/0,6	189/0,7	15/0,3
		CDI	1823/93,2	25570/98,3	4688/90,9
	întreg	CDI	132/6,7	452/1,7	471/9,1
Metoda de eșantionare	aleatorie	Dp	11/0,6	189/0,7	15/0,3
		CDI	1202/61,1	17895/68,3	2542/49,1
	direcționată	CDI	446/22,7	124/0,5	39/0,8
	nespecificată	CDI	307/15,6	8003/30,5	2578/49,8
Starea alimentelor	preparat	CDI	273/14,0	793/3,1	115/2,2
	crud	Dp	11/0,6	189/0,7	15/0,3
		CDI	689/35,2	14649/56,3	2397/46,5
	necunoscut	CDI	993/50,5	10580/40,4	2647/51,2
Valori raportate egale cu LOD		Dp	0/0	0/0	0/0
		CDI	295/15,0	1120/4,3	1222/23,6
SUMA			1966	26211	5174

Notă: * Acreditarea oficială este considerată superioară testării prin aplicarea testelor experimentale urmată de asigurarea internă (de laborator/instituție) a calității.

Tabelul A1.3 Factorii de conversie aplicați pentru calculul consumului de PCM

Grupa	Specia (coeficientul)	Sursa
Anghilă	Anghilă (0,67)	41, 45, 58, 63, 80, 99, 101, 109, 130, 136, 197, 200, 203, 206, 218, 247.
Batog	Batog* (0,47); Batog de pacific (0,41)	
Sebastă	Sebastă (0,45)	
Crap	Crap (0,54); Babușcă (0,54); Somn (0,6); Plătică (0,54)	
Crustacee	Rac (0,15); crustacee marine* (0,25); lobster*(0,3); creveți (0,36)	
Eglefin	Eglefin (0,48)	
Grenadier	Grenadier (0,53)	
Clupeide	Hering (0,6); sardine (0,65)	
Biban de mare	Biban de mare (0,52)	
Macrou	Macrou	
Polac	Polac * (0,47); polac de Alasca (0,41)	
Merluciu	Merluciu (0,53)	
Cefalopode	Sepiidă (0,63); caracatiță (0,8); pectinidae (0,15); calmar (0,67)	
Moluște bivalve	Moluște bivalve* (0,25); scoici (0,25); midii (0,24); stridii (0,14)	
Mihalț	Mihalț (0,62)	
Păstrăv	Păstrăv auriu arctic, păstrăv auriu , păstrăv* (0,6)	
Pești plați	Plați* (0,67); turbot (0,49); halibut (0,62); cambulă (0,45)	
Putasu	Putasu (0,49)	
Rechin/p, spadă	Pește spadă, batoide, rajidae (0,58); câine de mare (0,5);	
Somon	Somon (0,62)	
Pești nespecificați	Pești nespecificați (0,5)	
Sturion	Sturion (0,7)	
Știucă/șalău	Știucă (0,7); șalău (0,65)	
Sparide	Sparide (0,54)	
Ton	Ton* (0,58); ton obez de atlantic (0,62); ton cu aripi galbene (0,5)	

Tabelul A1.4. Analiza descriptivă a concentrației mercurului urmare a comasării datelor din ambele surse (Dp, CDI)

	Dp*		SI**		Mann-Whitney***		Baza de date finală obținută			
	n	\bar{x} (SD)	n	\bar{x} (SD)	U	p	n	\bar{x} [$\pm\hat{I}$:95%]	SD	CV
Anghilă	5	0,090 (0,024)	723	0,182 (0,196)	1176,0	0,177	728	0,182 [0,015]	0,195	1,07
Batog	21	0,059 (0,033)	4095	0,083 (0,096)	42798,0	0,970	4116	0,083 [0,003]	0,095	1,14
Biban de mare	5	0,140 (0,011)	243	0,207 (0,330)	479,0	0,417	248	0,206 [0,041]	0,327	1,58
Cefalopode	10	0,054 (0,030)	799	0,058 (0,104)	2778,5	0,096	809	0,058 [0,008]	0,103	1,79
Clupeide	14	0,076 (0,044)	2145	0,037 (0,062)	4495,0	<0,001	2159	0,038 [0,003]	0,061	1,62
Crap	27	0,040 (0,021)	793	0,108 (0,0207)	10046,5	0,586	820	0,105 [0,014]	0,203	1,93
Crustacee	11	0,028 (0,028)	1955	0,063 (0,089)	6923,5	0,041	1966	0,063 [0,004]	0,088	1,41
Eglefin	0	(:)	256	0,072 (0,060)	(:)	(:)	256	0,072 [0,008]	0,059	0,83
Grenadier	0	(:)	25	0,584 (0,140)	(:)	(:)	25	0,584 [0,058]	0,140	0,24
Hamsii	5	0,036 (0,017)	185	0,073 (0,118)	326,0	0,258	190	0,072 [0,017]	0,116	1,61
Icre artificiale	0	(:)	13	0,016 (0,018)	(:)	(:)	13	0,016 [0,011]	0,018	1,15
Macrou	14	0,085 (0,059)	2065	0,133 (0,197)	13816,5	0,775	2079	0,133 [0,009]	0,196	1,47
Merluciu	10	0,058 (0,042)	809	0,206 (0,186)	1232,0	<0,001	819	0,204 [0,013]	0,185	0,90
Mihalț	0	(:)	1671	0,325 (0,333)			1671	0,325 [0,016]	0,333	1,02
Moluște bivalve	5	0,007 (0,005)	4360	0,031 (0,037)	2466,5	0,002	4365	0,031 [0,001]	0,037	1,20
Păstrăv	6	0,043 (0,040)	735	0,057 (0,071)	1760,5	0,394	741	0,057 [0,005]	0,071	1,24
Pești nespecificați	189	0,070 (0,051)	26022	0,195 (0,329)	1885361,5	<0,001	26211	0,194 [0,004]	0,328	1,69
Pleuronctiforme	15	0,082 (0,063)	3099	0,199 (0,218)	13731,0	0,006	3114	0,199 [0,008]	0,218	1,09
Polac	0	(:)	1022	0,069 (0,050)	(:)	(:)	1022	0,069 [0,003]	0,050	0,72
Putasu	11	0,043 (0,021)	447	0,136 (0,088)	647,0	<0,001	458	0,134 [0,008]	0,088	0,65

Rechin/p. spadă	10	0,094 (0,088)	1698	0,828 (0,750)	1023,5	<0,001	1708	0,823 [0,035]	0,750	0,91
Sebastă	10	0,097 (0,070)	62	0,108 (0,074)	303,0	0,908	72	0,107 [0,017]	0,073	0,68
Somon	9	0,054 (0,023)	2118	0,041 (0,054)	4693,5	0,008	2127	0,041 [0,003]	0,053	1,30
Sparide	10	0,033 (0,027)	59	0,111 (0,089)	72,5	<0,001	69	0,1 [0,021]	0,087	0,87
Știuca/șalău	7	0,144 (0,031)	804	0,188 (0,150)	2738,0	0,901	811	0,188 [0,01]	0,149	0,79
Sturion	0	(:)	10	0,088 (0,026)	(:)	(:)	10	0,088 [0,018]	0,026	0,29
Ton	10	0,109 (0,028)	2945	0,305 (0,317)	7046,5	0,004	2955	0,305 [0,012]	0,317	1,03
Plante de mare	5	0,014 (0,015)	0	(:)	(:)	(:)	5	0,014 [0,019]	0,015	1,1

Tabelul A1.5 Nivelul expunerii la MeHg pentru diferite categorii de populație

Grupa	Categorica	Percentilele concentrației										
		10	20	30	40	50	60	70	\bar{x}	80	90	95
Numărul copii	1 copil	0,005	0,007	0,009	0,012	0,016	0,021	0,030	0,030	0,041	0,067	0,099
	2 copii	0,004	0,006	0,008	0,010	0,014	0,018	0,025	0,026	0,036	0,058	0,087
	3 +	0,004	0,005	0,007	0,009	0,012	0,017	0,023	0,023	0,033	0,052	0,078
	fără copii	0,007	0,010	0,014	0,017	0,023	0,031	0,043	0,044	0,061	0,098	0,146
Numărul persoane	1 persoană	0,009	0,013	0,018	0,023	0,030	0,040	0,056	0,057	0,079	0,128	0,190
	2 persoane	0,007	0,010	0,013	0,017	0,022	0,030	0,042	0,042	0,059	0,095	0,142
	3 persoane	0,005	0,007	0,010	0,013	0,017	0,023	0,031	0,032	0,044	0,071	0,106
	4 persoane	0,004	0,006	0,009	0,011	0,015	0,020	0,027	0,028	0,039	0,062	0,093
	5+	0,004	0,006	0,008	0,010	0,013	0,018	0,025	0,025	0,035	0,057	0,084
Quintile	I	0,003	0,005	0,007	0,009	0,011	0,015	0,021	0,021	0,030	0,048	0,072
	II	0,005	0,007	0,009	0,012	0,016	0,022	0,030	0,031	0,043	0,069	0,103
	III	0,006	0,008	0,011	0,014	0,019	0,025	0,035	0,036	0,050	0,081	0,121
	IV	0,006	0,010	0,013	0,016	0,021	0,029	0,040	0,041	0,057	0,092	0,136
	V	0,007	0,011	0,014	0,019	0,024	0,033	0,046	0,047	0,065	0,105	0,156
mediu	Urban	0,005	0,008	0,010	0,013	0,018	0,024	0,033	0,034	0,047	0,076	0,113
	Rural	0,006	0,008	0,011	0,014	0,019	0,026	0,036	0,036	0,051	0,082	0,121
Zone	Nord	0,005	0,008	0,010	0,013	0,017	0,023	0,032	0,033	0,046	0,072	0,110
	Centru	0,006	0,009	0,012	0,015	0,020	0,027	0,037	0,038	0,053	0,085	0,127
	Sud	0,006	0,009	0,012	0,015	0,020	0,027	0,038	0,039	0,054	0,087	0,130
	Chișinău	0,005	0,008	0,010	0,013	0,017	0,024	0,033	0,033	0,047	0,059	0,112
Statutul socioeconomic	Fiermieri	0,005	0,007	0,010	0,013	0,017	0,022	0,031	0,032	0,044	0,071	0,106
	Sect, agrar	0,005	0,008	0,010	0,013	0,018	0,024	0,033	0,034	0,047	0,076	0,113
	Non-agrar	0,005	0,008	0,010	0,013	0,017	0,024	0,033	0,033	0,046	0,075	0,111
	Întreprinzători	0,005	0,008	0,010	0,013	0,018	0,024	0,033	0,034	0,047	0,076	0,113
	Pensionari	0,006	0,009	0,012	0,016	0,021	0,028	0,039	0,034	0,056	0,090	0,134
	Alții	0,005	0,008	0,010	0,013	0,017	0,024	0,033	0,033	0,046	0,075	0,112
Media*		0,005	0,008	0,010	0,013	0,018	0,024	0,033	0,034	0,047	0,076	0,114

Notă: câmpurile de culoare verde reprezintă valorile AZE[MeHg] curpinse în intervalul 0-0,0899 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, $0 < HI < 0,899$, înafara zone de pericol; câmpurile galbene valorile AZE[MeHg] curpinse în intervalul 0,09-0,0999 $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, $0,899 < HI < 0,999$, zona de risc – potențial risc de expunere; pentru câmpurile roșii mate valorile AZE[MeHg] sunt curpinse în intervalul $> 0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi, însă mai mici ca valoarea medie pentru percentila respectivă $1 < HI < 1,14$. câmpurile roșii aprins reprezintă valorile ce depășesc $0,114 \mu\text{g}/\text{kg}$ m.c.-zi.

* - Media este valoarea de referință caracteristică populației generale și este extrasă din tabelul A1.4.

Tabelul A1.6 Numărul de porții pe săptămână necesar pentru a atinge RfD pentru MeHg comparativ cu numărul de porții necesare pentru suplinirea normelor recomandate de DHA+EPA precum și echivalentul acestora în grame pe zi pentru o persoană

Speciile	p/s pentru a atinge RfD/ echivalentul în g/zi				p/s pentru a suplini necesarul de DHA+EPA/echivalent în g/zi				Aportul DHA+EPA per capita (g/zi)
	1-3ani	3-7ani	7-18ani	per capita	1-3ani	3-7ani	7-18ani	per capita	
Moluste bivalve	5,2/38,6	7,5/74,9	9,8/140,7	11,4/194,4	5,9/44,0	8,8/88,0	6,1/88,0	5,1/88,0	0,00007
Clupeide	4,3/31,6	6,1/61,3	8,0/115,2	9,3/159,3	0,8/6,3	1,3/12,5	0,9/12,5	0,7/12,5	0,12925
Somon	4,0/29,3	5,7/56,9	7,4/106,9	8,6/147,7	0,8/5,9	1,2/11,7	0,8/11,7	0,7/11,7	0,01756
Păstrăv	2,8/21,0	4,1/40,7	5,3/76,5	6,2/105,7	0,9/6,4	1,3/12,9	0,9/12,9	0,8/12,9	0,00086
Cefalopode	2,8/20,7	4,0/40,2	5,2/75,5	6,1/104,3	3,8/28,4	5,7/56,8	3,9/56,8	3,3/56,8	0,00019
Crustacee	2,5/18,8	3,7/36,5	4,8/68,6	5,5/94,8	4,1/30,3	6,1/60,5	4,2/60,5	3,5/60,5	0,00035
Polac	2,3/17,4	3,4/33,7	4,4/63,3	5,1/87,5	6,7/50,0	10,0/100,0	6,9/100,0	5,8/100,0	0,00056
Hamsie	2,2/16,6	3,2/32,3	4,2/60,7	4,9/83,9	1,2/8,6	1,7/17,3	1,2/17,3	1,0/17,3	0,00036
Eglefin	2,2/16,6	3,2/32,2	4,2/60,4	4,9/83,5	7,1/52,5	10,5/105,0	7,3/105,0	6,1/105,0	0,00001
Batog	1,9/14,4	2,8/28,0	3,7/52,6	4,3/72,7	8,0/59,5	11,9/119,0	8,3/119,0	6,9/119,0	0,00157
Sturion	1,8/13,5	2,6/26,1	3,4/49,1	4,0/67,9	2,0/14,9	3,0/29,8	2,1/29,8	1,7/29,8	0,00006
Sparide	1,6/11,9	2,3/23,1	3,0/43,4	3,5/60,0	1,9/14,2	2,8/28,3	2,0/28,3	1,7/28,3	0,00010
Crap	1,5/11,3	2,2/21,9	2,9/41,2	3,3/56,9	3,7/27,7	5,5/55,4	3,8/55,4	3,2/55,4	0,01869
Sebastă	1,5/11,1	2,2/21,6	2,8/40,6	3,3/56,2	2,0/15,1	3,0/30,1	2,1/30,1	1,8/30,1	0,00030
Macrou	1,2/9,0	1,7/17,4	2,3/32,7	2,6/45,2	0,5/3,9	0,8/7,7	0,5/7,7	0,5/7,7	0,05196
Putasu	1,2/8,9	1,7/17,2	2,3/32,4	2,6/44,8	14,0/104,2	20,8/208,3	14,4/208,3	12,2/208,3	0,00114
Anghilă	0,9/6,6	1,3/12,7	1,7/23,9	1,9/33,0	0,9/6,6	1,3/13,2	0,9/13,2	0,8/13,2	0,00043
Știuca/șalău	0,9/6,3	1,2/12,3	1,6/23,1	1,9/31,9	6,3/46,6	9,3/93,3	6,5/93,3	5,4/93,3	0,00001

Pești nespecificați	0,8/6,1	1,2/11,9	1,6/22,4	1,8/31,0	2,1/15,6	3,1/31,3	2,2/31,3	1,8/31,3	0,02473
Pleuronectiforme	0,8/6,0	1,2/11,6	1,5/21,8	1,8/30,2	4,6/34,2	6,8/68,3	4,7/68,3	4,0/68,3	0,00017
Merluciu	0,8/5,8	1,1/11,3	1,5/21,3	1,7/29,4	11,1/82,8	16,6/165,6	11,5/165,6	9,7/165,6	0,00167
Biban de mare	0,8/5,8	1,1/11,2	1,5/21,1	1,7/29,2	1,7/12,8	2,6/25,7	1,8/25,7	1,5/25,7	0,00004
Ton	0,5/3,9	0,5/3,9	1,0/14,2	1,2/19,7	2,2/16,2	3,2/32,5	2,3/32,5	1,9/32,5	0,00071
Mihalț	0,5/3,7	0,7/7,1	0,9/13,4	1,1/18,5	10,2/75,8	15,2/151,5	10,5/151,5	8,8/151,5	0,00002
Grenadier	0,3/2,0	0,4/4,0	0,5/7,4	0,6/10,3	14,0/104,2	20,8/208,3	14,4/208,3	12,2/208,3	0,00002
Rechin/p. spadă	0,2/1,4	0,3/2,8	0,4/5,3	0,4/7,3	2,5/18,4	3,7/36,8	2,5/36,8	2,1/36,8	0,00008
General	1,5/11,4	2,2/22,3	2,9/41,9	3,4/57,9					0,250

*Notă: celule de culoare verde reprezintă speciile pentru care se permite a consuma mai mult de 2 mese pe săptămână, conform recomandărilor FDA, (2019) acestea pot fi clasificate drept cea mai bună alegere; celule de culoare galbenă – 0,8-1,9 mese pe săptămână, recomandabil doar nu cu depășirea numărului de mese; celule de culoare roșie <0.5mese pe săptămână - încercați de a le evita. Valorile marcate **cu bold** reprezintă speciile pentru care numărul de mese necesar de a asigura norma de DHA+EPA este mai mic comparativ cu numărul maxim de mese admis pentru a nu depăși RfD.*

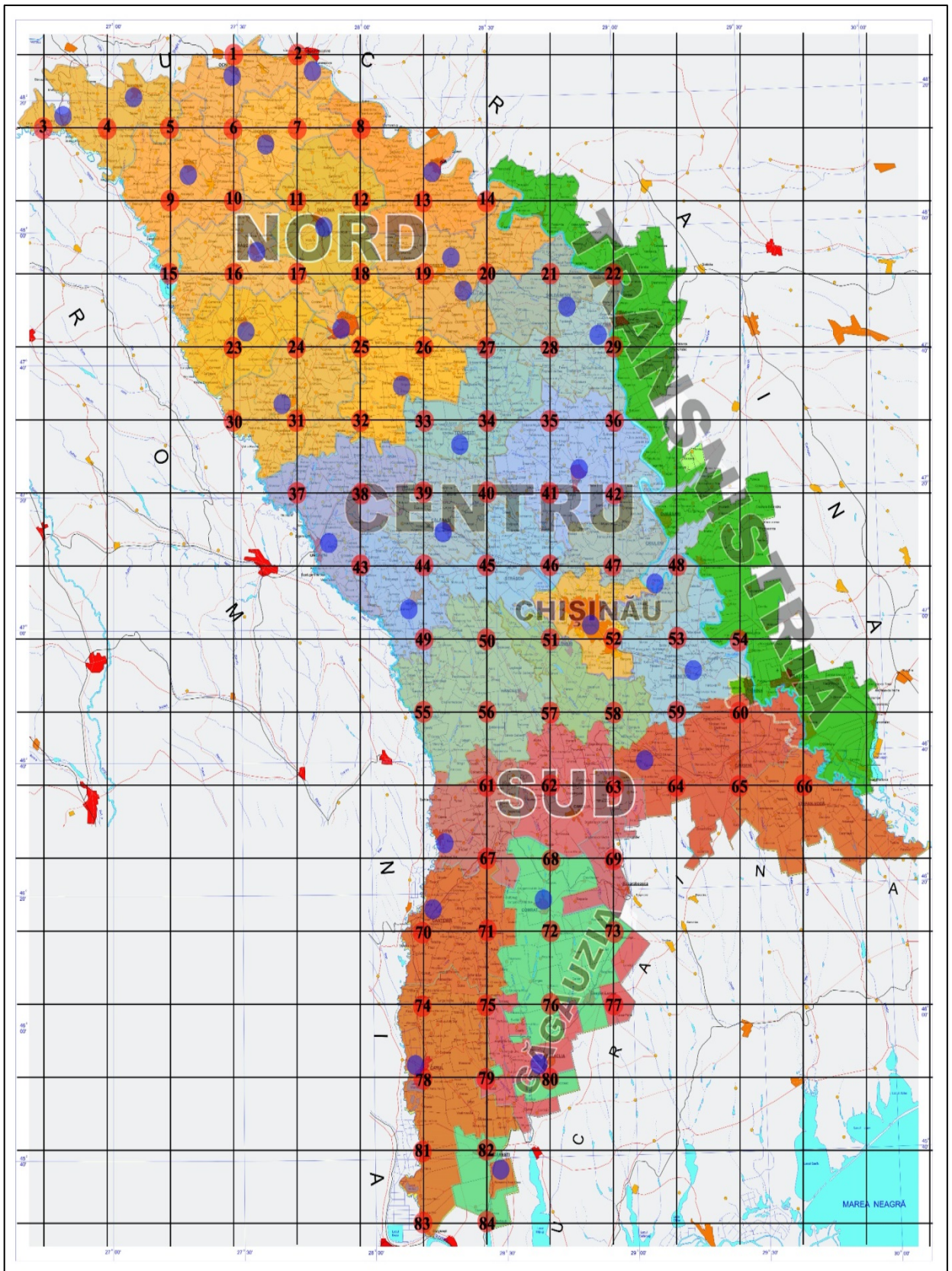


Figura A1.1 Reprezentarea grafică a punctelor de colectare a probelor de sol

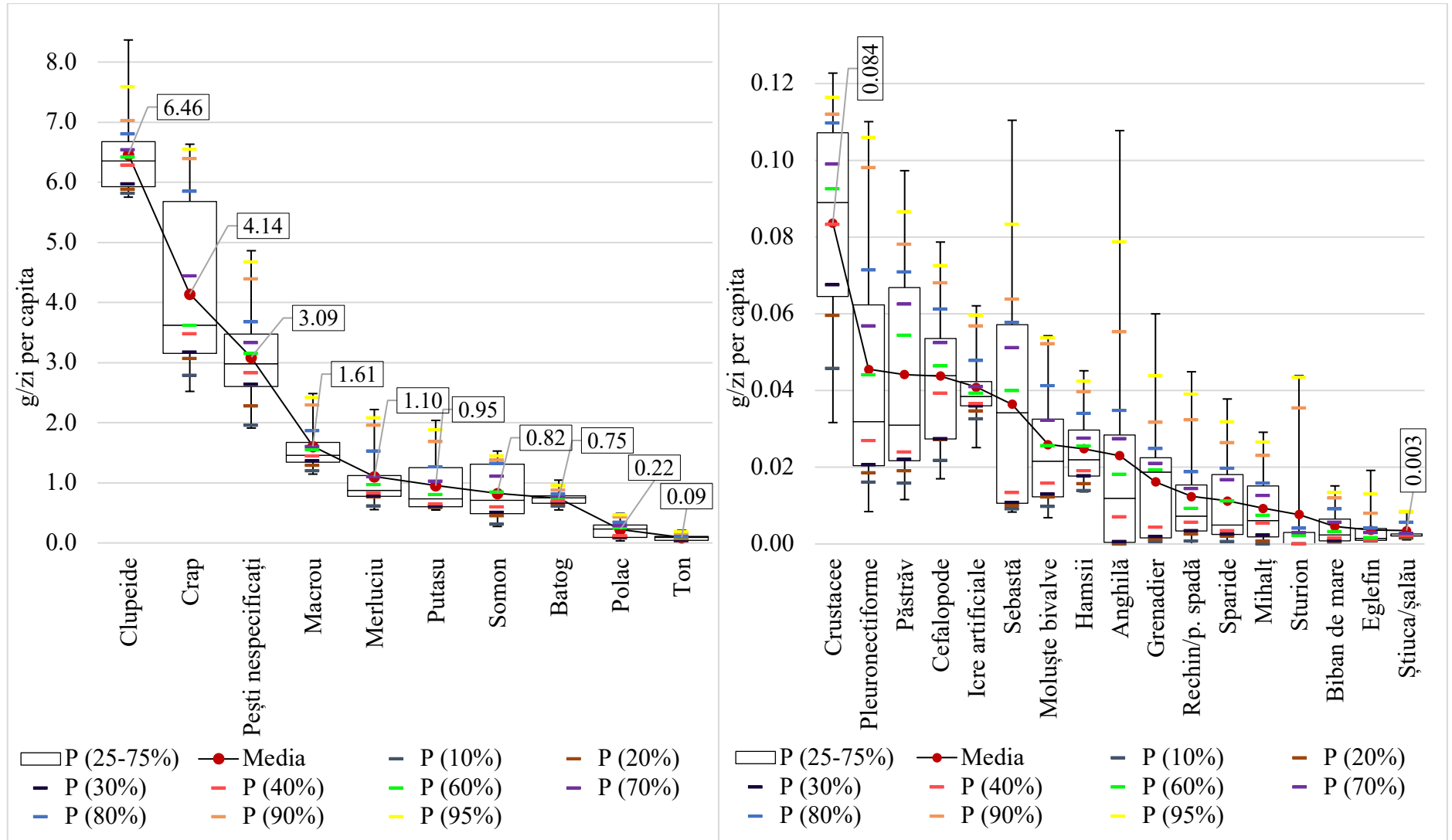


Figura A1.2 Caracteristica descriptivă a consumului de pește, crustacee și moluște pentru Republica Moldova, 2005-2017 [97]

ANEXA 2. Acte confirmative privind valoarea aplicativă a lucrării



MINISTERUL SĂNĂTĂȚII, MUNCII ȘI PROTECȚIEI SOCIALE
AL REPUBLICII MOLDOVA
Instituția Medico-Sanitară Publică
SPITALUL CLINIC REPUBLICAN „Timofei Moșneaga”

MD-2025, Chișinău, str. Nicolae Testemițanu, 29. Tel.: +373 022 72-85-85; 022 40-36-00; 022 40-34-85. Fax: +373 022 72-90-33,
<http://www.scr.md>, e-mail: scr@ms.md

Nr. 08/2332 din 01.10.2020

Prin prezenta, IMSP Spitalul Clinic Republican "Timofei Moșneaga", confirmă că "Ghidul privind gestionarea incidentelor cu mercur: opțiuni de remediere" a dlui Gheorghii Țurcanu, a fost implementat în activitatea practică a personalului medical din cadrul instituției și utilizat ca suport informativ și metodic în gestionarea corectă a cazurilor de incidente la locul de muncă cu produse ce conțin mercur.

Vicedirector medical interimar

Alexandru FERDOHLEB



MINISTERUL SĂNĂTĂȚII, MUNCII ȘI PROTECȚIEI SOCIALE AL REPUBLICII MOLDOVA
AGENȚIA NAȚIONALĂ PENTRU SĂNĂTATE PUBLICĂ

MD 2028, mun. Chișinău, str. Gh. Asachi 67A, Tel. +373 22 574 501; Fax. +373 22 729 725,
<http://www.ansp.md>; e-mail: office@ansp.gov.md IDNO:1018601000021

CI-1716-4416

nr. _____ din 06.11.20

Prevederile actelor normative în vigoare în special art. 4, pct. 2, din Legea 10 din 03.02.2009 privind supravegherea de stat a sănătății publice specifică că identificarea, evaluarea, managementul și comunicarea riscurilor pentru sănătatea publică, prognozarea și diminuarea impactului negativ al acestora asupra sănătății este una din activitățile de bază ale supravegherii de stat a sănătății publice.

Evaluarea riscurilor urmare a expunerii populației la substanțe chimice, nu este dezvoltat într-o manieră integrată pentru a permite o abordare unitară a riscurilor la nivel național. Astfel, metodologia de evaluare a riscului - Metoda Indirectă de Evaluare a Riscului (MIER) cu o abordare pe nivele, propusă și utilizată în cadrul tezei de doctor în științe medicale "Expunerea populației Republicii Moldova la mercur și posibilitățile de reducere a riscului pentru sănătate" - specialitatea Igienă (331.02) a dlui Gheorghii Țurcanu este un punct de pornire în elaborarea metodologiei de evaluare a riscurilor la nivel național.

Prin urmare, Agenția Națională pentru Sănătate Publică, confirmă că Metoda Indirectă de Evaluare a Riscului (MIER) cu o abordare pe nivele, propusă și utilizată în cadrul tezei de doctor în științe medicale sus menționată a fost implementată în activitatea practică și științifică.

Director interimar

GUȘTIUC Vasile

Ex.: Raisa Sircu
Tel. 0 (22) 574-634



MINISTERUL SĂNĂTĂȚII, MUNCII ȘI PROTECȚIEI SOCIALE AL REPUBLICII MOLDOVA
AGENȚIA NAȚIONALĂ PENTRU SĂNĂTATE PUBLICĂ

MD 2028, mun. Chișinău, str. Gh. Asachi 67A, Tel. +373 22 574 501; Fax. +373 22 729 725,
<http://www.ansp.md>; e-mail: office@ansp.gov.md IDNO:1018601000021

CP-17/6-4415
nr. _____ din 06.11.20

În conformitate cu articolul 16 a Convenției de la Minamata cu privire la mercur, ratificată de Republica Moldova prin Legea nr.51 din 30.03.2017 pentru ratificarea Convenției de la Minamata cu privire la mercur, Ministerul Sănătății, Muncii și Protecției Sociale este responsabil de:

1. promovarea, dezvoltarea și punerea în aplicare a strategiilor și programelor pentru identificarea și protejarea populațiilor expuse riscului de expunere la mercur și compuși ai mercurului;
2. promovarea serviciilor de sănătate adecvate pentru populațiile afectate de expunerea la mercur sau compuși ai mercurului;
3. consolidarea capacităților instituționale și profesionale în domeniul sănătății pentru prevenirea, diagnosticarea, tratarea, evaluarea și monitorizarea riscurilor pentru sănătate legate de expunerea la mercur și compuși ai acestuia.

Prin urmare, Agenția Națională pentru Sănătate Publică, confirmă că rezultatele tezei de doctor în științe medicale cu titlul "Expunerea populației Republicii Moldova la mercur și posibilitățile de reducere a riscului pentru sănătate" – specialitatea Igienă (331.02) a dlui Gheorghii Țurcanu, au fost implementate în activitatea practică ca suport informativ, metodic și științific în vederea onorării și executării prevederilor prevăzute în Legea nr.51 din 30.03.2017.

Director interimar

GUȘTIUC Vasile

Ex.: Raisa Sircu
Tel. 0 (22) 574-634



MINISTERUL SĂNĂTĂȚII, MUNCHI ȘI PROTECȚIEI SOCIALE AL REPUBLICII MOLDOVA
AGENȚIA NAȚIONALĂ PENTRU SĂNĂTATE PUBLICĂ

MD 2028, mun. Chișinău, str. Gh. Asachi 67A, Tel. +373 22 574 501; Fax. +373 22 729 725,
<http://www.ansp.md>; e-mail: office@ansp.gov.md IDNO: 1018601000021

CA-17/6-4914
nr. _____ din 06.11.20

Prin prezenta, Agenția Națională pentru Sănătate Publică, confirmă că "Ghidul privind gestionarea incidentelor cu mercur: opțiuni de remediere" elaborat în cadrul tezei de doctor în științe medicale cu titlul "Expunerea populației Republicii Moldova la mercur și posibilitățile de reducere a riscului pentru sănătate" – specialitatea Igienă (331.02) a dlui Gheorghii Țurcanu, a fost implementat în activitatea practică și utilizat ca suport informativ, metodic și instruirii în gestionarea corectă a incidentelor cu implicarea dispozitivelor cu conținut de mercur.

Director interimar

GUȘTIUC Vasile

Ex.: Raisa Sîrcu
Tel. 0 (22) 574-634

LISTA PUBLICAȚIILOR ȘI MANIFESTĂRILOR ȘTIINȚIFICE

la care au fost prezentate rezultatele cercetărilor la teza de doctor în științe medicale, cu tema "Expunerea populației Republicii Moldova la mercur și posibilitățile de reducere a riscului pentru sănătate" realizată în cadrul Laboratorului științific Pericole chimice și toxicologie a dlui **Gheorghii Țurcanu**, Agenția Națională pentru Sănătate Publică

LUCRĂRI ȘTIINȚIFICE

- **Articole în reviste științifice peste hotare:**
 - ✓ **articole în reviste din străinătate recenzate**
 - 1. Сырку Р.Ф., Опополь Н.И., Пынзару Ю.В., **Цуркану Г.И.**, Манчева Т.С. Дорожная карта о роли сектора здравоохранения в Республике Молдова в стратегическом подходе к международному регулированию химических веществ (СПМРХВ) до 2020 года и на последующее время. *Здравоохранение Кыргызстана*. 2018; 2: 162-165.
- **Articole în reviste științifice naționale acreditate:**
 - ✓ **articole în reviste de categoria A**
 - 2. Sircu R. **Turcanu Gh.**, Opopol N., Pinzaru Iu., Manceva T., Scurtu R. Pesticides residue determination in vegetables and fruits commonly used in Republic of Moldova and estimation of human intake. *Chemistry Journal of Moldova*. 2019; 2(14): 62-71. DOI: dx.doi.org/10.19261/cjm.2019.584
 - ✓ **articole în reviste de categoria B**
 - 3. **Țurcanu Gh.** Mercurul în obiectele de mediu și produse alimentare - factori de risc pentru sănătatea. *Buletinul Academiei de științe a Moldovei. Științe medicale*. 2017; 1(53): 192-196.
 - 4. **Turcanu Gh.** Estimarea aportului zilnic de metil mercur și acizilor grași prin consumul de pește în rândul copiilor cu vârsta de 3-7 ani. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2020; 2(84): 58-65.
 - 5. **Țurcanu Gh.**, Dupouy El., Bahnarel I. Consumul de pește în rândul populației Republicii Moldova. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2021; 1(88): 83-87.
- **Articole în lucrările conferințelor științifice:**
 - ✓ **internaționale desfășurate peste hotare**
 - 6. **Цуркану Г. И.** Оценка воздействия ртути на население Республики Молдова в результате потребления рыбы и морепродуктов. *Сборник материалов республиканской научно-практической конференции с международным участием «Здоровье и окружающая среда», посвященной 90-летию республиканского унитарного предприятия «Научно-практический центр гигиены» (Том 1)*. 26–28 октября 2017, Минск, Респ. Беларусь; 2017, стр.58-60.
 - 7. **Цуркану Г. И.**, Бахнарел И. Н., Дюпой Э., Сырку Р. Ф. Изучение поступления ртути с рыбой и морскими продуктами в организм различных возрастных групп населения республики молдова. *Сборник материалов международной научно-практической конференции «Здоровье и окружающая среда» (Том 2)*. 15–16 ноября 2018, Минск, Респ. Беларусь; 2018, стр.42-44.
 - ✓ **internaționale desfășurate în Republica Moldova**
 - 8. Sircu R., **Turcanu Gh.**, Opopol N. Pinzaru Iu. Health risk assessment related to environmental chemical pollution. *Material of 3rd international conference on non-*

communicable diseases, health risk factors and prevention of injuries and diseases (Abstract book). 5-7 iunie 2019, Chișinău; 2019, p. 116-117.

✓ **naționale cu participare internațională**

9. **Țurcanu Gh.**, Bahnarel I., Dupouy El. Mercurul în diferite specii de pește și rolul acestuia în evaluarea expunerii. *Congresul consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF "Nicolae Testemițanu"*. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2020; 5(87): 90-95.
10. **Țurcanu Gh.** Problema mercurului și compușilor acestuia: abordare complexă. *Conferința științifico-practică națională cu participare internațională "Siguranța chimică și toxicologia la confluența dintre domenii"*. *Sănătate Publică, Economie și Management în Medicină*. 2016; 6(70): 56-60.

• **Rezumate/abstracte/teze în lucrările conferințelor științifice naționale și internaționale**

11. **Țurcanu Gh.**, Dupouy E., Bahnarel I. Fish consumption among the population of the Republic of Moldova. *Materialele Congresului consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF "Nicolae Testemițanu"*. Chișinău; 2020. p. 148.
12. **Țurcanu Gh.**, Bahnarel I., Dupouy E. Mercury in different fish species and its role in assessing exposure. *Materialele Congresului consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF "Nicolae Testemițanu"*. Chișinău; 2020. p. 155.

• **Participări cu comunicări la foruri științifice:**

✓ **naționale**

13. **Turcanu Gh.** Evaluarea concentrației de mercur în obiectele de mediu și produsele alimentare – necesități și pași ce urmează. *Conferința Finală "Evaluarea inițială privind implementarea Convenției de la Minamata cu privire la mercur în Republica Moldova"*. Chișinău, 5 aprilie 2017.

• **Participări cu postere la foruri științifice:**

✓ **internaționale**

14. **Turcanu Gh.**, Drozdova El. Risk-benefit assessment of fish consumption among children (7 – 18 years) in the Republic of Moldova. *Сборник материалов международной научно-практической конференции «Здоровье и окружающая среда»*. Минск, Республика Беларусь, 14-15 ноября 2019.

✓ **naționale**

15. **Țurcanu Gh.**, Bahnarel I., Dupouy El. Mercurul în diferite specii de pește și rolul acestuia în evaluarea expunerii. *Congresul consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF "Nicolae Testemițanu"*. Chișinău, 21-23 octombrie 2020.
16. **Țurcanu Gh.**, Dupouy El., Bahnarel I. Consumul de pește în rândul populației Republicii Moldova. *Congresul consacrat aniversării a 75-a de la fondarea USMF "Nicolae Testemițanu"*. Chișinău, 21-23 octombrie 2020.

Declarația privind asumarea răspunderii

Subsemnatul, declar pe răspundere personală, că materialele prezentate în teza de doctorat sunt rezultatul propriilor cercetări și realizări științifice. Conștientizez că, în caz contrar, urmează să suport consecințele în conformitate cu legislația în vigoare.

Țurcanu Gheorghii

Semnătura

Data

Declaration on accountability

I declare the personal responsibility that information presented in this thesis are the result of my own research and scientific achievements. I realize that, otherwise, will suffer the consequences in accordance with law.

Țurcanu Gheorghii

Signature

Date

Déclaration sur la responsabilité

Je déclare la responsabilité personnelle que les informations présentées dans cette thèse sont le résultat de mes propres recherches et réalisations scientifiques. Je me rends compte que, sinon, en subiront les conséquences conformément à la loi.

Țurcanu Gheorghii

Signature

Date