

令和7年度第2回薬事審議会 化学物質安全対策部会 2025（令和7年）年12月17日	参考資料5
--	-------

環境モニタリングデータを用いたリスク評価
(クロルピリホス、中鎖塩素化パラフィン (MCCP) 及び長鎖ペルフルオロカルボン酸 (LC-PFCA))

令和7年9月19日
環境省大臣官房環境保健部
化学物質安全課化学物質審査室

目次

1. リスク評価の背景・目的.....	2
2. 有害性評価について	3
2.1. 人健康に関する有害性評価.....	3
2.2. 高次捕食動物に関する有害性評価.....	7
3. 環境モニタリングデータに基づくばく露評価、リスク推計について	10
3.1. 基本的な考え方	10
3.2. リスク推計の手法	12
3.3. 推計結果.....	15
4. まとめ.....	18

1. リスク評価の背景・目的

令和 6 年 9 月に開催された「残留性有機汚染物質検討委員会」(以下「POPRC」という。) 第 20 回会合においてクロルピリホス、中鎖塩素化パラフィン (MCCP) 並びに長鎖ペルフルオロカルボン酸 (LC-PFCA) とその塩及び LC-PFCA 関連物質を附属書 A (廃絶) に追加する旨の勧告を残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約締約国会議 (以下「COP」という。) に対して行うことが決定された。

上記勧告を踏まえ、令和 7 年 4 月から 5 月に開催された残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約第 12 回締約国会議 (COP12) において、新たにクロルピリホス、MCCP 並びに LC-PFCA とその塩及び LC-PFCA 関連物質を同条約の附属書 A (廃絶) に追加することが決定された。

今般の締約国会議の決定を踏まえ、これらの化学物質に対する化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律 (以下「化審法」という。) に基づく措置について令和 7 年 6 月 13 日付で中央環境審議会への諮問がなされたところ、同年 6 月 20 日に開催された第 255 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会¹において、これら 3 物質群を化審法第 2 条第 2 項に規定する第一種特定化学物質に指定することが適当であるとの報告がなされた。

本リスク評価書は、環境モニタリングデータを用いて現在のクロルピリホス、中鎖塩素化パラフィン (MCCP) 及び長鎖ペルフルオロカルボン酸 (LC-PFCA) によるリスクを定量的に把握するためにとりまとめた。

¹ 令和 7 年度第 3 回薬事審議会化学物質安全対策部会化学物質調査会及び化学物質審議会第 248 回審査部会との合同会合

2. 有害性評価について

2.1. 人健康に関する有害性評価

クロルピリホス

国内外の評価機関において毒性評価値を導出している評価文書を検索したところ、以下の情報があることを確認した。

米国有害物質疾病登録局 (ATSDR, 1997)²では、ラット 2 年間慢性毒性試験 (McCollister et al., 1974)³における、赤血球及び血漿 ChE 活性阻害に基づく無毒性量 (NOAEL) 0.1 mg/kg/day を不確実係数 (UF⁴) 100 (種差 10、個体差 10) で除した 0.001 mg/kg/day を経口経路の Chronic MRL⁵としていた。

JMPR (1999)⁶では、マウス⁷、ラット⁸及びイヌ⁹を用いた試験における脳アセチルコリンエステラーゼ (AChE) 活性阻害に基づく NOAEL 1 mg/kg/day を UF 100 で除した値、また、ヒトに 9 日間経口曝露した試験¹⁰における赤血球 AChE 活性阻害に基づく NOAEL 0.1 mg/kg/day を不確実係数 10 (個人差) で除した値である 0.01 mg/kg/day を Acceptable Daily Intake (ADI) としていた。

食品安全委員会 (2018)¹¹では、ラットを用いた慢性毒性／発がん性併合試験及び 2 世代繁殖試験、マウスを用いた発生毒性試験並びにイヌを用いた慢性毒性試験の赤血球 AChE 活性阻害に基づく NOAEL が 0.1 mg/kg/day であったことから、この値を安全係数 100 で除した 0.001 mg/kg/day を ADI としていた。

オーストラリア農薬・動物用医薬品局 (APVMA, 2019)¹²では、若齢及び成体ラットを

² ATSDR (1997) Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxicological Profiles for Chrolpyrifos

³ McCollister, S.B., Kociba, R.J., Humiston, C.G., McCollister, D.D. (1974) Studies of the acute and long term oral toxicity of chlorpyrifos (O,O diethyl O (3,5,6 trichloro 2 pyridyl) phosphorothioate) Food Cosmet Toxicol 12(1): 45-61.

⁴ UF: Uncertainty Factor

⁵ Chronic MRL: 慢性最小リスクレベル MRL (minimal risk level)

⁶ JMPR (1999) Joint FAO/WHO Meeting (FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議) on Pesticide Residues, Toxicological evaluation

⁷ Deacon, M.M., Murray, J.S., Pilny, M.K., Dittenber, D.A., Hanley, T.R., Jr & John, J.A. (1979) The effect of orally administered chlorpyrifos on embryonal and foetal development in mice. Unpublished report No. HET-K-44793-32 from Dow Chemical Co., Midland, Michigan, USA. Submitted to WHO by Dow AgroSciences, Indianapolis, Indiana, USA.

⁸ McCollister, S.B., Kociba, R.J., Gehring, P.J. & Humiston, C.G. (1971) Results of two-year dietary feeding studies on Dowco 179 in rats. Unpublished report No. NBT35.12-4479321 from Dow Chemical Co., Midland, Michigan, USA. Submitted to WHO by Dow AgroSciences, Indianapolis, Indiana, USA.

⁹ McCollister, S.B., Kociba, R.J., Gehring, P.J. & Humiston, C.G. (1971) Results of two-year dietary feeding studies on Dowco 179 in beagle dogs. Unpublished report No. T35.1244793-18 from Dow Chemical Co., Midland, Michigan, USA. Submitted to WHO by Dow AgroSciences, Indianapolis, Indiana, USA.

¹⁰ Coulston, F., Golberg, L. & Griffin, T. (1972) Safety evaluation of Dowco 179 in human volunteers. Unpublished report from Institute of Experimental Pathology and Toxicology, Albany Medical College, Albany, New York, USA. Submitted to WHO by Dow AgroSciences, Indianapolis, Indiana, USA.

¹¹ 食品安全委員会 (2018) 農薬評価書 クロルピリホス (第4版)

¹² APVMA (オーストラリア農薬・動物用医薬品局) (2019) Reconsideration of chlorpyrifos Toxicology

用いた毒性試験 (DOW, 2010¹³、Marty et al., 2012¹⁴) における血中 AChE 及び血中ブチリルコリンエステラーゼ阻害に基づく無作用量 (NOEL) 0.1 mg/kg/day を UF 100 (種差 10、個体差 10) で除した 0.001 mg/kg/day を ADI としていた。

EPA (2020)¹⁵によると、2011 年の評価では、ラット発達神経毒性試験 (Hoberman, 1998 等) における赤血球 AChE 活性の低下に基づき BMDL₁₀¹⁶ 0.03 mg/kg/day を算出し、UF 100 (種差 10、個体差 10) で除した 0.0003 mg/kg/day を Chronic PAD (population adjusted dose、母集団補正値 : RfD¹⁷と同等) としていた。その後、2014 年の改定では、前述試験における赤血球 AChE 阻害 (10%阻害) に基づく NOAEL を PBPK-PD モデル¹⁸を適用して求めた用量、また、疫学調査における小児の神経発達への影響に関する関連性の解析結果¹⁹から得られた用量を毒性学的出発点 (Point of Departure, POD) として、Chronic PAD (≒RfD) を 0.0008 mg/kg/day と導出した。さらに、2016 年の評価では、住居内でクロルピリホスに曝露された可能性のある女性の血中の TWA (時間加重平均) 濃度を導出するために PBPK モデルを用いて、PAD (≒RfD) を 0.00005 mg/kg/day としていた。

以上より、動物試験からの導出よりも、ヒトから得られた情報を重視し、EPA の 2016 年改定で示された、住居でクロルピリホスに曝露された可能性のある女性の血中の TWA (時間加重平均) 濃度から PBPK モデルを用いて導出した 0.00005 mg/kg/day を、クロルピリホスの人健康における経口有害性評価値として採用することが適当と判断した。

MCCP

国内外の評価機関において毒性評価値を導出している評価文書を検索したところ、以下の情報があることを確認した。

update

¹³ Dow (2010) Comparison of cholinesterase inhibition in young adult and pre-weanling CD rats after acute and repeated chlorpyrifos or chlorpyrifos-oxon exposures. The Dow Chemical Company Study ID 091107, pp 1–1062.

¹⁴ Marty, M.S., Andrus, A.K., Bell, M.P., Passage, J.K., Perala, A.W., Brzak, K.A., Bartels, M.J., Beck, M.J. & Juberg, D.R. (2012) Cholinesterase inhibition and toxicokinetics in immature and adult rats after acute or repeated exposures to chlorpyrifos or chlorpyrifos-oxon. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 63(2): 209-224.

¹⁵ EPA (2020) 3rd revised: Chlorpyrifos: Third Revised Human Health Risk Assessment for Registration Review

¹⁶ BMDL₁₀: Bench Mark Dose Lower Limit 10% (有害影響の発生頻度が 10%に達する用量 (BMD) から算出した信頼区間の下限値)

¹⁷ RfD: Reference Dose (参考用量)

¹⁸ PBPK-PD model: Physiologically-Based Pharmacokinetic-Pharmacodynamic Model

¹⁹ 疫学研究で報告されたクロルピリホス曝露による胎児および小児の神経発達への影響に関する影響、特に胎児臍帯血中クロルピリホス濃度と神経発達アウトカムとの関連性を報告した妊婦を対象としたコロンビア小児環境衛生センター (CCCEH) 研究の結果

WHO/IPCS(1996)²⁰は、ラット 90 日間混餌毒性試験 (IRDC, 1984)²¹における肝臓、腎臓重量の増加を指標として NOAEL を 10 mg/kg/day と判断し、UF 100 (種差 10、個体差 10) で除した 0.1 mg/kg/day を Tolerable Daily Intake (TDI) としていた。

その他に、The UK Committee on Toxicity (UK-COT, 2009)²²は、ラット 90 日間混餌試験 (Poon et al., 1995)²³の肝臓の相対重量の変化と腎臓内側皮質における軽度な変化 (所見は特定できず) を指標に NOAEL を 4 mg/kg /day と判断し、UF 1,000 (種差 10、個体差 10、データ不足 10) で除した 0.004 mg/kg/day を TDI としていた。しかし、EFSA(2020)²⁴では、毒性学的意義はあいまいであるとしていた。

以上より、WHO/IPCS(1996) がラット 90 日間混餌毒性試験 (IRDC, 1984) に基づき導出していた TDI 0.1 mg/kg/day を、MCCP の人健康における経口有害性評価値として採用することが適当と判断した。

LC-PFCA

国内外の評価機関において毒性評価値を導出している評価文書を検索したところ、LC-PFCA のうち PFNA 及び PFDA については、毒性評価値を導出している評価機関があつたが、その他の LC-PFCAs (PFUnA、PFDODA、PFODA、FTOH 等) に関しては、PBPK モデルなどを用いて長期曝露に対する毒性評価値を設定した情報は確認できなかった²⁵。確認できた PFNA 及び PFDA の毒性評価値は以下のとおりである。

PFNA について、米国有害物質疾病登録局(ATSDR, 2021)²⁶は、経口経路の Intermediate MRL²⁷の導出に際して、血中濃度測定値が利用可能な試験であるラット生殖発生毒性試験

²⁰ WHO/IPCS (1996) World Health Organization (WHO), United Nations Environment Programme (UNEP), International Program on Chemical Safety (IPCS) environmental health criteria 181, chlorinated paraffins

²¹ IRDC (1984) 13-week oral (dietary) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies: determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 52% chlorination of intermediate-chain length n-paraffins, ¹⁴C-labelled CP. Mattawan, Michigan, International Research and Development Corporation, 328 pp (Report No. 438-023/026). As cited in WHO/IPCS (1996).

²² UK-COT (2009) United Kingdom -Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer products and the Environment), COT Statement 2009/06.

²³ Poon, R., Lecavalier, P., Chan, P., Viau, C., Håkansson, H., Chu, I., Valli, V.E. (1995) Subchronic toxicity of a medium-chain chlorinated paraffin in the rat. J. Appl. Toxicol. 15: 455-463.

²⁴ EFSA (2020): 欧州食品安全機関 (European Food Safety Authority) , Scientific Opinion. Risk assessment of chlorinated paraffins in feed and food.

²⁵ LC-PFCAs は、ヒトと実験動物で血中半減期が大きく異なるため、化審法のスクリーニング評価手法に沿った種差の UF (デフォルト 10) を適用して導出した有害性評価値では、種差に関して十分な補正を行えないと考えられる。PFNA 及び PFDA の有害性評価値に関しては、体内動態に基づく種差や血中濃度から摂取量への変換手法が ATSDR、EPA 等で取り入れられている。しかし、その他の LC-PFCAs (PFUnA、PFDODA、PFODA、FTOH 等) に関しては、国内外の評価機関が PBPK モデルなどを用いて長期曝露に対する有害性評価値を設定した情報は得られていない。

²⁶ ATSDR (2021) Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Toxicological Profile for Perfluoroalkyls

²⁷ Intermediate MRL: Intermediate (15–364 days), Minimal Risk Levels

(Das et al., 2015²⁸) を選択し、NOAEL である 1 mg/kg/day の PFNA を投与したラット血中濃度と同じヒト血中濃度に達するヒト等価用量 NOAEL_{HED} を求めたところ、NOAEL_{HED}=0.001 mg/kg/day と計算された。これを、UF 300 (種差 3、個体差 10、データベース不足 10) で除した $0.000003 (3 \times 10^{-6})$ mg/kg/day を Intermediate MRL としていた。

PFDAについて、米環境保護局 EPA IRIS (2024)²⁹では、以下の 2 つのヒトデータを根拠に算出した BMDL_{1/2SD (HED)}³⁰を POD としていた。

- ① PFDA に曝露されたヒト小児 (7 歳時及び 5 歳時) における破傷風及びジフテリアに対する血中抗体濃度低下 (Budtz-Jørgensen and Grandjean, 2018³¹; Grandjean et al., 2012³², Grandjean et al., 2017³³) に基づき算出した、各々の年齢時の BMDL_{1/2SD (HED)} を 6.04×10^{-8} 及び 5.98×10^{-8} mg/kg/day と算出した。
 - ② PFDA に曝露された母親から出生した乳児の出生時低体重 (Wikström et al, 2020³⁴) に基づき BMDL_{1/2SD (HED)}を 5.44×10^{-8} mg/kg/day と算出した。
- RfD は、これらの POD_{HED} を UF 30 (個体差 10、毒性エビデンスの不足 3) で除した $0.000000002 (2 \times 10^{-9})$ mg/kg/day (0.002 ng/kg/day) と導出していた。

しかしながら、EPA は、2025 年 5 月 14 日に、PFOA と PFOS 以外の規制値を撤回して再検討することを発表している³⁵。

以上より、PFNA 及び PFDA については既存の毒性評価値に関する情報を得ることができたが、LC-PFCA に該当する全ての物質を対象とした人健康における有害性評価値として採用可能な情報は得られなかった。

²⁸ Das, K.P., Grey, B.E., Rosen, M.B., Wood, C.R., Tatum-Gibbs, K.R., Zehr, R.D., Strynar, M.J., Lindstrom, A.B. & Lau, C. (2015) Developmental toxicity of perfluorononanoic acid in mice. *Reprod. Toxicol.* 25(51C): 133-144.

²⁹ EPA IRIS (2024) U.S. Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, IRIS Toxicological Review of Perfluorodecanoic Acid (PFDA) and Related Salts, final. July 2024

³⁰ BMDL_{1/2SD (HED)}: Benchmark dose 法で算出される標準偏差(SD)の 1/2 だけ変化する下限のヒト等価用量

³¹ Budtz-Jørgensen, E., & Grandjean, P. (2018) Application of benchmark analysis for mixed contaminant exposures: Mutual adjustment of perfluoroalkylate substances associated with immunotoxicity. *PLOS ONE* 13(10): e0205388

³² Grandjean, P., Heilmann, C., Weihe, P., Nielsen, F., Mogensen, U.B. & Budtz-Jørgensen, E. (2012) Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *J Am Med Assoc.* 307(4): 391-397.

³³ Grandjean, P., Andersen, E.W., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Mølbak, K. & Weihe, P. (2017) Serum vaccine antibody concentrations in adolescents exposed to perfluorinated compounds. *Environ Health Perspect.* 125(7): 077018

³⁴ Wikström, S., Lin, P.I., Lindh, C.H., Shu, H. & Bornehag, C.G. (2020) Maternal serum levels of perfluoroalkyl substances in early pregnancy and offspring birth weight. *Pediatr Res.* 87(6): 1093-1099.

³⁵ EPA Announces It Will Keep Maximum Contaminant Levels for PFOA, PFOS, EPA intends to provide regulatory flexibility and holistically address these contaminants in drinking water. May 14, 2025, EPA Press Office (Web page)

2.2. 高次捕食動物に関する有害性評価

(1) 有害性評価の方法

有害性は PNEC (予測無影響濃度) を求めることで評価する。高次捕食動物の $PNEC_{oral}$ は、次式により導出する。

$$PNEC_{oral} = \frac{TOX_{oral}}{AF_{oral}}$$

TOX_{oral} [kg/kg_{food}] : $NOEC_{mammal, food, chr}$ 、 $NOEC_{bird}$ 、 $LC50_{bird}$ 等
 $PNEC_{oral}$ [kg/kg_{food}] : 鳥類、哺乳類の二次毒性 PNEC
 AF_{oral} [-] : アセスメントファクター (図表 2.1 参照)

図表 2.1 二次毒性³⁶の $PNEC_{oral}$ 導出のためのアセスメントファクター AF

TOX_{oral}	試験期間	AF_{oral}
$LC50_{bird}$	5 days	3,000
$NOEC_{bird}$	Chronic	30
$NOEC_{mammal, food, chr}$	28 days	300
	90 days	90
	Chronic	30

(出典) REACH 規則 CSA ガイダンス文書 R.10.8.2 Table R.10-13

(2) 有害性評価結果

クロルピリホス

POPRC リスクプロファイル³⁷では、マガモを用いた繁殖毒性試験において 2.885 mg/kg/day で生殖影響が見られなかったとの報告がある。これは、REACH 登録情報に収載されている 1978 年の毒性試験³⁸と考えられ、マガモ成鳥を用いた 17 週間（産卵前 9 週間および産卵中 8 週間）の混餌投与による一世代生殖試験 (25 ppm、125 ppm) で、25 ppm では繁殖毒性は認められなかったとの報告による (NOEC 相当)。なお、本試験はテストガイドラインに準拠していない非 GLP 試験であり、試験報告書であることから原典は確認できていない。

その他、月齢の異なるマガモに対する繁殖影響を評価するために実施されたクロルピリホスを用いた約 20 週間の生殖毒性試験（用量は 80 ppm のみ）で、80 ppm で繁殖影響（産卵率低下、卵殻薄化、卵重減少、孵化時体重低下）が認められたとの報告がある³⁹。

³⁶ CSA ガイダンス文書によると、高濃縮性・難分解性化学物質は、食物連鎖の中で蓄積され、最終的には食物連鎖の高レベルに位置する高次捕食者に毒性影響を及ぼす可能性があるとしており、このときの毒性を「二次毒性」と表現している。

³⁷ POPRC (2023) Risk profile for chlorpyrifos, UNEP/POPS/POPRC.19/9/Add.3, <https://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/ReportsandDecisions/tabid/3309/ctl/Download/mid/27209/Default.aspx?id=41&ObjID=33789>

³⁸ ECHA REACH Dossier, https://chem.echa.europa.eu/100.018.969/dossier-view/579280c8-75e5-40f3-8f6a-118e55527163/3614b7fa-2bde-40f0-991f-95b9abd83044_142510ba-7d32-413f-ae6f-238f80d4e00d

³⁹ Gile, J.D. & Meyers, S.M. (1986) Effect of adult mallard age on avian reproductive tests. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15, 751–755.

また、野外試験として池囲い飼育のマガモを用いた 88 日間、137 日間の混餌投与による繁殖毒性試験 (8 ppm、80 ppm) が実施され、80 ppm で繁殖影響（孵化数の低下、雛の生存率の低下）が認められたが、8 ppm では有意な影響は認められなかつとの報告がある⁴⁰。ただし、野外試験のため肉食捕食者の侵入によるマガモ被害があつたこと、池数が少なう統計的な検出力が不足していること、親鳥を介したクロルピリホスの間接影響なのか雛への直接影響なのかの切り分けが困難等の課題が指摘されている。

以上より、クロルピリホスの鳥類繁殖毒性として、NOEC 25 ppm が最小の毒性値かつ整合した結果として得られ、アセスメントファクター (AF) 30 を用いて、PNEC 0.83 ppm を導出した。

MCCP

POPRC リスクプロファイル⁴¹では、MCCP の鳥類に対する長期毒性試験は利用可能ではないとされている。他方、短鎖塩素化パラフィン (SCCP) の鳥類に対する 22 週間の繁殖毒性試験⁴²をリードアクロスの結果として採用している文献が見られる⁴³。

鳥類繁殖毒性は、母体から卵への移行により発現すると考えられるが、疎水性が高いほど卵への移行割合は低下することが報告されており^{44,45}、疎水性の大きさ (SCCP < MCCP) は鳥類繁殖毒性の強さに影響していることが示唆される。

以上より、SCCP の鳥類繁殖毒性は MCCP と同等又は強いと考えられるため、SCCP の鳥類繁殖毒性（マガモを用いた 22 週間の繁殖毒性試験で、NOEC は 166 ppm（幼鳥の生存率の低下））を MCCP の鳥類繁殖毒性として採用し、AF 30 を用いて、PNEC (参考値) を 5.5 ppm とした。

LC-PFCA

POPRC リスクプロファイル⁴⁶では、LC-PFCA の鳥類に対する繁殖毒性試験は報告され

⁴⁰ Meyers, S.M. & Gile, J.D. (1986) Mallard reproductive testing in a pond environment: A preliminary study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15, 757–761.

⁴¹ POPRC (2022) Risk profile for chlorinated paraffins with carbon chain lengths in the range C14–17 and chlorination levels at or exceeding 45 per cent chlorine by weight, UNEP/POPS/POPRC.18/11/Add.3, <https://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/ReportsandDecisions/tabid/3309/ctl/Download/mid/26204/Default.aspx?id=41&ObjID=31392>

⁴² 環境省 (2017) デカブロモジフェニルエーテル及び短鎖塩素化パラフィンの環境リスク評価, <https://www.env.go.jp/content/900529824.pdf>

⁴³ ECHA REACH Dossier, https://chem.echa.europa.eu/100.079.497/dossier-view/378a8fc8-e750-486b-b49b-88e3609810e5/3b7576dc-6b4d-4463-8fae-1469998d3939_d40282ea-8ee3-434d-847d-95d1bdf37996

⁴⁴ Zheng, X., Luo, X., Zeng, Y., Wu, J., Chen, S. & Mai, B. (2014) Halogenated flame retardants during egg formation and chicken embryo development: Maternal transfer, possible biotransformation, and tissue distribution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33, 1712–1719.

⁴⁵ Li, Z.-R., Luo, X.-J., Lin, L., Zeng, Y.-H. & Mai, B.-X. (2021). Effect of laying sequence and selection of maternal tissues in assessment of maternal transfer of organohalogenated contaminants during chicken egg formation: A pilot study. *Environmental Pollution* 270, 116157.

⁴⁶ POPRC (2022) Risk profile for long-chain perfluorocarboxylic acids, their salts and related

ていない。また、その他の情報源や論文情報を確認したが、鳥類に対する長期影響に関する試験結果は得られなかった。

PFCAs の鎖長別の毒性傾向の違いについても考察できるだけの十分な知見を得ることはできなかった。他方、LC-PFCA の類縁物質である PFOA (C=8) の鳥類繁殖毒性に係るPNEC は、ウズラを用いた 20 週間の鳥類繁殖毒性試験結果 (NOEC 3 ppm) に基づく 0.1 ppm (AF 30) が得られており⁴⁷、本評価では当該データを参考値として採用することとした。

compounds, UNEP/POPS/POPRC.18/11/Add.4,
<https://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/ReportsandDecisions/tabcid/3309/ctl/Download/mid/26204/Default.aspx?id=53&ObjID=31306>

⁴⁷ 環境省 (2022) ペルフルオロオクタン酸の環境モニタリングデータを用いたリスク評価 (令和 4 年更新版) , 令和 5 年度第 9 回薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会化学物質調査会、令和 5 年度化学物質審議会第 3 回安全対策部会・第 234 回審査部会、第 241 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会合同会合 (令和 6 年 1 月 16 日) 参考資料 1-2,
<https://www.env.go.jp/press/900528490.pdf>

3. 環境モニタリングデータに基づくばく露評価、リスク推計について

3.1. 基本的な考え方

公共用水域の環境モニタリングデータから人又は高次捕食動物に対するばく露量の推計を行う。なお、第一種特定化学物質には第二種特定化学物質のように「相当広範な地域の環境における汚染」への該当性を判断する要件はないため、特定箇所における環境モニタリングであってもリスク懸念ありとなるかどうかを評価する。具体的には、例えば淡水域の環境モニタリングデータが得られた場合、

- ✓ 当該地点に棲んでいる魚介類に最も蓄積した状態で摂取
- ✓ 流達した先の海域で同様に魚介類に最も蓄積した状態で摂取
- ✓ 飲水は浄水処理により当該物質が除去されなかったことを想定して摂取

などの安全側の設定に基づき、ばく露量を評価することとする。

なお、対象とする環境モニタリングデータは環境省又は自治体が測定したデータ、国の研究費によって取得したデータを対象とし、基本的には最新の測定データが得られている年度から過去 10 年分とする。

上記の方針を踏まえ、以下の文献に掲載されたデータを対象にした。

クロルピリホス

- ✓ 環境省、平成 28 年度河川における農薬濃度モニタリング調査委託業務（青森県）調査報告書⁴⁸
- ✓ 環境省、令和 4 年度要調査項目等存在状況調査結果⁴⁹

MCCP⁵⁰

- ✓ 環境省環境研究総合推進費（平成 30～令和 2 年度），新規 POPs の物理化学特性把握に関する基礎および応用研究（課題 SII-3-1、課題代表者：倉持秀敏）終了研究成果報告書⁵¹
- ✓ 環境省、平成 30 年度化学物質環境実態調査（詳細環境調査）⁵²

LC-PFCA

- ✓ 坂元宏成、五木田正、平山雄一、2015、千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 7 報），千葉市環境保健研究所年報、22, 54-57⁵³
- ✓ 坂元宏成、天野知宏、五木田正、平山雄一、2016、千葉市の水域における有機フッ素化

⁴⁸ <https://www.env.go.jp/content/900540606.pdf>

⁴⁹ <https://www.env.go.jp/content/000148893.pdf>

⁵⁰ 「炭素数 14～17 かつ塩素割合が 45%以上」であることが分かる場合には、その範囲のデータに限定

⁵¹ https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/db/pdf/end_houkoku/S2-3-1.pdf

⁵² <https://www.env.go.jp/chemi/kurohon/2019/shosai.html>

⁵³ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/22-9tyousakennkyuu1-4.pdf>

合物調査（第 8 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 23, 52-55⁵⁴

- ✓ 鈴木瑞穂, 設楽夕莉菜, 坂元宏成, 五木田正, 塚原滋, 2017, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 9 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 24, 53-56⁵⁵
- ✓ 鈴木瑞穂, 設楽夕莉菜, 坂元宏成, 2018, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 10 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 25, 48-50⁵⁶
- ✓ 設楽夕莉菜, 鈴木瑞穂, 坂元宏成, 2019, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 11 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 26, 65-69⁵⁷
- ✓ 都築康平, 松本将直, 設楽夕莉菜, 武藏沙織, 2021, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 12 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 28, 57-62⁵⁸
- ✓ 都築康平, 松本将直, 牧村莉沙, 武藏沙織, 2022, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 13 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 29, 59-62⁵⁹
- ✓ 都築康平, 石渡慶秀, 中嶋尚隆, 武藏沙織, 2023, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 14 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 30, 63-68⁶⁰
- ✓ 高尾俊正, 石渡慶秀, 中嶋尚隆, 遠藤ひとみ, 2024, 千葉市の水域における有機フッ素化合物調査（第 15 報）, 千葉市環境保健研究所年報, 31, 67-73⁶¹
- ✓ 望月映希, 小林浩, 薬袋ゆい, 2014, 山梨県内の環境水中における有機フッ素化合物の実態調査, 山梨衛環研年報, 58, 32-37⁶²
- ✓ 望月映希, 小林浩, 2015, 山梨県内の環境水中における有機フッ素化合物の実態調査（II）, 山梨衛環研年報, 59, 44-46⁶³
- ✓ 吉川奈保子, 千室麻由子, 松山明, 原美由紀, 2015, 川崎市内地下水水中における有機フッ素化合物の環境実態調査, 川崎市環境総合研究所年報, 3, 46-50⁶⁴
- ✓ 塩川敦司, 玉城不二美, 2017, 沖縄島の河川及び海域における有機フッ素化合物の環境汚染調査, 沖縄県衛生環境研究所所報, 51, 33-48⁶⁵
- ✓ 栗原正憲, 清水明, 吉井直美, 中田利明, 横山智子, 2017, 印旛沼及び手賀沼における

⁵⁴ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/23-8tyousakennkyuu1-3.pdf>

⁵⁵ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/24-8tyousakennkyuu1-3.pdf>

⁵⁶ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/25-7tyousakennkyuu1-2.pdf>

⁵⁷ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/26-7tyousakennkyuu2.pdf>

⁵⁸ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/28-6cyousakenkyuu-1.pdf>

⁵⁹ https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/29-6_cyousakenkyuu1.pdf

⁶⁰ https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/30-6_cyosakenkyu_1.pdf

⁶¹ <https://www.city.chiba.jp/hokenfukushi/iryoeisei/khoken/kkagaku/documents/r706kenkankyou.pdf>

⁶² <https://www.pref.yamanashi.jp/documents/84008/h26yuukifusso.pdf>

⁶³ <https://www.pref.yamanashi.jp/documents/84008/h27yuukifusso.pdf>

⁶⁴ https://www.city.kawasaki.jp/300/cmsfiles/contents/0000075/75167/nennpou3_26houbunn.pdf

⁶⁵ https://www.pref.okinawa.lg.jp/_res/projects/default_project/_page_/001/006/588/51-p33-48.pdf

環境残留性有機汚染物質の濃度調査、環境研究センタ一年報⁶⁶

- ✓ 東條俊樹, 2019, 大気中 FTOHs の測定条件の検討と大阪市域における PFOA Stewardship Program による濃度推移の検証, 大阪市立環境科学研究センター報告, 2, 23-27⁶⁷
- ✓ 大阪市, 大阪市の水道水における有機フッ素化合物 (PFAS) の検出状況について⁶⁸
- ✓ 兵庫県, 2024, 水環境中の有機フッ素化合物 (PFAS) の調査結果について (令和 5 年度), 排出基準未設定化学物質実態調査結果⁶⁹

3.2. リスク推計の手法

(1) リスク推計の方法

環境モニタリングデータから人又は高次捕食動物に対するリスクを推計する場合、前者についてはハザード比(HQ)を、後者については餌中濃度(PEC)とPNECの比(PEC/PNEC比)をリスク指標として用いることとする。それぞれ、以下の計算式に基づき算出する。

人健康のリスク指標 : 経口 HQ = 経口摂取量 ÷ 経口有害性値

吸入 HQ = 大気濃度 ÷ 吸入有害性値⁷⁰

= 吸入摂取量 (吸入→経口換算) ÷ 経口有害性値

生態のリスク指標 : PEC/PNEC = 餌中濃度 ÷ 有害性値 (餌中濃度ベース)

※リスク指標が 1 を超過した場合はリスク懸念あり

(2) 人健康に関するばく露評価

人健康に関する暴露評価の経路には経口経路と吸入経路の 2 種類を想定する。前者については食事摂取と飲水摂取を、後者については大気からの吸入を想定する。それぞれ、以下の計算式に基づき算出する。

経口摂取量 = ①魚介類 (淡水域) 摂取量 + ②魚介類 (海水域) 摂取量 + ③飲水摂取量

①魚介類 (淡水域) 摂取量 = 淡水濃度 × BCF × BMF × 1 日摂取量 (1.4g/day) ÷ 50kg
= 魚介類 (淡水域) 中濃度 × 1 日摂取量 (1.4g/day) ÷ 50kg

②魚介類 (海水域) 摂取量 = 海水濃度 × BCF × BMF × 1 日摂取量 (43.9g/day) ÷ 50kg
= 魚介類 (海水域) 中濃度 × 1 日摂取量 (43.9g/day) ÷ 50kg

③ 飲水摂取量 = 淡水濃度 × 1 日飲水量 (2L/day)

⁶⁶ <https://www.pref.chiba.lg.jp/wit/hai-ka/nenpou/documents/ar2017haika004.pdf>

⁶⁷ https://www.city.osaka.lg.jp/kenko/cmsfiles/contents/0000489/489968/2019_23_27.pdf

⁶⁸ <https://www.city.osaka.lg.jp/suido/page/0000499786.html>

⁶⁹ <https://www.kankyo.pref.hyogo.lg.jp/application/files/6517/1686/2615/R5result.pdf>

⁷⁰ 特に言及がない場合、吸入有害性値には経口有害性値を体重 50kg、1 日呼吸量 20m³ を用いて経口→吸入換算した値を用いる。

BCF：生物濃縮係数。水中濃度から餌生物の体内濃度を推定するための係数。

BMF：生物拡大係数。生態系において、高次捕食動物の餌生物間の食物連鎖（小型魚→大型魚、甲殻類→魚類等）によって生じる生物濃縮の係数。BCF 又は logPow とは図表 3.1 の関係となる。なお、BMF について信頼できる値が得られている場合には、そちらを優先することもできる。

図表 3.1 BMF の設定方法⁷¹

BCF [L/kg]	logPow [-]	BMF [-]
< 2000	< 4.5	1
2000～5000	4.5～< 5	2
> 5000	5～8	10
2000～5000	> 8～9	3
< 2000	> 9	1

トータルダイエットスタディの結果が得られている場合は、以下の計算式を用いて当該量のみで経口 HQ を計算することとする。

$$\text{④食事摂取量} = \text{一人あたり 1 日摂取量} \div \text{体重 50kg}$$

$$\text{吸入摂取量} = \text{大気濃度} \times \text{1 日呼吸量 (20m}^3/\text{day}) \div \text{体重 50kg}$$

(3) 高次捕食動物に関するばく露評価

高次捕食動物のばく露評価については、環境モニタリングにより得られた魚類濃度又は水質濃度を用いて推計する。

$$\begin{aligned} \text{餌中濃度} &= \text{魚介類 (淡水域 or 海水域) 濃度} \\ &= \text{淡水 or 海水濃度} \times \text{BCF} \times \text{BMF} \end{aligned}$$

(4) BCF、BMF の設定

上述のとおり、ばく露評価には BCF と BMF の設定が必要となる。本評価では、図表 3.2 の値を用いた。

⁷¹ BMF は本来、海洋生態系における非常に長い食物連鎖を想定する場合の係数として設定されるものだが、ここでは安全側の評価を行うため、淡水域においても BMF を考慮する。なお、淡水域においても BMF を考慮する評価手法については、優先評価化学物質のリスク評価においても既に採用されている考え方である。

図表 3.2 3物質群の BCF、BMF、logPow

物質	BCF [L/kg]	BMF [-]	(参考)logPow
クロルビリホス	1,374 ⁷²	1 ^{※1}	4.7~5.2 ^{※2}
MCCP	29,924 ⁷³	0.468 ^{※3}	5.7~8.7 ^{※2}
LC-PFCA	PFNA (C9)	617 ⁷⁴	1 ^{※1, 5}
	PFDA (C10)	6,166 ⁷⁴	2 ^{※1, 5}
	PFUnDA (C11)	3,715 ⁷⁴	2 ^{※1, 5}
	PFDoDA (C12)	4,365 ⁷⁴	2 ^{※1, 5}
	PFTrDA (C13)	21,878 ⁷⁴	10 ^{※1, 5}
	PFTeDA (C14)	25,119 ⁷⁴	10 ^{※1, 5}
	PFPeDA (C15)	14,953 ⁷⁴	10 ^{※1, 5}
	PFHxDA (C16)	4,786 ⁷⁴	2 ^{※1, 5}
	PFHpDA (C17)	2,579 ⁷⁴	2 ^{※1, 5}
	PFODA (C18)	372 ⁷⁴	1 ^{※1, 5}

※1 図表 3.1 に沿って、BCF>logPow の順で決定。なお、logPow での判断が必要な場合は、logPow が 8 未満の場合は BMF=2 を割り当て。

※2 リスクプロファイル参照。

※3 MCCP のリスクプロファイルにおいて報告されている値⁷⁵。ニジマスを用いた OECD TG305 試験 (GLP 準拠) で炭素数 14 (塩素化率 50 %) の MCCP の BMF は 0.468、制限なしに信頼できるとされている。

※4 OPERA 2.9⁷⁶を用いた推定値。

※5 LC-PFCA は C13-15 に最大の BMF (10) を設定し、それ以外の物質は 1 又は 2 として設定。

(5) その他

基本的に検出下限値未満の場合は検出下限値を用いて評価は行わないこととした。

淡水濃度が得られた場合、10 倍希釈した濃度を海水濃度とした⁷⁷。

⁷² ECHA REACH Dossier, https://chem.echa.europa.eu/100.018.969/dossier-view/579280c8-75e5-40f3-8f6a-118e55527163/c3bdf033-12ef-4849-bae5-4ff3d6ab0246_142510ba-7d32-413f-ae6f-238f80d4e00d

⁷³ ECHA REACH Dossier, https://chem.echa.europa.eu/100.079.497/dossier-view/378a8fc8-e750-486b-b49b-88e3609810e5/6e69fbec-e883-47dc-852b-eb07cfb72742_d40282ea-8ee3-434d-847d-95d1bd37996

⁷⁴ Burkhard, L.P. (2021) Evaluation of Published Bioconcentration Factor (BCF) and Bioaccumulation Factor (BAF) Data for Per- and Polyfluoroalkyl Substances Across Aquatic Species. Environmental Toxicology and Chemistry 40, 1530–1543.

⁷⁵ Unpublished (2019). C₁₄ Chlorinated Paraffin: A Dietary Exposure Bioaccumulation Test with the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*).

⁷⁶ <https://github.com/kmansouri/OPERA>

⁷⁷ 厚生労働省、経済産業省、環境省 (2014) 化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイドライン、第V章 暴露評価－排出源ごとの暴露シナリオ－、p.100

3.3. 推計結果

(1) 人健康の推計結果

クロルピリホス

環境モニタリングデータに基づくクロルピリホスの人健康リスク推計の結果（経口経路）を図表 3.3 に示す。なお、大気中濃度データが得られなかったことから、吸入経路の評価は行っていない。

リスク推計の結果、今回得られた環境モニタリングデータからは人健康への影響が懸念される地点はなかった。

図表 3.3 環境モニタリングデータを用いた人健康に関するリスク推計結果（経口摂取）
(HQ が大きい上位地点を表示)

測定地点*	淡水／海水	測定年	水質濃度 (ng/L)	一日摂取量 ($\mu\text{g/kg/day}$)		人健康リスク評価(HQ)
				飲水	魚介類	
地点 A	淡水	2016	4.0	0.16	0.64	0.016
地点 B	淡水	2016	3.0	0.12	0.48	0.012
地点 C	淡水	2016	3.0	0.12	0.48	0.012

* 同一地点、同一測定年の検体値については、年平均値を算出。

MCCP

環境モニタリングデータに基づく MCCP の人健康リスク推計の結果（経口経路）を図表 3.4～図表 3.5 に示す。リスク推計の結果、今回得られた環境モニタリングデータからは人健康への影響が懸念される地点はなかった。

図表 3.4 環境モニタリングデータを用いた人健康に関するリスク推計結果（経口摂取）
(HQ が大きい上位地点を表示)

測定地点	淡水／海水	測定年	水質濃度 (ng/L)	一日摂取量 ($\mu\text{g/kg/day}$)		人健康リスク評価(HQ)
				飲水	魚介類	
地点 D	淡水	2018	125	5.0	202	0.0021
地点 E	海水	2018	16	—	193	0.0019
地点 F	海水	2018	12	—	143	0.0014
地点 G	海水	2018	11	—	132	0.0013
地点 H	淡水	2018	66	2.6	106	0.0011

* 同一地点、同一測定年の検体値については、年平均値を算出。

図表 3.5 環境モニタリングデータを用いた人健康に関するリスク推計結果（吸入摂取）
(HQ が大きい上位地点を表示)

測定地点	測定年	大気濃度 (ng/m ³)	人健康リスク評価(HQ)
地点 I	2018-2020	56	0.00022
地点 J	2018-2020	30	0.00012
地点 K	2018-2020	21	0.000084

測定地点	測定年	大気濃度 (ng/m ³)	人健康リスク 評価(HQ)
地点 L	2018-2020	15	0.000060
地点 M	2018-2020	6.4	0.000026

LC-PFCA

LC-PFCA の人健康における有害性評価値として採用可能な情報は得られなかつたため、リスク推計は行わなかつた。

(2) 高次捕食動物の推計結果

クロルピリホス

環境モニタリングデータに基づくクロルピリホスの高次捕食動物のリスク推計の結果を図表 3.6 に示す。リスク推計の結果、今回得られた環境モニタリングデータからは高次捕食動物への影響が懸念される地点はなかつた。

図表 3.6 環境モニタリングデータを用いた高次捕食動物に関するリスク推計結果
(PEC/PNEC が大きい上位地点を表示)

測定地点	淡水／海水	測定年	餌生物データ		水質データ	生態リスク評価(PEC/PNEC)	
			生物種	餌生物濃度 A(μg/kg-wet)		餌生物濃度 : A	餌生物濃度 : B × BCF × BMF
地点 A	淡水	2016	–	–	4.0	–	0.0066
地点 B	淡水	2016	–	–	3.0	–	0.0049
地点 C	淡水	2016	–	–	3.0	–	0.0049

MCCP

環境モニタリングデータに基づく MCCP の高次捕食動物のリスク推計の結果を図表 3.7 に示す。参考値を用いたリスク推計の結果、今回得られた環境モニタリングデータからは高次捕食動物への影響が懸念される地点はなかつた。

図表 3.7 環境モニタリングデータを用いた高次捕食動物に関するリスク推計結果
(PEC/PNEC が大きい上位地点を表示)

測定地点	淡水／海水	測定年	餌生物データ		水質データ	生態リスク評価 (PEC/PNEC)	
			生物種	餌生物濃度 A(μg/kg-wet)		水質濃度 B (ng/L)	餌生物濃度 : A
地点 D	淡水	2018	–	–	125	–	0.32
地点 H	淡水	2018	–	–	66	–	0.17
地点 O	淡水	2018	–	–	16	–	0.041
地点 P	淡水	2018	–	–	16	–	0.041
地点 Q	海水	2018	–	–	16	–	0.041

LC-PFCA

環境モニタリングデータに基づく LC-PFCA の高次捕食動物のリスク推計の結果を図表 3.8 に示す。参考値を用いたリスク推計の結果、1 地点で PEC/PNEC が 1 を超過したが、それ以外の全ての地点で 1 を下回った。

図表 3.8 環境モニタリングデータを用いた高次捕食動物に関するリスク推計結果
(PEC/PNEC が大きい上位地点を表示)

測定地点	淡水／海水	測定年	餌生物データ		水質データ				生態リスク評価 (PEC/PNEC)	
			生物種	餌生物濃度 A(μ g/kg-wet)	水質濃度 B(ng/L) ^{※1}				餌生物濃度:A	餌生物濃度: B × BCF × BMF
					C9	C10	C11	C12		
地点 R ^{※2}	淡水	2014	-	-	179	<1.0	<1.0	<1.0	-	1.1
地点 S	淡水	2015	-	-	26	1.3	5.6	<0.4	-	0.74
地点 T	淡水	2020	-	-	3.6	-	6.5	-	-	0.51
地点 U ^{※2}	淡水	2014	-	-	79	<1.0	<1.0	<1.0	-	0.49
地点 V	淡水	2016	-	-	4.7	0.8	3.1	<0.4	-	0.36

※1 水質濃度に対して炭素鎖ごとに BCF、BMF を考慮して PEC を算出。

※2 C13、14、16、18 も測定対象だが ND (<1.0) だったためここでは表示せず。

4. まとめ

最新の測定データが得られている年度から過去10年分の環境モニタリングデータ及び有害性情報に基づいてクロルピリホス、MCCP 及び LC-PFCA の環境リスク評価を実施した結果、PFOA の鳥類繁殖毒性データを用いた評価において、LC-PFCA で PEC/PNEC が1を超過した地点が1地点で見られたが、それ以外の地点では超過した地点はなかった。当該情報は関係自治体にも共有した上で対応を進めていただいている。

以上より、現時点では得られる情報では、これら3物質群の環境中濃度はリスクを懸念するレベルにはないことが確認されたが、今後も情報収集に努めることとする。

以上