

ity of developing a tiered or quantitative classification system for genotoxic hazard.

- The evaluation should include examination of the relationship between *in vitro* and *in vivo* responses, for different mechanistic classes of genotoxicants, analyzed separately by whether the agent is directly active or requires metabolic activation for genotoxic activity.
- The evaluation should include correlation of tissue exposure *in vivo* with genetic damage *in vivo* (including tumor response) and *in vitro*, to support development of (semi) quantitative estimates of levels of concern.
- An analysis is recommended to determine if we can develop different bins of concern (e.g., low, intermediate, high) for some classes of chemicals based on human exposure data; *in vivo* potency test data (e.g., tumor data, genetic toxicity data); and *in vitro* concentration in relation to achievable *in vivo* exposure (e.g., blood/tissue concentrations, DNA adducts).
- An evaluation of the literature and available data bases (pesticides, drugs, NTP, etc.) is needed to determine the scientific support for low dose linearity versus practical thresholds for different classes of genetic toxicants.
- Whenever possible, *in vivo* dose–response and human exposure information should be used in a weight of the evidence approach to evaluate the potential for human risk.
 - Because concerns were raised over limitations of currently available *in vivo* methods, a review should be undertaken of available information to define these limitations so that the combination of *in vitro* and *in vivo* information can be used more effectively.

2.3. Break-out group #3: how to improve our testing for genetic toxicity

2.3.1. Break-out group #3: background

The participants in this break-out group started with the premise that we can not throw out the ‘tried and tested’ approaches without having something with which to replace them. It was recognized that the ‘Ames test’ has a very robust database and would be difficult to throw out, and that the most problematic tests are currently the *in vitro* chromosome damage tests, as they demonstrate the higher rates of positives. Additionally, it has been suggested that the Ames results generally correspond with structure-activity models based on electrophilicity [34]. This break-out group focused their attention on the

need to develop *in vitro* models that are more predictive models for *in vivo* biology, and that reduce artifacts.

2.3.2. Break-out group #3: report

All *in vitro* systems are at best imperfect models for the biological effects seen *in vivo*. This generalization holds true for *in vitro* genotoxicity tests used as hazard identification tools in the prediction of carcinogenicity, especially in view of our current understanding that epigenetic events play a key role in carcinogenicity. One of the challenges in using *in vitro* genotoxicity assays as predictors of carcinogens was highlighted in a recent analysis by Kirkland et al. [15,35] of over 700 chemicals that have rodent carcinogenicity data, which found that 75–95% of non-carcinogens were positive in one or more of the standard *in vitro* genotoxicity assays. In this analysis, the false positive rate (defined as positive in mutagenicity assay but negative in a rodent cancer bioassay) was highest in mammalian cell tests such as the chromosomal aberration assay in Chinese hamster cells or the tk gene mutation assay in L5178Y mouse lymphoma cells. As a consequence of such positive *in vitro* genotoxicity data, numerous animal studies and mechanistic research projects are conducted in order to determine whether effects seen *in vitro* are biologically relevant *in vivo*. These studies are costly, time consuming, utilize many animals, and do not always give a definitive answer.

The findings reported by Kirkland et al. [15,35] and in several other earlier analyses [36–38] have recently been confirmed in an analysis by Matthews et al. [39,40] of a larger database of FDA and EPA chemicals. These recent analyses confirm earlier analyses on smaller data sets in the late 1980s to early 1990s. It is recognized that efforts to correlate the genetic toxicology assays with the cancer bioassay data are complicated by the fact that not all the genetic toxicology and cancer data have been evaluated according to current standards of acceptability and interpretation. Despite this, there was consensus that there is great value in developing new tests and/or approaches for predicting *in vivo* genotoxins and potential carcinogenic chemicals. This topic was the focus of the break-out group.

In vitro genotoxicity assays are used for a variety of purposes, from the rapid screening of potential drugs or other chemicals of interest to the detailed mode of action analyses for carcinogenicity risk assessment [16,23]. The participants focused their discussions on the use of genetic toxicity tests for predicting whether a chemical has the potential to cause carcinogenicity via a mutagenic mechanism, *i.e.*, hazard identification. This use of genetic toxicity tests to determine whether the mode of

action (MOA) of a known carcinogen is via a mutagenic mechanism was not addressed by this workgroup.

Over the years, it has become apparent that the *in vitro* genotoxicity tests, particularly the mammalian cell assays, detect some non-DNA reactive agents (*i.e.*, the primary target of the chemical or its metabolite(s) is not DNA, for example, topoisomerase inhibitors) in addition to DNA-reactive agents. In fact, there has been an effort over the years to expand the spectrum of genetic events detected in each assay, for instance by extending the length and types of chemical treatment. Furthermore, there has been pressure to increase the numbers and types of assays in various genotoxicity testing batteries in order to detect the full spectrum of genetic events and/or as many rodent carcinogens as possible. The majority of the working group felt that this proliferation of testing was contributing to the generation of “false positive results” with respect to predicting whether a chemical will be a carcinogen. As such, we discussed the necessity of refocusing genetic toxicology tests on the detection of DNA reactive carcinogens. Other members expressed the view that genotoxicity assays detect genetic damage and would be expected to respond to all insults that damage DNA (regardless as to whether the damage is caused “directly” or “indirectly”). Both short-term and long-term solutions to address these issues were discussed.

2.3.2.1. Possible short-term solutions. There is a need to identify potential sources of false positive results (for predicting carcinogenicity) obtained with the current *in vitro* genotoxicity assays. This issue relates to determining what assay conditions cause biologically irrelevant positive responses—artifacts of the *in vitro* conditions. This issue was also viewed as essential for developing any new tests or longer term approaches. To this end, we addressed the question “What kind of research or efforts can be used to improve current *in vitro* tests?” The following possible activities were discussed:

- Re-examine whether a top concentration of 10 mM is justified. The original guidance to use a top concentration of 10 mM in the mammalian cell assays when there is no toxicity is based on early analyses of small databases which showed that there was a need to test up to 10 mM to detect some mutagens. Because such mutagens may be detected in the bacterial gene mutation (Ames) assay, there was agreement that there may be inadequate justification for routine use of 10 mM in mammalian cell assays. Another factor in setting a top concentration of 10 mM was to avoid osmolality effects in these assays (*i.e.*, effects due to osmotic conditions that cannot be achieved *in vivo*). Changes

in osmolality are controlled for in assays conducted by today’s standards.

- Re-examine the maximum level of cytotoxicity needed and the appropriate measures of cytotoxicity. By virtue of being *in vitro* tests, high, non-physiological concentrations of test chemicals can be added to *in vitro* genotoxicity assays. Similarly to the above, this group felt there was a need to determine whether detection of *in vivo* mutagens and/or DNA reactive carcinogens required routine testing up to the cytotoxic levels used in current protocols.
- Determine whether both long exposures as well as short exposures in the mammalian cell assays are required to detect *in vivo* mutagens and/or DNA reactive carcinogens, particularly those not detected by the bacterial reverse mutation assay.
- Determine if induced rat liver S9 is the most appropriate metabolic activation for *in vivo* mutagens and/or DNA reactive carcinogens. Investigate other metabolic activation systems.
- Determine if cytogenetic assays in human lymphocytes are better predictors of human hazard and more relevant to human risk assessment than currently used mammalian cell lines. Anecdotal data as well as recent publications [41] have been discussed at various meetings to suggest fewer “irrelevant” positive results occur in the chromosome aberration assay and/or micronucleus assay when conducted in human lymphocytes than in other mammalian cell lines. There is a need to determine whether this possibility can be confirmed since this could lead to a simple solution to the problem of false positives for predicting carcinogenicity. It was, however, unclear whether there was sufficient data available with human cells for this analysis.
- After the meeting there was a proposal to conduct a thorough analysis of the existing genotoxicity and cancer databases to create a dataset that includes only data that meets current acceptance and interpretation criteria. Once such an analysis has been completed, the information can be used to more accurately assess the ability of the current genotoxicity assays to predict whether a chemical will be a carcinogen. This effort would also provide a sound foundation for addressing and perhaps modifying some of the assay parameters (top dose, required cytotoxicity level, *etc.*).

2.3.2.2. Approaches for the possible short-term solutions. To initiate these activities, the following approaches were discussed:

- Form an expert panel to identify a list of definitive *in vivo* genotoxins and/or DNA reactive mutagenic carcinogens which we expect *in vitro* genotoxicity tests to detect, and then search these chemicals to answer the above questions.
- Form an expert panel to analyze the role of metabolism in the mutagenicity and/or carcinogenicity of *in vivo* genotoxins and/or of DNA reactive mutagenic carcinogens.
- Initiate a collaborative experimental study to analyze different measures of cytotoxicity to determine if appropriate measures are being used.
- Search existing databases to determine whether fewer false positive results occur in human lymphocyte cytogenetics assays than in other mammalian cell lines.
- Collect HESI member company data to determine whether there are fewer “false positive” results in human lymphocyte cytogenetics assays. This data collection exercise should address the following points:
 - Include data to address whether there is increased variability of human lymphocytes relative to other commonly used cell types (data collection from contract and testing labs that use HPBL).
 - Focus on chemicals negative for bacterial gene mutation.
 - Include data comparing rat lymphocytes to other commonly employed cell lines to address the possibility that primary lymphocytes yield more relevant results.
- Initiate a collaborative experimental effort to compare cytogenetic results between different cell types. It was recognized that this effort will take the largest amount of resources, but would be the most definitive way to address the question since analyses of databases are complicated by the quality of the studies that were not designed for this purpose.

2.3.2.3. *Possible mid-term solutions.* Based on the analyses of current databases, the bacterial reverse mutation assay has been shown to have the highest specificity for prediction of rodent carcinogenicity of the currently used *in vitro* genotoxicity assays [15,35]. Based on this, the group discussed whether the *in vitro* mammalian cell assays could be replaced by tests or approaches that complement the bacterial reverse mutation assay, *i.e.*, that detect *in vivo* genotoxins and/or DNA reactive mutagenic carcinogens that are negative in the bacterial assay [38]. Because changing the standard genotoxicity testing battery would require changes in regulations, this was viewed as a possible mid-term solution.

As a first step, we discussed the question “Can we accept a battery of the bacterial reverse mutation assay

and an *in vivo* MN or another assay for routine testing acknowledging that some chemical classes may require alternative testing?” Types of chemicals that are potential hazards that are known to be negative in the bacterial assay include: metals, steroids/hormones, topoisomerase inhibitors, nucleoside analogs, mammalian receptor-specific chemicals and chemicals whose primary activity is the induction of large deletions and other chromosomal damage. It is the detection of this latter class of chemicals (chromosomal mutagens) that led to the establishment of the current battery.

2.3.2.4. *Approaches for possible mid-term solutions.*

One suggested approach to address this question is to conduct a database analysis of bacterial reverse mutation and *in vivo* MN tests (or other assays) to see if these detect relevant *in vivo* genotoxins or/and DNA reactive mutagenic carcinogens. Classes not detected by this battery could be identified and appropriate testing recommendations determined. This would involve the following steps: search existing databases like the database used by Kirkland et al. [15,35]; the database used by Matthews et al. ([40,41], EPA GENE-Tox [42], and others; and obtain HESI member Company data. This is best accomplished using databases that have been thoroughly evaluated to include only data that meets all current criteria for acceptability and interpretation.

2.3.2.5. *Possible long-term solutions.* While the above approaches have the potential to reduce problems with current *in vitro* genotoxicity tests and their interpretation in the near term, which was the primary focus of this workshop, there was also some discussion about the need for the development of new generation tests that could be used in the future—tests that could be specifically designed to address the features that the current tests lack. Features of new tests that were discussed included use of mammalian cells/cell lines to insure appropriate mammalian cell targets are present, use of p53 and DNA repair proficient cells that are metabolically relevant, and development of assays that would allow multi-endpoints analyses.

There was also discussion of the use of only *in vivo* genotoxicity tests in the future and/or of the need for the development of a new generation of *in vivo* tests that measure the full spectrum of mutagenic events. For optimal utility, such new systems should provide for rapid mutant detection and not require the *in vitro* growth of cells to enumerate mutants. While deemed scientifically appropriate, it was noted that the use of *in vivo* tests alone would not, under some current regulatory guidelines, be acceptable for some testing purposes, including indus-

trial chemicals, cosmetics, etc., but their use could be valuable for some applications.

2.3.2.6. Approach for the possible long-term solutions.

We discussed the utility of holding a workshop to discuss new generation *in vitro* and *in vivo* tests. In a workshop recently sponsored by ECVAM, some of the newer *in vitro* assays were discussed [26]. A workshop that discussed both new *in vitro* and new *in vivo* tests would be valuable.

2.3.3. Break-out group #3: conclusions and recommendations

This workgroup approached its discussion with the goal of capturing a wide variety of opinions and generating a number of options for improving the identification of chemicals that are carcinogens prior to the completion of any cancer bioassays. While there were diverse opinions concerning the utility of the current tests and approaches, there was general agreement that new tests and approaches are needed. The workgroup also agreed that, to make significant progress on this issue in a reasonable length of time, a variety of parallel activities would be required. As such, we encourage partnering of the various interested stakeholders in these initiatives.

3. Overall workshop conclusions

Table 1 summarizes the key recommendations of the workshop, and identifies some of the commonalities shared between the three break-out groups.

There was general agreement among workshop participants that the rate of *in vitro* positive findings not confirmed *in vivo* is too high to justify using qualitative outcomes as the sole basis of regulatory decision-making and that there is a critical need for an improved evaluation process and for better predictive models. The active participation of the workshop attendees in the discussions during the break-out groups highlighted a willingness to change and improve the current paradigm and to move from a hazard identification approach to a risk based approach that considers both toxicity and human exposure information. A general consensus was reached that the following points should be considered in the near future:

- Genotoxicity data should be considered along with other pertinent information, including extent of human exposure and dose–response relationships, in line with other toxicology end points. A weight of evidence approach should be widely applied that considers genotoxic exposure (e.g., reproducibility,

presence of cytotoxicity, corroborative data between studies evaluating the same end point), the relative potencies of these responses (by chemical class and type of damage), as well as the route, magnitude and duration of human exposure. When available, the weight of evidence approach should also integrate information on mode of action (e.g., presence of DNA adducts/strand-breaks), metabolism and tissue concentrations *in vivo*, and tumor-related response such as relevant non-neoplastic and preneoplastic lesions. Moreover, whether the genotoxicity observed with a given chemical is a key event in the multistep process of carcinogenesis and the role of other key events (e.g., regenerative proliferation, mitogenic stimulation of preneoplastic foci) should be further evaluated in case of tumor findings.

- Protocols need to be improved to reduce and possibly avoid the generation of artifacts and the unnecessary and extensive use of animal studies and resources, to minimize extreme high dosing conditions that would never be achieved *in vivo*, and to incorporate dosing conditions that are more realistic to human exposure situations to enable better extrapolation of the results. A collaborative effort was suggested to compare the results obtained with different cell types (e.g., primary human lymphocytes versus cell lines), to evaluate the limits of different cytotoxicity measurements *in vitro*, to re-consider the rationale for the selection of the top concentration levels (e.g., level of cytotoxicity, precipitates, and 10 mM limit), to review data obtained after short- and long-term exposures, to reconsider the metabolic activation in the *in vitro* systems, and in the case of *in vivo* tests to develop the possibility of evaluating multiple genotoxic end points from the same treated animals. This could be accomplished by examining existing databases, private and public, and by determining if certain assays could be eliminated or substituted. It is likely that some experimental work would be needed to obtain the information needed.
- The appropriateness of non-linear low dose–response extrapolations for both DNA reactive and non-reactive carcinogens should be further evaluated. A white paper should be prepared to examine the scientific validity or lack thereof of the low dose linear extrapolation for genotoxicity/carcinogenicity. Moreover, guidance should be given to clarify the acceptable approaches to define dose–response relationships, and to establish the existence of non-linearity. The development of uncertainty factors for establishing the “thresholds” or (semi) quantitative estimates of levels of concern was suggested.

The workshop participants stressed the importance of developing a risk-based paradigm for evaluating genotoxicity data that incorporates dose–response and human exposure information. Specific needs were identified in two general categories, *i.e.*, improving testing, and improving data interpretation and risk assessment. Recommendations to improve testing included (1) re-examine and evaluate the maximum level of cytotoxicity currently required for *in vitro* tests; (2) re-examine the current 10 mM upper limit concentration for *in vitro* mammalian studies; (3) develop improved testing strategies using current *in vitro* assays to more reliably assess genotoxic hazard and predict carcinogenesis; (4) define criteria to guide selection of the appropriate follow-up *in vivo* studies; (5) develop new and more predictive *in vitro* and *in vivo* tests, that could ultimately be used in addition or in replacement of the current models. Recommendations for improving data interpretation and risk assessment included: (1) examine the suitability of integrating threshold concepts in the assessment of genotoxicity data; (2) develop a structured weight of evidence approach for assessing genotoxic/carcinogenic hazard; and (3) re-examine *in vitro* and *in vivo* correlations. Additionally, the participants identified the critical need for support and coordination of an international collaborative effort to address these issues. The HESI subcommittee will facilitate this coordination, address the recommendations of this workshop, and identify specific research projects that will facilitate the development of a framework for the integration of *in vitro* testing results into a risk-based assessment of the effects of chemical exposure on human health.

References

- [1] COM (Committee on Mutagenicity of Chemicals in Food, Consumer Products, and the Environment), COM Guidance on a Strategy for Testing of Chemicals for Mutagenicity, United Kingdom, December 2000 (<http://www.advisorybodies.doh.gov.uk/com/>).
- [2] K.L. Dearfield, M.C. Cimino, N.E. McCarroll, I. Mauer, L.R. Valcovic, Genotoxicity risk assessment: a proposed classification strategy, *Mutat. Res.* 521 (2002) 121–135.
- [3] U.S. FDA (Food and Drug Administration), Toxicological Principles for the Safety of Food Ingredients. IV.C.1. Short-Term Tests for Genetic Toxicity, Redbook, 2000.
- [4] U.S. FDA (Food and Drug Administration), Guidance for Industry Recommended Approaches to Integration of Genetic Toxicology Study Results. Draft Guidance. Genotoxicity, Center for Drug Evaluation and Research, November 2004.
- [5] Health Protection Board (Canada), The Assessment of Mutagenicity. Health Protection Branch Mutagenicity Guidelines, *Environ. Mol. Mutagen.* 21 (1992) 15–37.
- [6] ICH (International Cooperation on Harmonization), ICH Harmonized Tripartite Guideline. S2A. Guidance on Specific Aspects of Regulatory Genotoxicity Tests for Pharmaceuticals, July 1995 (<http://www.ich.org>).
- [7] ICH (International Cooperation on Harmonization), ICH Harmonized Tripartite Guideline. S2B. Genotoxicity: A Standard Battery for Genotoxicity Testing of Pharmaceuticals, July 1997 (<http://www.ich.org>).
- [8] Council Directive Concerning the Placing of Plant Protection Products on the Market (91/414/CEE), 15 July 2001.
- [9] P.G.N. Kramers, A.G.A.C. Knaap, C.A. van der Heijden, R.D.F.M. Taalman, G.R. Mohn, Role of genotoxicity assays in the regulation of chemicals in The Netherlands: considerations and experiences, *Mutagenesis* 6 (1991) 487–493.
- [10] OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Introduction to the OECD Guidelines on Genetic Toxicology Testing and Guidance on the Selection and Application of Assays, OECD, Paris, France, 1986.
- [11] T. Sofuni, Japanese guidelines for mutagenicity testing, *Environ. Mol. Mutagen.* 21 (1993) 2–7.
- [12] TGD, Technical Guidance Document, second ed., European Chemicals Bureau, Joint Research Centre, Italy, December 2003 (<http://ecb.jrc.it/new-chemicals/documents>).
- [13] M.C. Cimino, Comparative overview of current international strategies and guidelines for genetic toxicology testing for regulatory purposes, *Environ. Mol. Mutagen.* 47 (2006) 362–390.
- [14] R.D. Snyder, J.W. Green, A review of the genotoxicity of marketed pharmaceuticals, *Mutat. Res.* 488 (2001) 151–169.
- [15] D. Kirkland, M. Aardema, L. Henderson, L. Muller, Evaluation of the ability of a battery of three genotoxicity tests to discriminate rodent carcinogens and non-carcinogens. I. Sensitivity, specificity and relative predictivity, *Mutat. Res.* 584 (2005) 1–256.
- [16] U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001F, March 2005 (<http://www.epa.gov/cancerguidelines>).
- [17] K.L. Dearfield, M.M. Moore, Use of genetic toxicology information for risk assessment, *Environ. Mol. Mutagen.* 46 (2005) 236–245.
- [18] V. Thybaud, M. Aardema, J. Clements, K. Dearfield, S. Galloway, M. Hayashi, D. Jacobson-Kram, D. Kirkland, J.T. MacGregor, D. Marzin, W. Ohyama, M. Schuler, H. Suzuki, E. Zeiger, Strategy for genotoxicity testing: Hazard identification and risk assessment in relation to *in vitro* testing, *Mutat. Res.* 627 (2007) 41–58.
- [19] D.J. Kirkland, L. Müller, Interpretation of the biological relevance of genotoxicity test results: the importance of thresholds, *Mutat. Res.* 464 (2000) 137–147.
- [20] L. Müller, P. Kasper, Human biological relevance and the use of threshold-arguments in regulatory genotoxicity assessment: experience with pharmaceuticals, *Mutat. Res.* 464 (2000) 19–34.
- [21] S. Madle, W. Von der Hude, L. Broschinski, G.R. Jänig, Threshold effects in genetic toxicology: perspective of chemicals regulation in Germany, *Mutat. Res.* 464 (2000) 117–121.
- [22] M. Kirsch-Volders, A. Vanhauwaert, U. Eichenlaub-Ritter, I. Decordier, Indirect mechanism of genotoxicity, *Toxicol. Lett.* 140–141 (2003) 63–74.
- [23] U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Supplemental Guidance for Assessing Cancer Susceptibility from Early-life Exposure to Carcinogens, EPA/630/R-03/003F, March 2005 (<http://www.epa.gov/cancerguidelines>).
- [24] D. Jacobson-Kram, A. Jacobs, Use of genotoxicity data to support clinical trial or positive genotox findings on a candidate pharmaceutical or impurity ... Now what? *Int. J. Toxicol.* 24 (2005) 129–134.

- [25] FDA (Food and Drug Administration) CDER (Center for Drug Evaluation and Research), Guidance for Industry and Review Staff: Recommended Approaches to Integration of Genetic Toxicology Study Results, January 2006.
- [26] D. Kirkland, S. Pfuhler, D. Tweats, M. Aardema, R. Corvi, F. Darroudi, A. Elhajouji, H. Glatt, P. Hastwell, M. Hayashi, P. Kasper, S. Kirchner, A. Lynch, D. Marzin, D. Maurici, J.-R. Meunier, L. Müller, G. Nohynek, J. Parry, E. Parry, V. Thybaud, R. Tice, J. van Benthem, P. Vanparys, P. White, How to reduce false positive results when undertaking *in vitro* genotoxicity testing and thus avoid unnecessary follow-up animal tests: Report of an ECVAM Workshop, *Mutat. Res.* 628 (2007) 31–55.
- [27] N. Asano, D.K. Torous, C.R. Tometsko, S.D. Dertinger, T. Morita, M. Hayashi, Practical threshold for micronucleated reticulocyte induction observed for low doses of mitomycin C, Ara-C and colchicines, *Mutagenesis* 21 (2006) 15–20.
- [28] T. Sofuni, T. Nohmi, T. Ohta, M. Hayashi, Genotoxicity: Is a threshold concept applicable to evaluate the mutagenic activity of DNA-targeting substances? *Environ. Mutagen Res.* 27 (2005) 61–73.
- [29] L.O. Dragsted, B. Daneshvar, U. Vogel, H.N. Autrup, H. Wallin, L. Risom, P. Møller, A.M. Mølck, M. Hansen, H.F. Poulsen, S. Loft, A sucrose-rich diet induces mutations in the rat colon, *Cancer Res.* 62 (2002) 4339–4345.
- [30] R. Kroes, A.G. Renwick, M. Cheeseman, J. Kleiner, I. Mangelsdorf, A. Piersma, B. Schilter, F. van Schothorst, J.G. Vos, G. Wurtzen, Structure-based thresholds of toxicological concern (TTC): guidance for application to substances present at low levels in the diet, *Food Chem. Toxicol.* 42 (2004) 65–83.
- [31] M.A. Cheeseman, Thresholds as a unifying theme in regulatory toxicology, *Food Addit. Contam.* 22 (2005) 900–906.
- [32] L. Müller, R.J. Mauthe, C.M. Riley, M.M. Andino, D. De Antonis, C. Beels, J. DeGeorge, A.G.M. De Knaep, D. Ellison, J.A. Fagerland, R. Frank, B. Fritschel, S. Galloway, E. Harpur, C.D.N. Humfrey, A.S. Jacks, N. Jagota, J. Mackinnon, G. Mohan, D.K. Ness, M.R. O'Donovan, M.D. Smith, G. Vudathala, L. Yotti, A rationale for determining, testing, and controlling specific impurities in pharmaceuticals that possess potential for genotoxicity, *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 44 (2006) 198–211.
- [33] U.S. FDA (Food and Drug Administration). Toxicological Principles for the Safety Assessment of Direct Food Additives and Color Additives Used in Food, Chapter III. Concern Levels and Recommended Toxicity Tests, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Food Additive Safety, 1993.
- [34] D. McGregor, Comments on the proposed use of Salmonella and structural alerts for the predictions of rodent carcinogens, *Mutat. Res.* 222 (1989) 299–306.
- [35] D. Kirkland, M. Aardema, L. Müller, M. Hayashi, Evaluation of the ability of a battery of three *in vitro* genotoxicity tests to discriminate rodent carcinogens and non-carcinogens: II. Further analysis of mammalian cell results, relative predictivity and tumour profiles, *Mutat. Res.* 608 (2006) 29–42.
- [36] J. Ashby, R.W. Tennant, E. Zeiger, S. Stasiewicz, Classification according to chemical structure, mutagenicity to Salmonella and level of carcinogenicity of a further 42 chemicals tested for carcinogenicity by the U.S. National Toxicology Program, *Mutat. Res.* 223 (1989) 73–103.
- [37] J. McCann, B. Ames, Detection of carcinogens as mutagens in the Salmonella/microsome test: assay of 300 chemicals: discussion, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 73 (1976) 950–954.
- [38] R.W. Tennant, B.H. Margolin, M.D. Shelby, E. Zeiger, J.K. Haseman, J. Spalding, W. Caspary, M. Resnick, S. Stasiewicz, B. Anderson, et al., Prediction of chemical carcinogenicity in rodents from *in vitro* genetic toxicity assays, *Science* 236 (1987) 933–941.
- [39] E.J. Matthews, N.L. Kruhlak, M.C. Cimino, R.D. Benz, J.F. Contrera, An analysis of genotoxicity, reproductive and developmental toxicity, and carcinogenicity data: I. Identification of carcinogens using surrogate endpoints, *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 44 (2006) 83–96.
- [40] E.J. Matthews, N.L. Kruhlak, M.C. Cimino, R.D. Benz, J.F. Contrera, An analysis of genotoxicity, reproductive and developmental toxicity, and carcinogenicity data: II. Identification of genotoxicants, reprotoxicants, and carcinogens using *in silico* methods, *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 44 (2006) 97–110.
- [41] C. Hilliard, R. Hill, M. Armstrong, C. Fleckenstein, J. Crowley, E. Freeland, D. Duffy, S.M. Galloway, Chromosome aberrations in Chinese hamster and human cells: a comparison using compounds with various genotoxicity profiles, *Mutat. Res.* 616 (2007) 103–118.
- [42] NLM (National Library of Medicine) National Institutes of Health, National Library of Medicine. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances—GENE-TOX Agent Registry. Online computer database—TOXNET file. US Dept. Health and Human Services, Bethesda, MD, 2003 (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?GENETOX>).

有機スズ化合物の生殖発生毒性

江馬 眞

Reproductive and Developmental Toxicity of Organotin Compounds

Makoto Ema

Organotin compounds are chemicals widely used in agriculture and industry. Widespread use of organotins has caused increasing amounts to be released into the environment. Organotins show many aspects of toxicity, such as immunotoxicity, neurotoxicity, and reproductive/developmental toxicity. However, the reproductive and developmental toxicity of organotins is not well understood. The findings of the studies on reproductive and developmental effects of organotin compounds in mammals were summarized in this review.

Keywords: Organotin, reproductive toxicity, developmental toxicity, implantation failure, teratogenicity

1. はじめに

有機スズ化合物は農業や工業の分野で広く使われている^{1,2)}。四価のスズ化合物は主に他の有機スズ化合物生産の中間体として使用されている。三価の有機スズ化合物は殺生物作用を有しており、防黴剤、ダニ駆虫剤、ネズミ駆散剤、軟体動物駆除剤等として、また、船底防汚剤として広く用いられている。特に、トリフェニルスズ(TPT)とトリブチルスズ(TBT)は藻類駆除剤、軟体動物駆除剤として、防汚剤製品中によく使われてきた。二価の有機スズ化合物は商業上で最も重要な誘導体であり、主にプラスチック工業の分野でポリマーの劣化を防止するためにポリ塩化ビニル(PVC)プラスチックの熱、光安定剤として使われている。一価の有機スズ化合物はPVCの安定剤として使用されている。有機スズ化合物の生産量をTable 1に示した。

近年の有機スズ化合物の広範な使用により有機スズ化合物による環境汚染の懸念が高まっている。農薬としての使用以外の有機スズ化合物の環境汚染の経路は、PVCプラスチックの安定剤として使われた有機スズ化合物の水中への溶出であり³⁾、また、船底防汚剤としての使用が水環境汚染の原因となっている⁴⁾。海棲生物⁵⁻⁷⁾や海産物⁸⁻¹²⁾からTBTやTPTが検出されており、カキ¹³⁾、泥ガニ¹⁴⁾、ムールガイ¹⁵⁾、チヌークサーモン¹⁶⁾、イルカ、マグロ及びサメ¹⁷⁾における食物連鎖によるTBTの生物濃

Table 1. スズ化合物の生産量

物質名	CAS	生産量(トン)
Dibutyltin dichloride	683-18-1	10,000 - 15,000
Dibutyltin dilaurate	77-58-7	1000 - 5000
Dibutyltin maleate	78-04-6	500 - 1000
Dibutyltin oxide	818-08-6	1000 - 5000
Dibutyltin bis (2-ethylhexylmercap-acetate)	10584-98-2	7,500 - 12,500
Dibutyltin bis (isooctyl mercap-acetate)	25168-24-5	Not available
Dimethyltin dichloride	753-73-1	1,000 - 5,000
Dimethyltin bis (2-ethylhexyl mercap-acetate)	57583-35-4	5,000 - 10,000
Dimethyltin bis (isooctyl mercap-acetate)	26636-01-1	Not available
Diocetyl tin dichloride	3542-36-7	5,000 - 10,000
Diocetyl tin bis (2-ethylhexyl mercap-acetate)	15571-58-1	7,500 - 12,500
Diocetyl tin bis (isooctyl mercap-acetate)	26401-86-5	Not available
Monobutyltin trichloride	1118-46-3	10,000-15,000
Monobutyltin tris (2-ethylhexyl mercap-acetate)	26864-37-9	2,500-7,500
Monobutyltin tris (isooctyl mercap-acetate)	25852-70-4	Not available
Monomethyltin trichloride	993-16-8	1,000 - 5,000
Methyltin Reverse Ester Tallate	201687-57-2	7,500 - 10,000
Monomethyltin tris (2-ethylhexylmercap-acetate)	57583-34-3	5,000 - 10,000
Monomethyltin tris (isooctylmercap-acetate)	54849-38-6	Not available
Mono-octyltin trichloride	3091-25-6	1,000 - 5,000
Mono-octyltin tris (2-ethylhexylmercap-acetate)	27107-89-7	2,500 - 7,500
Mono-octyltin tris (isooctylmercap-acetate)	26401-86-5	Not available
Tributyltin chloride	1461-22-9	2500 - 3000
Tetrabutyltin	1461-25-2	10,000 - 12,500
Tetraoctyltin	3590-84-9	2,500 - 7,500
Tin Tetrachloride	7646-78-8	20,000 - 25,000

出典: ORTEP Association. 2004. Global production data

To whom correspondence should be addressed:

Makoto Ema; Kamiyoga 1-18-1, Setagaya, Tokyo 158-8501, Japan; Phone: +81-3700-9878; Fax: +81-3-9700-1408; E-mail: ema@nihs.go.jp

縮, またコイ¹⁰⁾及びカプトガニ¹⁸⁾における食物連鎖によるTPTの生物濃縮が報告されている。ヒトは海産物を通じて有機スズを摂取しており, 滋賀県人のTBTの1日摂取量は4.7-6.9 µg (1991年), 2.2-6.7 µg (1992年), TPTの1日摂取量は4.7-6.9 µg (1991年), 2.2-6.7 µg (1992年)であり¹⁹⁾, また, 1998年のトータルダイエツト方式調査による日本人の1日摂取量は, TPT: 0.09 µg, ジフェニルスズ (DPT) : 0 µg, TBT: 1.7 µg, ジブチルスズ (DBT) : 0.45 µgと報告されている¹⁹⁾。これらの値はFAO/WHO合同残留農薬専門家会議によるTPTの許容1日摂取量 (25 µg)²⁰⁾及びtributyltin oxide (TBTO) の経口曝露指針値 (18 µg)²¹⁾よりも低く, 海産物中の有機スズ濃度はヒトの健康に悪影響を及ぼすほど高くない^{11, 19)}と考えられるが, Belfoidら (2000)⁹⁾は, ヒトの健康影響の可能性について結論を下すためには海産物中のTBT含量についての更なる研究が必要であると述べている。

近年, 環境汚染物質による内分泌系の障害の結果, 野生動物の生殖に対する悪影響が惹起される可能性が指摘されている²²⁾。TBT及びTPTは内分泌攪乱作用が疑われる物質とされており²³⁾, 低濃度で巻貝のインポセックス (imposex: 雌にペニスと輸精管が形成される現象), さらに繁殖障害を引き起こす²⁴⁾ことから, 哺乳類における生殖発生毒性が懸念されている。

有機スズ化合物の一般毒性については古くから比較的よく知られている^{2, 21, 25-28)}が, 生殖発生毒性の理解は十分ではない。本稿では, Ema M and Hirose A (2006)²⁹⁾ Reproductive and developmental toxicity of organotin compounds. In Metals, Fertility, and Reproductive Toxicity, CRC Pressの実験動物における生殖発生毒性の項を基に最近の新たな知見を加えて, 有機スズ化合物の生殖発生毒性について概説した。

2. フェニルスズ化合物の生殖毒性

2-1 トリフェニルスズ (TPT) の生殖毒性

TPTは昆虫の不妊化剤として知られている³⁰⁾。Table 2にTPTの生殖毒性試験の結果を示した。雄に対する影響として, 100または200 ppmのtriphenyltin hydroxide (TPTH) を含む飼料を64日間与えた雄Sharmanラットを無処置雌ラットと繰り返し5回交配させたところ, 体重増加及び摂餌量の著しい低下とともに, 受精率, 出産生児数及び交配あたりの生児数の低下が認められたが, 摂餌量の回復とともに受精率が回復したことが報告されている³¹⁾。Holtzmanラットに20 mg/kgのtriphenyltin acetate (TPTA) またはtriphenyltin chloride (TPTCl) を19日間混餌投与したとき, 体重及び精巣重量への影響が顕著であった。精巣では, 精細管の精上皮細胞層の減少, ステージの進行した精上皮細胞の減少及び精細管腔の狭小

化等の精巣の退行性変化がみられ, TPTAを投与したときにより強い毒性が観察されている³²⁾。同様に, 20 mg/kgのTPTAまたはTPTClのHoltzmanラットへの20日間混餌投与により精子形成が障害されたが, 70日間正常飼料を与えると精子形成の完全な回復がみられた³³⁾。ICR/Ha SwissマウスにTPTA (2.4, 12 mg/kg) またはTPTH (1.3, 8.5 mg/kg) を単回腹腔内投与, もしくはTPTA (6mg/kg) またはTPTH (11 mg/kg) を5日間連続強制経口投与した後に, 無処置雌と交配させ, 妊娠13日に剖検した結果, 優性致死作用は認められなかった³⁴⁾。

TPTの雌動物における生殖毒性についても報告がある。20 mg/kgのTPTAまたはTPTClのHoltzmanラットへの4日間混餌投与により, 成熟卵胞の減少, 初期卵胞の閉鎖の増加, 黄体の著しい減少が観察されている³⁵⁾。このような現象は排卵の減少, 延いては受胎率の低下の原因となる。

ラットの妊娠初期にTPTClを投与したときの妊娠の成立及び維持に対する影響が検討されている³⁶⁾。Wistarラットの妊娠0-3日に3.1, 4.7, 6.3 mg/kgまたは妊娠4-6日に6.3, 12.5, 25.0 mg/kgのTPTClを強制経口投与したところ, 用量依存的な着床阻害が引き起こされ, 妊娠0-3日の4.7 mg/kg以上, 妊娠4-6日の12.5 mg/kg以上で妊娠率の低下が観察された。着床前胚死亡率の増加は妊娠0-3日の4.7 mg/kg以上でみられたが, TPTCl投与群の妊娠が成立した雌における着床数, 生存胎児数, 着床前及び着床後の胚死亡率は対照群と同様であった。これらの結果は妊娠初期に投与したTPTClは着床阻害作用を示し, 着床前に投与した方が強い影響を及ぼすことを示している。

子宮内膜の正常な機能は胚生存のために重要であり, 子宮の脱落膜化は正常な着床及び胎盤形成, その後の正常妊娠の維持に必須である。偽妊娠動物における内膜創傷による子宮内膜の変化は, 胚の着床によって惹起される妊娠子宮における脱落膜反応と同様であり^{37, 38)}, 着床に関連した母体の生理学的変化のモデルとなりうる³⁷⁾。この方法を用いて脱落膜反応を誘起することにより化学物質の生殖発生毒性を母体と胚/胎児とに分けて検討することが可能となる³⁷⁻⁴¹⁾。TPTClの着床阻害作用の原因を明らかにするために, 子宮機能に対する作用が偽妊娠Wistarラットを用いて検討されている⁴²⁾。ラットの偽妊娠0-3日にTPTCl (3.1, 4.7, 6.3 mg/kg) を強制経口投与し, 偽妊娠4日の11:00から13:00の間に麻酔下で偽妊娠ラットの子宮内膜を創傷することにより脱落膜反応を誘起し, 偽妊娠9日の子宮重量を子宮脱落膜化の指標として測定した⁴³⁾。その結果, 子宮重量の低下 (子宮脱落膜化の抑制), 偽妊娠4及び9日の血清中プロゲステロン低下が4.7 mg/kg以上の投与でみられた。この投与量は妊娠0-3日に投与したときには着床前胚致死を引き起こす

Table 2 フェニルスズ化合物による生殖毒性

物質名	動物種	投与量	投与日	投与経路	生殖発生毒性	著者
TPTH	Sharman ラット	100-200 ppm	64-238 日	経口 (混餌)	↓生存児のある母体数 ↓同腹児数/交配 ↓精巣サイズ ↑精巣の形態学的変化	Gains & Kimbrough (1968)
TPTA TPTCl	Holtzman ラット	20 mg/kg	19 日	経口 (混餌)	↑精子形成過程の障害	Pate & Hays (1968)
TPTA TPTCl	Holtzman ラット	20 mg/kg	20 日	経口 (混餌)	↑精子形成過程の障害	Snow & Hays (1983)
TPTA	ICR/Ha Swiss マウス	2.4-12 mg/kg	1 日	腹腔内	優性致死作用なし	Epstein et al. (1972)
TPTH		6 mg/kg	5 日	強制経口	優性致死作用なし	
		1.3-8.5 mg/kg	1 日	腹腔内	優性致死作用なし	
		11 mg/kg	5 日	強制経口	優性致死作用なし	
TPTA TPTCl	Holtzman ラット	20 mg/kg	4-24 日	経口 (混餌)	↓成熟卵胞数 ↑初期卵胞の開鎖数 ↓黄体数	Newton & Hays (1968)
TPTCl	Wistar ラット	4.7-6.3 mg/kg 12.5-25 mg/kg	妊娠 0-3 日 妊娠 4-6 日	強制経口 強制経口	↓妊娠率, ↓胎児体重 ↓妊娠率	Ema et al. (1997a)
TPTCl	Wistar ラット	4.7-6.3 mg/kg	偽妊娠 0-3 日	強制経口	↓子宮内膜脱落膜化 ↓血清プロゲステロン	Ema et al. (1999a)
DPTCl	Wistar ラット	16.5-24.8 mg/kg	妊娠 0-3 日	強制経口	↓妊娠率, 着床前胚死亡 ↓胎児体重	Ema et al. (1999b)
		33.3 mg/kg	妊娠 4-7 日	強制経口	同上, ↑着床後胚死亡	
DPTCl	Wistar ラット	4.1-24.8 mg/kg	偽妊娠 0-3 日	強制経口	↓子宮内膜脱落膜化 ↓血清プロゲステロン	Ema & Miyawaki (2002)

TPTH: Triphenyltin hydroxide, TPTA: Triphenyltin acetate, TPTCl: Triphenyltin chloride, DPTCl: Diphenyltin dichloride.

量であった³⁶⁾。これらの結果は、TPTClはプロゲステロン低下を伴う子宮内膜の脱落膜化抑制を惹起し、これらがTPTClによる着床阻害に関与していることを示唆している。TPTClの子宮の脱落膜化抑制及び着床阻害作用に対する卵巣ホルモンの作用を検討したところ、プロゲステロンとエストロンの投与はTPTClを投与した卵巣摘出ラットの脱落膜化を維持し、4.7 mg/kg以上のTPTClとプロゲステロンを併用投与したラットの妊娠率及び着床数はTPTClを単独投与したラットよりも高かった⁴⁴⁾。これらの結果から、TPTClによる子宮内膜の脱落膜化抑制は、少なくとも部分的には、卵巣ホルモンを介しており、またプロゲステロンはTPTClによる着床阻害を防御することが示された。

2-2 ジフェニルスズ (DPT) の生殖毒性

ラットに経口摂取されたTPTは、ジフェニルスズ (DPT)、モノフェニルスズ (MPT) さらに無機スズに代謝される^{45,47)}。DPT化合物の生殖毒性試験の結果をTable 3に示した。Diphenyltin dichloride (DPTCl) の妊娠成立及び妊娠維持に対する影響についてラットを用いて検討した⁴⁸⁾。DPTClをWistarラットの妊娠0-3日に4.1, 8.3, 16.5, 24.8 mg/kg, 妊娠4-7日に8.3, 16.5, 24.8, 33.0 mg/kgを強制経口投与したところ、妊娠率の低下が妊娠0-3日の24.8 mg/kg, 妊娠4-7日の33.0 mg/kgの投与でみられた。妊娠0-3日の16.5mg (48 μmol) /kg以上の投与で着床前の胚

致死が増加したが、妊娠の成立した雌の着床前胚死亡率は対照群と同様であった。着床後胚死亡率は妊娠4-7日の33.0 mg/kg 投与で上昇した。これらの結果から、妊娠初期に投与したDPTClは着床阻害を引き起こし、着床前の投与は着床中及び着床直後の投与よりも作用が強く発現することが明らかになった。妊娠0-3日の投与ではDPTClの親化合物であるTPTClも4.7 mg (12 μmol) / kg以上で着床前胚致死作用を示す⁴⁹⁾。モル投与量の比較により、TPTClの作用がDPTClよりも強いことが明らかなので、DPTClまたはその代謝物がTPTClの着床阻害作用の原因物質である可能性は低いと考えられる。しかしながら、TPT化合物はDPTClを投与したラットの肝で生成される⁴⁷⁾ので、投与されたDPT化合物の一部がTPTとして有害作用を発現している可能性があり、DPTの毒性研究の際にはこのことを考慮する必要がある。TPTとDPTによる生殖毒性の差異を明らかにし、その原因物質を明らかにするためには更なる研究を要する。

DPTClの子宮機能に対する影響について偽妊娠ラットを用いて検討されている。Wistarラットの偽妊娠0-3日に4.1, 8.3, 16.5, 24.8 mg/kgのDPTClを強制経口投与した結果、16.5 mg/kg以上の投与で子宮内膜脱落膜化の抑制、偽妊娠4日及び9日の血清プロゲステロンの低下が観察された⁵⁰⁾。これらの投与量はラットの妊娠0-3日に投与したときには着床前胚致死作用を示す量であった⁴⁸⁾。これらの知見は、DPTClはプロゲステロン低下を伴う子宮内

膜の脱落膜化抑制を惹起し、これらがDPTCIによる着床阻害の要因であることを示唆している。DPTCIの子宮内膜脱落膜化抑制及び着床阻害作用に対する卵巣ホルモンの作用を検討したところ、DPTCIを与えた卵巣摘出ラットにおける子宮脱落膜化がプロゲステロンとエストロンの投与で維持された⁵⁰⁾。また、16.5 mg/kg以上のDPTCIとプロゲステロンを併用投与したラットの妊娠率及び着床数はDPTCIを単独投与したラットよりも高かった。これらの結果から、DPTCIによる子宮内膜脱落膜化の抑制は、少なくとも部分的には、卵巣ホルモンを介しており、プロゲステロンはDPTCIによる着床阻害を防御することが示唆された。

3. フェニルスズ化合物の発生毒性

Table 3にフェニルスズ化合物の発生毒性試験の結果を示した。妊娠6-15日のSDラットにTPTA (5, 10, 15 mg/kg) を強制経口投与した実験では、10 mg/kg以上で母体重増加抑制、15 mg/kgで着床後胚死亡の増加、5 mg/kg以上で胎児の骨化遅延の増加が観察されているが、明らかな母体毒性を発現する投与量でも催奇形性は検出されていない⁵¹⁾。同様に、妊娠7-17日のWistarラットへのTPTA (1.5, 3.0, 6.0, 9.0, 12.0 mg/kg) の強制経口投与により、9.0 mg/kg以上の投与で母体重増加抑制、着床後胚死亡率の上昇及び胎児の骨化遅延がみられているが、催奇形性は認められていない⁵²⁾。TPTAの出生前投与による児の生後の行動変化が報告されている。CFYラットの妊娠6-14日に6 mg/kgのTPTAを強制経口投与した結果、母ラットに明確な毒性徴候はみられなかったが、児の自発運動の一過性の増加及び離乳前の死亡率の上昇が観察されている⁵³⁾。妊娠6-20日にTPTA (4, 8 mg/kg) を強制経口投与したTokai High Avoiders (THA) ラットの児では、シドマン回避学習試験での低回避率、E型水

迷路学習試験の逆転試験でのエラー数増加と到達点までの時間の延長等の学習獲得への影響が観察されている⁵⁴⁾。この実験では母体死亡及び体重増加抑制は8 mg/kgでみられたが、児の奇形はいずれの投与量でも観察されなかった。

SDラットにVancide KS (TPTH) を強制経口投与した実験では、妊娠1-7日の20 mg/kg投与では吸収胚の増加はみられなかったが、妊娠8-14日の15 mg/kgの投与では6母体中2母体でしか生児が得られず、妊娠14-20日の15 mg/kgの投与では6母体中4母体で生児が得られたことが報告されている⁵⁵⁾。しかし、この実験で使用した動物数は少なく、実験方法の詳しい報告がなされていない。妊娠6-15日のSDラットにTPTH (13 mg/kg) を強制経口投与した実験では、母体重増加抑制及び着床後胚死亡の増加が認められ、母体毒性と胎児体重及び胚/胎児死亡率との相関性がみられたが、TPTHによる胎児奇形の発現はなかった⁵⁶⁾。

Wistarラットの器官形成期にTPTCIを強制経口投与した実験では、母ラットの体重と摂餌量の低下が妊娠7-9日の3.1 mg/kg以上、妊娠10-12日または妊娠13-15日の6.3 mg/kg以上でみられた。着床後胚死亡率の上昇が妊娠7-9日の6.3 mg/kg以上、妊娠10-12日または妊娠13-15日の9.4 mg/kg以上でみられ、器官形成期の遅い時期ほど胚致死作用が強く発現する傾向がみられた。さらに、妊娠10-12日の12.5 mg/kgまたは妊娠13-15日の9.4 mg/kg以上で低体重胎児が認められたが、いずれの投与日及び投与量でも奇形胎児の発現率の上昇はみられていない⁵⁷⁾。

Table 3 フェニルスズ化合物による発生毒性

物質名	動物種	投与量	投与日	投与経路	生殖発生毒性	著者
TPTA	Wistar ラット	5-15 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児骨化	Giavini et al. (1980)
TPTA	Wistar ラット	9-12 mg/kg	妊娠 7-17 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児骨化	Noda et al. (1991a)
TPTA	CFY ラット	6 mg/kg	妊娠 6-14 日	強制経口	↑生後児死亡, ↑児の自発運動 (一過性)	Lehotzky et al (1982)
TPTA	THA ラット	4.8 mg/kg	妊娠 6-20 日	強制経口	↓児の学習獲得	Miyake et al.(1991)
TPTH	SD ラット	20 mg/kg 15 mg/kg 15 mg/kg	妊娠 1-7 日 妊娠 8-14 日 妊娠 14-12 日	強制経口 強制経口 強制経口	↓妊娠率 ↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 同上	Winek et al. (1978)
TPTH	SD ラット	13 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡	Chernoff et al.(1990)
TPTCI	Wistar ラット	6.3-12.5 mg/kg 9.4-12.5 mg/kg	妊娠 7-9 日 妊娠 10-12 日・13-15 日	強制経口 強制経口	↑着床後胚死亡 ↑着床後胚死亡, ↓胎児体重	Ema et al. (1999c)

TPTA: Triphenyltin acetate, TPTH: Triphenyltin acetate, TPTCI: Triphenyltin chloride.

4. ブチルスズ化合物の生殖毒性

4-1 トリブチルスズ (TBT) の生殖毒性

Table 4にブチルスズ化合物の生殖毒性試験の結果を示した。雄ICRマウスにTBTO (2, 10 mg/kg)を2回/週の頻度で4週間強制経口投与したところ、精子の減少及びセルトリ細胞の空胞化が認められている⁵⁸⁾。Wistarラットを用いた2世代繁殖試験において、F0の妊娠0日からF1の離乳まで、さらに交配前、交配中、妊娠中、授乳中を通じてF2の生後91日までのtributyltin chloride (TBTCI: 5, 25, 125 ppm: 0.4, 2.0, 10.0 mg/kgに相当)の混餌投与により、雄児に対する影響が報告されている⁵⁹⁾。125 ppmのF1及びF2雄で体重増加が抑制され、精巣及び精巣上体の重量低下、精子細胞及び精子数の減少が125 ppmでみられた。さらに、腹部前立腺重量低下及び精子細胞減少がF1の125 ppm, F2の25及び125 ppmで観察され、F2世代に対する影響はF1世代よりも大きかった。血清エストラジオールの低下が125 ppmでみられたことから、著者らはこれらの変化はアロマトーゼ抑制による影響であり、TBTCIは雄ラットにおいて弱いアロマトーゼ抑制因子として作用していると述べている。

上記の2世代繁殖試験における雌児ラットへの影響が

報告されている⁶⁰⁾。125 ppmのF0及びF1雌動物において、陰開口遅延、性周期の乱れ、妊娠中の体重増加、児数、児体重及び生児分娩率の低下が観察されている。肛門生殖突起間距離 (AGD) の体重による補正值⁶¹⁾は、5 ppm以上のF1の生後1日、125 ppmのF1の生後4日及びF2の生後1日及び4日で高かった。これらの結果は、生涯にわたるTBTCI曝露が雌ラットの性発生と生殖機能に影響する可能性を示しており、著者らは雌のAGD延長はTBTCIの男性化作用を示唆していると述べている。

妊娠の成立及び維持に対するTBTCIの影響についてHarazonoら (1996;1998ab)^{62) 63) 64)}、HarazonoとEma (2000)⁶⁵⁾によりWistarラットを用いて詳しく調べられている。妊娠0-7日にTBTCI (8.1, 12.2, 16.3 mg/kg)を強制経口投与したところ、12.2 mg/kg以上で母体重の増加抑制、8.1 mg/kg以上で摂餌量低下がみられ、着床阻害は母体毒性が認められた12.2 mg/kg以上で観察されたが、妊娠の成立した雌においては黄体数、着床数及び胚死亡数にTBTCIの影響は認められなかった⁶²⁾。妊娠阻害がTBTCIそのものによるのか、母体の摂餌量低下によりもたらされた栄養不良によるものかを確認するために、ペア・フィーディング (PF) 試験を行ったところ

Table 4 ブチルスズ化合物による生殖毒性

物質名	動物種	投与量	投与日	投与経路	生殖発生毒性	著者
TBTO	ICR マウス	2-10 mg/kg	4 週間 (2回/週)	強制経口	↓精子頭部数 ↑セルトリ細胞空胞化	Kumasaka et al. (2002)
TBTCI	Wistar ラット	25-125 ppm	2 世代	経口 (混餌)	↓精巣・精巣上体重量 ↓精子細胞数、↓血清エストラジオール ↓雄児の体重増加	Omura et al. (2001)
TBTCI	Wistar ラット	5-125 ppm	2 世代	経口 (混餌)	↓生児分娩率、↓児数・児の体重 ↓陰開口、↑雌 AGD ↓雌児の体重増加	Ogata et al. (2001)
TBTCI	Wistar ラット	12.2-16.3 mg/kg	妊娠 0-7 日	強制経口	↓妊娠率 ↓胎児体重	Harazono et al. (1996)
TBTCI	Wistar ラット	16.3-32.5 mg/kg 16.3-65.1 mg/kg	妊娠 0-3 日 妊娠 4-7 日	強制経口 強制経口	↓妊娠率、↓胎児体重 同上、↑着床後胚死亡	Harazono et al. (1998b)
TBTCI	Wistar ラット	16.3-32.5 mg/kg 16.3-65.1 mg/kg	偽妊娠 0-3 日 偽妊娠 4-7 日	強制経口 強制経口	↓子宮内膜脱落膜化 ↓血清プロゲステロン ↑血清エストラジオール ↓子宮内膜脱落膜化 ↓血清プロゲステロン	Harazono & Ema (2000)
DBTCI	Wistar ラット	7.6-15.2 mg/kg	妊娠 0-3 日・4-7 日	強制経口	↓妊娠率 ↑着床前後胚死亡、↓胎児体重	Ema & Harazono (2000)
DBTCI	IRC マウス	7.6-30.4 mg/kg	妊娠 0-3 日・4-7 日	強制経口	↓妊娠率 ↑着床前後胚死亡、↓胎児体重 ↓血清プロゲステロン	Ema et al. (2007a)
DBTCI	Wistar ラット	7.6-15.2 mg/kg	偽妊娠 0-3 日・4-7 日	強制経口	↓子宮内膜脱落膜化 ↓血清プロゲステロン	Harazono & Ema (2003)
MBTCI	Wistar ラット	903 mg/kg	妊娠 0-3 日・4-7 日	強制経口	↓胎児体重	Ema & Harazono (2001)

TBTO: Tributyltin oxide, TBTCI: Tributyltin chloride, DBTCI: Dibutyltin dichloride, MBTCI: Butyltin trichloride.

ろ、TBTCI投与群の妊娠阻害はTBTCIそのものによるものであり、母体の栄養不良によるものでないことが示された⁶³。次に、TBTCIの投与時期による影響を調べるために妊娠0-3日に4.1, 8.1, 16.3, 32.5 mg/kg または妊娠4-7日に8.1, 16.3, 32.5, 65.1 mg/kgを強制経口投与した結果、妊娠0-3日の16.3 mg/kg以上及び妊娠4-7日の65.1 mg/kgで妊娠率の低下及び着床前胚死亡の増加が認められた⁶⁴。また、妊娠4-7日の16.3 mg/kg以上の投与では着床後胚死亡率の上昇が観察された。これらの結果は、TBTCIによる着床に対する悪影響は投与した妊娠時期により異なり、着床前に投与したときには着床阻害を、着床中及び着床直後に投与したときには着床した胚の生存に悪影響を及ぼすことを示している。TBTCIによる着床阻害の要因を調べるために、子宮機能に対する影響が偽妊娠ラットを用いて検討されている。偽妊娠0-3日の16.3 mg/kgの強制経口投与により、子宮重量低下（子宮内膜の脱落膜化の抑制）及び偽妊娠4日及び9日の血清中プロゲステロンの低下が認められた⁶⁵。偽妊娠4-7日の16.3 mg/kg以上の投与により偽妊娠9日の血清中プロゲステロンの低下がみられた。偽妊娠ラットの子宮重量低下及びプロゲステロン低下を引き起こす投与量は、妊娠ラットにおいて着床前及び着床後の胚死亡を惹起する投与量と同じであった。これらの実験結果は、TBTCIは子宮内膜の脱落膜化抑制とプロゲステロン低下を引き起こし、これらがTBTCIによる着床阻害の要因となっていることを示唆している。

4-2 ジブチルスズ (DBT) 及びモノブチルスズ (MBT) の生殖毒性

ラットに投与されたTBTCIはDBT及びモノブチルスズ (MBT) に代謝され、また投与されたDBTはMBTに代謝される^{45, 66-68}。TBTCIの生殖毒性発現におけるdibutyltin dichloride (DBTCI) の役割を検討するために、DBTCIの妊娠成立及び維持に対する影響についてWistarラットを用いて調べられている⁶⁹。妊娠0-3日または妊娠4-7日に3.8, 7.6, 15.2 mg/kgを強制経口投与した。3.8 mg/kg以上で摂餌量の低下が観察されたため、PF群を設けた。妊娠0-3日の投与では、妊娠率は7.6 mg/kgで対照群より低く、15.2 mg/kgで対照群及びPF群よりも低かった。着床後胚死亡率は妊娠4-7日の7.6 mg/kg以上で対照群及びPF群よりも高くなった。これらの知見から、DBTCIによる初期胚の死亡は摂餌量の低下による影響ではなく、DBTCIによる直接的な作用であると考えられる。初期胚の死亡率上昇をもたらす最も低いDBTCIの投与量は7.6 mg (25 μ mol) /kgであった。DBTCIの親化合物のTBTCIは16.3 mg (50 μ mol) /kg以上の投与で着床阻害を惹起させた⁶⁴。DBTCIはTBTCIよりも低い投与量で初期胚の

死亡を引き起こすことから、DBTCIまたはその代謝物がTBTCIによる胚死亡の原因物質である可能性がある。着床阻害を引き起こす投与量のDBTCIを強制経口投与した偽妊娠ラットでは、プロゲステロン低下を伴った子宮内膜の脱落膜化抑制がみられ⁷⁰、プロゲステロンの投与により、少なくとも部分的には、DBTCIによる着床阻害が防御された⁷¹。これらのことはプロゲステロンの低下がDBTCIによる着床阻害の第一の要因であることを示唆している。Wistarラットの妊娠0-3日または妊娠4-7日に903 mg (3200 μ mol) /kgのbutyltin trichloride (MBTCI) を強制経口投与しても着床前及び着床後の胚死亡率の上昇は認められなかった⁷² ことから、MBTCIまたはその代謝物がブチルスズによる着床阻害の原因物質であるとは考え難い。脱落膜反応の低下及びプロゲステロン低下をもたらすDBTCIはモル比較でTBTCIよりも低いことは、TBTCIによるこれらの現象にDBTCIが関与していることを示唆している。偽妊娠0-3日にTBTCIを投与したときには血清エストラジオールが低下した⁶⁵ が、DBTCIの投与ではこのような低下は観察されなかったことから、TBTCIとDBTCIの卵巣機能に及ぼす悪影響の機序は異なっている可能性もある。卵巣を含めて母体の内分泌系に対するTBTCIとDBTCIの影響については更なる検討を要する。また、ICRマウスにDBTCIを強制経口投与して着床阻害作用が検討され、妊娠0-3日の30.4 mg/kgの投与により妊娠率の低下及び着床前胚死亡率の上昇、妊娠0-3日の15.2 mg/kg以上及び妊娠4-7日の7.6 mg/kg以上の投与により着床後胚死亡率の上昇が認められた⁷³。妊娠0-3日または妊娠4-7日に30.4 mg/kgを投与したときには、妊娠ラット血清中プロゲステロンの低下がみられたことから、マウスにおけるDBTCIによる着床阻害作用においてもプロゲステロン低下が要因となっており、ラットと同様の機序により着床阻害が惹起される可能性が示唆された。

5. ブチルスズ化合物の発生毒性

5-1 ブチルスズのin vivo発生毒性

ブチルスズの発生毒性試験の結果をTable 5に示した。TBTOの発生毒性についてはマウス及びラットを用いて検討されている。NMRIマウスの妊娠6-15日にTBTOを強制経口投与したとき、母体体重低下を引き起こす最も低い投与量は11.7 mg/kgであり、35 mg/kgでは吸収胚が59%の頻度でみられ、低胎児体重も観察されている⁷⁴。口蓋裂が11.7 mg/kgで7%、35 mg/kgで48%の頻度で観察されたが、Davisら (1987)⁷⁴ は、口蓋裂はTBTOに非特異的な発現であり、TBTOによる発現ではないと結論した。Swiss マウスの妊娠6-15日にTBTOを強制経口投与した実験では、40 mg/kgで母体体重及び胎児体重低下、

Table 5 ブチルスズ化合物による発生毒性

物質名	動物種	投与量	投与日	投与経路	生殖発生毒性	著者
TeBT	Wistar ラット	1832 mg/kg	妊娠 13-15 日	強制経口	↑口蓋裂	Ema et al. (1996a)
TBTO	NMRI マウス	11.7-35 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑口蓋裂	Davis et al. (1987)
TBTO	Swiss マウス	40 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重	Baroncelli et al. (1990)
TBTO	Swiss マウス	10-30 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↓同腹児数, ↓児体重 妊娠期間の変化, ↓営巣行動を示す母体	Baroncelli et al. (1995)
TBTO	Swiss マウス	5-20 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口	↑非特異的血液学的変化	Karrer et al. (1995)
TBTO	Ha:NMRI マウス	27 mg/kg	妊娠 6-17 日	強制経口	↓胎児体重, ↑口蓋裂 ↑骨格異常	Faqi et al. (1997)
TBTO	Long Evans ラット	2.5-16 mg/kg	妊娠 6-20 日	強制経口	↓児数・児体重 ↑口蓋裂, ↓出産後体重増加 ↓産開口, ↓脳重量, ↓児運動 (一過性)	Crofton et al. (1989)
TBTO	THA ラット	5-10 mg/kg	妊娠 6-20 日	強制経口	↑生後児死亡, ↓学習獲得	Miyake et al. (1990)
TBTA	Wistar ラット	16 mg/kg	妊娠 7-17 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↑口蓋裂 ↓胎児体重	Noda et al. (1991b)
TBTCl	Wistar ラット	5-25 mg/kg	妊娠 7-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児骨化	Itami et al. (1990)
TBTCl	Wistar ラット	25-50 mg/kg 50-100 mg/kg 25-100 mg/kg	妊娠 7-9 日 妊娠 10-12 日 妊娠 13-15 日	強制経口 強制経口 強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑着床後胚死亡, ↓胎児体重, ↑口蓋裂 ↓胎児体重, ↑口蓋裂	Ema et al. (1995a)
TBTCl	Wistar ラット	100-200 mg/kg	妊娠 7-15 日の 1 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑口蓋裂 (妊娠 8, 11, 12, 13, 14 日の投与)	Ema et al. (1997b)
TBTCl	SD ラット	0.25-20 mg/kg 2.5-10 mg/kg	妊娠 0-19 日 妊娠 8-19 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑雄 AGD, ↓胎児骨化 ↓血清チロキシン・トリヨードチロニン ↓血清チロキシン	Adeeko et al. (2003)
TBTCl	SD ラット	0.025-2.5 mg/kg	妊娠 8 日から離乳	強制経口	↓肝臓・脾臓・胸腺重量 ↓血清クレアチニン・トリグリセリド ↓アミラーゼ・チロキシン 成長プロファイルの変化	Cooke et al. (2004)
TBTCl	SD ラット	0.25-2.5 mg/kg	妊娠 8 日から離乳	強制経口	↑胸腺萎縮, ↑NK 細胞数 ↑IgM・IgG ↑未成熟 T リンパ球数, ↓IgG2a	Tryphonas et al. (2004)
TBTCl	SD ラット	1-5 mg/kg	妊娠 6-20 日	強制経口	↑自発運動 ↓放射迷路課題遂行能力獲得 ↑d-アンフェタミンによる活動亢進	Gårdlung et al. (1991)
TBTCl	Wistar ラット	40-80 mg/kg	妊娠 7-8 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重	Ema et al. (1995b)
TBTCl	Wistar ラット	54-108 mg/kg	妊娠 13-15 日	強制経口	↓胎児体重, ↑口蓋裂	Ema et al. (1996a)
DBTA	Wistar ラット	15 mg/kg	妊娠 0-19 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重, ↑下顎異常 ↑舌癒合・舌裂, ↑骨格変異	Noda et al. (1988)
DBTA	Wistar ラット	5-15 mg/kg	妊娠 7-17 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑下顎裂・下唇裂・舌癒合・舌裂 ↑尾異常・肋骨及び椎骨の奇形・骨格変異	Noda et al. (1992a)
DBTA	Wistar ラット	15 mg/kg 22 mg/kg	妊娠 7-9 日 妊娠 8 日	強制経口 強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑下顎裂・下唇裂・舌癒合・舌裂 ↑尾異常・肋骨及び椎骨の奇形・骨格変異	Noda et al. (1992b)
DBTA	Wistar ラット	28.1 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口	↑同上の奇形	Noda et al. (1993)
DBTA	Wistar ラット	10-22 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口	↑同上の奇形	Noda et al. (2001)
DBTCl	Wistar ラット	5-10 mg/kg	妊娠 7-15 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重 ↑下顎裂・口蓋裂・舌癒合・膺脊ヘルニア ↑尾異常・肋骨及び椎骨の奇形	Ema et al. (1991)
DBTCl	Wistar ラット	20 mg/kg 20-40 mg/kg	妊娠 7-9, 10-12, 13-15 日 妊娠 6, 7, 8, 9 日	強制経口 強制経口	↓胎児体重, ↑着床後胚死亡 ↑同上の奇形 (妊娠 7-9 日の投与) ↓胎児体重, ↑着床後胚死亡 (妊娠 6, 7, 8 日の投与) ↑同上の奇形 (妊娠 7, 8 日の投与)	Ema et al. (1992)
DBTCl	Wistar ラット	24.3 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口	↓胎児体重, ↑下顎裂・下唇裂・舌癒合 ↑舌裂・膺脊ヘルニア・肋骨及び椎骨の奇形	Noda et al. (1993)

DBTCI	Wistar ラット	10-15 mg/kg	妊娠 7-8 日	強制経口 ↓胎児体重, ↑口蓋裂	Ema et al. (1995b)
DBTCI	Wistar ラット	50-100 mg/kg	妊娠 13-15 日	強制経口 ↓胎児体重	Ema et al. (1996a)
DBTCI	Wistar ラット	1-10 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口 影響なし	Farr et al. (2001)
DBTCI	SD ラット	15 mg/kg	妊娠 6-15 日	強制経口 ↓胎児体重, ↑着床後胚死亡 ↑水頭症・下顎異常・外脳・開眼・口蓋裂・舌癒合・無舌	Thullen & Holson (2006)
DBTCI	NZW ウサギ	5 mg/kg 0.4-1.0 mg/kg	妊娠 6-19 日 妊娠 6-28 日	強制経口 ↓胎児体重, ↑着床後胚死亡 強制経口 ↑流産	Thullen & Holson (2006)
DBTCI	カニクイザル	2.5-3.8 mg/kg	妊娠 20-50 日	胃内(経鼻)↑着床後胚死亡	Ema et al. (2007b)
DBTM	Wistar ラット	27.8 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口 ↑下顎裂・下唇裂・舌癒合, ↑舌裂・脳ヘルニア・肋骨及び椎骨の奇形	Noda et al. (1993)
DBTO	Wistar ラット	19.9 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口 ↑同上の奇形	Noda et al. (1993)
DBTL	Wistar ラット	50.0 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口 ↑同上の奇形	Noda et al. (1993)
3-OHDBTL	Wistar ラット	100 mg/kg	妊娠 8 日	強制経口 ↓胎児体重, ↑尖下顎	Noda et al. (1993)
MBTCI	Wistar ラット	50-400 mg/kg	妊娠 7-17 日	強制経口 影響なし	Noda et al. (1992a)
MBTCI	Wistar ラット	1000-1500 mg/kg	妊娠 7-8 日	強制経口 ↓胎児体重	Ema et al. (1995b)

TeBT: Tetrabutyltin, TBTO: Tributyltin oxide, TBTA: Tributyltin acetate, TBTCI: Tributyltin chloride, DBTA: Dibutyltin diacetate, DBTCI: Dibutyltin dichloride, DBTM: Dibutyltin maleate, DBTO: Dibutyltin oxide, DBTL: Dibutyltin dilaurate, 3-OHDBTL: Butyl (3-hydroxybutyl)tin dilaurate, MBTCI: Butyltin trichloride.

胚死亡率の上昇がみられたが、催奇形性は認められていない⁷⁵⁾。

児の生後観察に関する実験では、妊娠6-15日のSwissマウスへのTBTOの強制経口投与により、20 mg/kg以上で児数の低下及び児の低体重、10 mg/kg以上で母マウスの営巣行動不良、5 mg/kg以上で低体重母体、分娩時期の乱れが認められたが、児の奇形は観察されていない⁷⁶⁾。同様に、Swissマウスの妊娠6-15日にTBTO (5, 10, 20 mg/kg) を強制経口投与したところ、児動物に非特異的血液学的変化、胸腺及び脾臓重量の低下が認められた⁷⁷⁾。Han:NMRIマウスの妊娠6-17日にTBTOを強制経口投与した実験では、27 mg/kgで11.4%の頻度で口蓋裂が観察され、2例の胎児では橈骨彎曲、8例の胎児で短顎、5例の胎児で後頭骨癒合がみられたが、13.5 mg/kg以下の投与では母体及び胎児に対する悪影響は認められなかった⁷⁸⁾。ラットを用いた実験では、妊娠6-20日にTBTO (2.5, 5, 10, 12, 16 mg/kg) を強制経口投与したLong Evansラットを自然分娩させ、出生後の児を調べたところ、10 mg/kg以上で母体重増加抑制、児数、児体重及び生後1日及び3日の児生存率の低下、12 mg/kgで3%の頻度で口蓋裂、10 mg/kgで膈開口遅延、全ての投与量で生後14日の児の運動低下が観察されている⁷⁹⁾。また、妊娠6-20日にTBTOを強制経口投与したTHAラットの児は、10 mg/kgでは生後3日までにすべて死亡し、5 mg/kgではシドマン回避学習試験、E型水迷路学習試験の逆転試験における学習獲得が障害されていた⁸⁰⁾。

Nodaら (1991b)⁵²⁾ は、妊娠7-17日のWistarラットにtributyltin acetate (TBTA: 1, 2, 4, 8, 16 mg/kg) を強制経口投与したところ、16 mg/kgで子宮内死亡及び口蓋裂

の頻度増加、低体重胎児がみられ、この投与量では母体重と摂餌量の著しい低下、4 mg/kg以上で妊娠ラットの胸腺重量の低下がみられたと報告している。彼らは、この実験で観察された胎児の奇形はDaivisら (1987)⁷⁴⁾ により報告されたものと同様であることから、TBTAによる特異的な作用ではないと結論した。

TBTCIについては比較的よく研究されている。Wistarラットの妊娠7-15日にTBTCIを強制経口投与したところ、9 mg/kg以上で母体毒性、5 mg/kg以上で胎児の骨化遅延がみられたが、胎児奇形は観察されなかった⁸¹⁾。この実験結果をより詳しく調べるために、器官形成期を三分割して、妊娠7-9日に25, 50 mg/kg, 妊娠10-12日に50, 100 mg/kgまたは妊娠13-15日に25, 50, 100 mg/kgをWistarラットに強制経口投与して発生毒性を検討した⁸²⁾。投与日にかかわらず母体重増加抑制が認められ、着床後胚死亡率の上昇は、妊娠7-9日の25 mg/kg以上及び妊娠10-12日の100 mg/kgでみられたが、妊娠13-15日の投与では100 mg/kgでも認められなかった。低体重胎児は妊娠10-12日の50 mg/kg以上及び妊娠13-15日の100 mg/kgでみられた。奇形胎児の発現頻度は妊娠10-12日の100 mg/kg及び妊娠13-15日の25 mg/kg以上で上昇し、口蓋裂が最も高頻度で観察された。これらの結果は、TBTCIによる発生毒性は投与時の胚の発生段階によって異なり、TBTCIの催奇形性には時期特異性があることを示している。催奇形性の感受期を更に詳しく調べるために、Wistarラットの器官形成期のいずれか1日にTBTCIを強制経口投与したところ、TBTCIの催奇形性の発現頻度は2峰性を示し、妊娠8日の100 mg/kg以上、妊娠11日、12日、13日または14日の200 mg/kgの投与で外表奇形の

発現頻度が上昇した⁴⁹⁾。SDラットの妊娠0-19日 (0.25, 2.5, 10, 20 mg/kg) または妊娠8-19日 (0.25, 2.5, 10 mg/kg) にTBTCIを強制経口投与したところ、妊娠0-19日の20 mg/kgの投与で母体重増加抑制、妊娠率低下、着床後胚死亡率上昇及び低体重胎児が認められた⁸³⁾。この結果は、妊娠初期のラットにTBTCIを投与したとき12.2 mg/kg以上で着床前及び着床後胚死亡率の上昇が認められた、というHarazonoら (1996, 1998a,b)⁶²⁻⁶⁴⁾の報告を支持する知見である。Adeekoら (2003)⁸³⁾の試験では、いずれのTBTCI投与群でも奇形胎児の発現頻度の上昇はみられていない。10 mg/kg以上では胸骨分節の骨化遅延が認められたが、著者らはこの胎児体重の低下を伴わない変化には母体血中甲状腺ホルモン低下が関与している可能性があるとして述べている。

哺乳類の性分化時期 (周生期) にホルモン活性物質を投与すると外生殖器及び内生殖器に影響を与えることが知られている⁸⁴⁾。ラットでは、妊娠16-17日がfinasteride⁸⁵⁾、妊娠15-17日がdibutyl phthalate⁸⁶⁾による雌性化 (雄児のAGD短縮) に最も鋭敏な時期であることが報告されている。これらのことは、AGDに対する影響の感受期は妊娠後期にあることを示している。しかしながら、0.25 mg/kg以上のTBTCIを妊娠0-19日に投与したときに雄児のAGD延長がみられたという所見と、10 mg/kgでも妊娠8-19日に投与したときにはAGDへの影響がみられなかったという所見⁸³⁾、さらには、2世代繁殖試験では雌のAGD延長が認められたという所見⁸⁷⁾の間には矛盾があり、TBTCIのAGDに対する影響、すなわち、性分化に対する影響を明らかにするためには更なる研究を要する。TPT及びTBTは*in vitro*で哺乳類細胞において転写を介してアンドロゲン受容体を活性化させ⁸⁸⁾、TPTCI、TBTCI及びDBTCIはヒト副腎皮質がん株化細胞においてアロマターゼ抑制を引き起こす⁸⁹⁾ことが報告されている。テトラブチルスズ (TeBT) とMBTCIはヒト5 α -還元酵素 type 1及びtype 2に作用を示さないが、TBTCIとDBTCIはヒト5 α -還元酵素アイソザイムに影響を及ぼす⁹⁰⁾。DBTCIは前立腺5 α -還元酵素 type 2に作用せずに、特異的に脳5 α -還元酵素 type 1を抑制するが、TBTCIは両アイソザイムを抑制する。また、正常な雄性生理状態はtype 2によって障害される。これらの*in vitro*の知見は、*in vivo*で観察された生殖発生毒性所見を解釈するのに有用と思われるが、更なる知見の集積が必要である。

SDラットの妊娠8日から児の離乳までTBTCI (0.025, 0.25, 2.5 mg/kg) を強制経口投与し、児にも同じ投与量を成熟期まで強制経口投与した実験^{91, 92)}では、母体の体重、摂餌量、甲状腺、肝臓、副腎及び結腸の病理組織学的所見に影響はみられず、児の数、性比、生存率、肝臓、副腎及び結腸の病理組織学的所見にも影響は観察されな

かった。2.5 mg/kgで雄児の血清チロキシン低下、雌児の血清クレアチニン、トリグリセリド及びマグネシウム低下、0.25 mg/kg以上で雄児の脾臓及び雌児の胸腺の重量低下、0.025 mg/kg以上で雌雄の児の成長プロファイルへの影響、雌児の肝臓重量の低下がみられた⁹¹⁾。これらの児ラットの免疫学的影響について調べた⁹²⁾ところ、2.5 mg/kgで胸腺萎縮、NK細胞及びIgMの増加、IgG2a低下がみられ、0.25 mg/kg以上で未分化T細胞IgGの増加が認められ、0.025 mg/kgでもわずかな影響が観察された。Tryphonasら (2004)⁹²⁾は、低用量のTBTCIは液性及び細胞性免疫に影響を与えると共に腫瘍やウイルス感染に対する免疫系にかかわる種々の細胞の機能に影響を与えると結論している。

TBTCIを成熟ラットに投与したときには、自発運動の低下及び日内周期の乱れ、条件回避反応の低下がみられることが報告されている^{93, 94)}。妊娠6-20日のSDラットにTBTCIを強制経口投与したところ、母体毒性が発現しない投与量 (1及び5 mg/kg) で生後の児の自発運動増加、迷路での学習獲得の遅延、d-アンフェタミンによる活動亢進の増強が観察されている⁹⁵⁾。

TBTの主要な代謝物であるDBTを器官形成期に投与したときの胚/胎児の発生に対する影響が数多く報告されている。Dibutyltin diacetate (DBTA; 1.7, 5, 15 mg/kg) をWistarラットの妊娠0-19日に強制経口投与した結果、15 mg/kgで母体重増加と胸腺重量の低下、低体重胎児及び奇形胎児の発現頻度の上昇がみられている⁹⁶⁾。DBTA (1.7, 5, 15 mg/kg) を妊娠7-17日のWistarラットに強制経口投与したところ、15 mg/kgで母体重増加抑制、10 mg/kg以上で下顎裂、下唇裂、舌癒合、舌裂、外脳、尾異常、肋骨及び椎骨の異常等の奇形、胎児体重及び胸腺重量の低下が観察された⁹⁷⁾。DBTAによる奇形胎児発現の感受性は妊娠8日が最も高かったことが報告されている⁹⁸⁻¹⁰⁰⁾。

DBTCIについてもWistarラットの器官形成期に強制経口投与して発生毒性が検討されている。妊娠7-15日の投与では、7.5 mg/kg以上で母体重増加抑制、摂餌量低下及び着床後胚死亡率の増加がみられた。また、5 mg/kg以上で小眼症、下顎裂、舌癒合、臍帯ヘルニア、尾異常、下顎異常、肋骨及び椎骨の異常等の奇形を有する胎児の発現頻度の上昇がみられ、小眼症が最も高頻度でみられた¹⁰¹⁾。これらの結果は、母体毒性の発現しない投与量でもDBTCIの催奇形性が発現することを示している。一方、Farrら (2001)¹⁰²⁾は妊娠6-15日に1, 2.5, 5, 10 mg/kgを投与したところ、10 mg/kgでは母体重増加、摂餌量及び胸腺重量の低下がみられたが、発生毒性は認められなかったと報告している。しかし、奇形の発現率に有意差はなかったものの、262例の胎児の内、4例に舌癒合、下顎異常、尾異常及び椎骨異常が観察されており、これら

はNodaら (1993)⁹⁸ 及び我々^{101, 103, 104} の実験においてDBTCIによって惹起された奇形と同様であった。Farrら (2001)¹⁰² は母体毒性を惹起する投与量でしかDBTCIの催奇形性は発現しないと結論しているが、我々の実験結果を含めて考えると、DBTCIの母体毒性、胚致死作用及び催奇形性の臨界量が非常に接近または重っている可能性がある。SDラットの妊娠6-15日にDBTCI (15 mg/kg) を強制経口投与した実験においても、死亡等を含む母体毒性と着床後胚死亡の増加、低体重胎児と共に、頭蓋顔面奇形や舌癒合等Wistarラットを用いた実験で観察された外表奇形の発現頻度の上昇がみられている¹⁰⁵。

DBTCIによる奇形発現の感受期を調べるために比較的高い投与量を用いて検討が行われている。Wistarラットの妊娠7-9日、10-12日または13-15日に投与したところ、投与日に関わらず20 mg/kgで着床後胚死亡率及び低胎児体重は観察されたが、奇形胎児の発現頻度の上昇は妊娠7-9日の投与でしか認められなかった¹⁰³。器官形成期のいずれか1日に単回投与して奇形発現の感受期を調べたところ、妊娠6日の投与では催奇形性はみられず、妊娠7日に催奇形性が発現し、妊娠8日に催奇形性の感受性が最も高くなり、妊娠9日の投与では催奇形性は認められなかった¹⁰³。同様な奇形はDBTCIを妊娠8日または妊娠7-8日に投与したときにも観察されている^{98, 104}。

New Zealand Whiteウサギの妊娠6-19日にDBTCI (0.5, 1, 5, 10, 15, 20 mg/kg) を強制経口投与した投与量設定のための予備試験では、10 mg/kg以上の投与量で著しい母体毒性が認められたため、妊娠11日までに実験を中断した¹⁰⁵。1及び5 mg/kgでも下痢、体重増加及び摂餌量の低下等の母体毒性がみられたが、10 mg/kgで観察されたほど重篤ではなかった。5 mg/kgでは着床後胚死亡の増加と低体重胎児がみられた。これらの結果をもとに、投与量を0.1, 0.4, 1.0 mg/kgとして一群25匹のNew Zealand Whiteウサギの妊娠6-28日に強制経口投与して本試験を行ったところ、0.4 mg/kgで3例、1.0 mg/kgで4例の母体で流産がみられたが、着床後胚死亡率、胎児体重、着床数及び生存胎児数に対する影響は認められなかった。0.1 mg/kgでは母体及び胎児への影響は観察されなかった¹⁰⁵。これらの所見は、ウサギにおいては胚死亡や奇形等の胚/胎児に対する影響が発現するよりも低用量で流産を含む母体に対する毒性影響が強く発現することを示している。

カニクイザルの器官形成期 (妊娠20-50日) を通じてDBTCI (2.5, 3.8 mg/kg) を胃内投与し、妊娠100日に母体を剖検して胎児への影響を調べた実験¹⁰⁶ では、両DBTCI投与量群で母体の下痢または軟便、母体重増加の抑制または摂餌量の低下がみられた。胎児生存率は両DBTCI投与群で低下し、3.8 mg/kgでは有意に低かった。

生存胎児の体重、頭臀長、尾長、性比、AGD、胎盤重量に投与の影響はみられず、胎児の外表、内臓及び骨格所見にも異常は認められなかった。また、死亡胚にも奇形は観察されなかった。これらの結果から、カニクイザルではDBTCIは胚致死作用を示すが、催奇形性は示さないと結論された。

DBTA, DBTCI, dibutyltin maleate (DBTM), dibutyltin oxide (DBTO) 及びdibutyltin dilaurate (DBTL) 等 (DBTとして 80 μ mol/kg) を、DBTA及びDBTCIの催奇形性に対して最も感受性が高い妊娠8日のWistarラットに強制経口投与してその催奇形性を比較した⁹⁸。それぞれのDBTによる奇形発現率は異なっていたが、発現した奇形の型は同様であったことから、Nodaら (1993)⁹⁸ は奇形発現にはブチル基が重要な役割を果たしているとして述べている。また、DBTCIの主要な代謝物⁶⁷ であるbutyl (3-hydroxybutyl) tin dilaurate (3-OHDBTL) の催奇形性は弱く、3-OHDBTLはDBTCIの催奇形性の原因物質ではないとしている。

TeBTはTBT, DBT更にMBTに代謝される⁴⁵。また、TBTはDBT及びMBTに代謝され、DBTはMBTに代謝される⁶⁸。ブチルスズ化合物の催奇形性の原因物質を推定するために、WistarラットにTeBT, TBTCI, DBTCIまたはMBTCIを強制経口投与して胚/胎児への影響を調べた^{107, 108}。TBTCIの催奇形性の感受期である妊娠13-15日にTeBT, TBTCIまたはDBTCIを投与したところ、TeBTでは1832 mg (5280 μ mol) /kgで口蓋裂、TBTCIでは54 mg (165 μ mol) /kg以上で口蓋裂及び108 mg (330 μ mol) /kgで低体重胎児がみられた。DBTCIの投与では50 mg (165 μ mol) /kg以上で低体重胎児が観察されたが、100 mg (330 μ mol) /kgでも着床後胚死亡、奇形胎児の発現頻度の上昇は認められなかった¹⁰⁷。これらの結果は、TeBT, TBTまたはDBTの発生毒性の強さ及び発現様式が異なっていることを示している。DBTCIの催奇形性の感受期である妊娠7-8日にTBTCI, DBTCIまたはMBTCIを投与した実験では、TBTCIの40及び80 mg/kgでは着床後胚死亡率は上昇したが、催奇形性は観察されなかった¹⁰⁸。10 mg/kg以上のDBTCIでは着床後胚死亡率上昇、低胎児体重及び奇形胎児発現率の著明な上昇がみられ、DBTCIの発生毒性の発現様式はTBTCIとは異なることが示唆された。一方、MBTCIの投与では1500 mg/kgでも着床後胚死亡率及び奇形発現頻度の上昇は認められなかった。MBTCIは、妊娠7-17日のWistarラットに400 mg/kgを強制経口投与した試験においても母体毒性及び発生毒性を現さないこと⁹⁷ から、MBTCIはブチルスズ化合物の発生毒性に関与していないと考えられる。

5-2 ブチルスズ化合物のin vitro発生毒性試験

Krowkeら(1986)¹⁰⁹⁾はマウス胚芽を用いた実験で、0.03 μ g/mLの濃度のTBTOにより形態的分化が障害され、掌骨格の分化及び肩甲骨の発生に影響を及ぼすことを報告した。彼らはTBTOのマウス前肢の分化に及ぼす影響は特異的な異形態発生作用よりもむしろ細胞毒性作用による影響と結論した。ラット胚芽細胞培養系を用いてTBTO, TBTCI, (3-OH) hydroxybutyl dibutyltin chloride (3-OHDBTCI), DBTCI及びMBTCIの作用を比較したところ、MBTCI以外の調べたすべての有機スズ化合物は細胞分化及び細胞増殖に対して非常に強い抑制作用を示した¹¹⁰⁾。それぞれの化合物について、50%細胞増殖抑制濃度 (IP50), 50%細胞分化抑制濃度 (ID50) 及びIP50/ID50 (P/D) を求めたところ、DBTCIは最小のID50値、最高のP/D比を示し、催奇形性は最も強いと考えられた。Yonemotoら(1993)¹¹⁰⁾はDBTの催奇形性はDBTそのものによる作用であり、TBTは催奇形性よりもむしろ胚致死作用を示すと述べている。これらの知見は、*in vivo*におけるブチルスズ化合物の発生毒性試験の結果とよく一致している。DBTCIの催奇形性及び胚致死作用に高い感受性を示すラットの8.5日胚を用いてDBTCIの全胚培養試験が行われている。30 ng/mLで発達した血管系が観察される胚及び卵黄囊の頻度、卵黄囊の直径、胚の頭殿長及び体節数の著しい低下が認められた¹¹¹⁾。濃度依存的な形態学的スコアの低下及び異常を有する胚の頻度の上昇がみられ、10及び30 ng/mLで有意差が認められた。前神経孔開存及び頭蓋顔面異常が主に観察された。Nodaら(1994)⁹⁹⁾は妊娠8日に催奇形量のDBTCI (22 mg/kg) を強制経口投与したラットの24時間後のDBTは母体血中で

100 ng/g、胚で720 ng/gであったと報告している。これらの結果は、DBTが胚に移行し、胚における濃度は母体血中よりも高くなることを示しており、DBTが胚で蓄積されることを示唆している。また、8.5日胚の全胚培養における影響濃度は催奇形量のDBTを投与した後の母体血中濃度よりも低かった。原始線条(8.5日)、神経ヒダ(9.5日)及び初期前肢芽(11.5日)の発生段階の胚を用いて全胚培養により感受性を比較した¹⁰⁸⁾ところ、8.5日胚の10 ng/mL、9.5日胚の50 ng/mL及び11.5日胚の300 ng/mLで異形態発生がみられた。不完全回転及び頭蓋顔面異常が8.5日胚及び9.5日胚で観察され、前肢及び尾異常が11.5日胚に認められた。これらの結果により、DBTCIの*in vitro*の曝露は胚の発生を障害し、その感受性は胚の発生段階によって異なることが明らかになった。DBTCIを妊娠ラットに投与したときにみられる催奇形性の時期特異性は、発生段階が進むに従って胚の感受性が低下することに起因すると考えられる。

6. そのほかの有機スズ化合物の発生毒性

Table 6にそのほかの有機スズの発生毒性試験の結果を示した。SDラットの交配前2週間、交配及び妊娠中にtrimethyltin chloride (TMTCl, 0.2, 0.8, 1.7 mg/L) またはmonomethyltin trichloride (MMTCl, 24.3, 80.9, 243 mg/L) を飲水投与し、雄児を検査したところ、母及び児の体重に影響はみられなかったが、TMTClの1.7 mg/L群及びMMTClの243 mg/L群で生後11日の学習獲得の遅れ、MMTClの24及び243 mg/L群で生後21日の水泳逃避時間の延長が認められた¹¹²⁾。Pauleら(1986)¹¹³⁾は、SDラットの妊娠7、12または17日にTMTCl (5, 7, 9 mg/kg) を

Table 6 その他の有機スズ化合物による発生毒性

物質名	動物種	投与量	投与日	投与経路	生殖発生毒性	著者
TMTCl	SD ラット	1.7 mg/L	交配前2週・交配中・妊娠中	経口(飲水)	↓雄児の学習	Noland et al.(1982)
TMTCl	SD ラット	5-9 mg/kg	妊娠 7, 12, 17 日	腹腔内	↓生後児体重増加, ↓生存児数 ↑海馬変性	Paule et al. (1986)
TMTCl	THA ラット	5-7 mg/kg	妊娠 12 日	腹腔内	↓児の学習獲得	Miyake et al (1989)
THTCl	SD ラット	5 mg/kg	妊娠 6-20 日	強制経口	↑児の自発運動 ↑児の↓アンフェタミンに対する活動	Gårdlund et al. (1991)
DMTCl	Wista ラット	15-20 mg/kg 40 mg/kg	妊娠 7-17 日 妊娠 7-9 日・13-15 日	強制経口 強制経口	↓胎児体重, ↑口蓋裂 ↑骨格変異	Noda (2001)
MMTCl	SD ラット	243 mg/L	交配前2週・交配中・妊娠中	経口(飲水)	↓雄児の学習	Noland et al.(1982)
Octyltin stabilizer ZK 30.434 (80% DOTTG and 20% MOTTG) Han.NMRI マウス		20-100 mg/kg	妊娠 5-16 日	強制経口	↑着床後胚死亡, ↓胎児体重, ↑前肢弯曲・口蓋裂・脳ヘルニア ↑骨格異常・骨格変異	Faqi et al. (2001)

TMTCl: Trimethyltin chloride, THTCl: Trihexyltin chloride, DMTCl: Dimethyltin dichloride, MMTCl: Monomethyltin trichloride, DOTTG: Dioctyltin diisooctylthioglycolate, MOTTG: Monoctyltin triisooctylthioglycolate.

腹腔内投与して児の生後観察を行った。TMTCI投与群では妊娠末期の母体重が低下し、7 mg/kg以上の児体重が低く、妊娠17日の9 mg/kg群でのみ生存児数が減少した。投与日に関わらず、児の海馬に退行変性が認められ、この変化は妊娠7日投与よりも妊娠12日または17日投与の方が著しかった。彼らは、出生前のTMTCI投与は母体毒性が発現する投与量で生後の児に悪影響を及ぼすと結論した。TMTCI (5, 7 mg/kg) を妊娠12日のTHAラットに腹腔内投与した実験¹¹⁴⁾では、5 mg/kgでは母体毒性はみられず、児ラットの体重、生存率、身体的及び機能的発生にも影響はみられなかったが、シドマン回避試験においてTMTCI投与群の児に回避率の低下がみられている。妊娠6-20日のSDラットにtrihexyltin chloride (THTCl, 5 mg/kg) を強制経口投与したとき、母体毒性は観察されなかったが、生後の児の自発運動、d-アンフェタミン刺激による立ち上がり行動のわずかな上昇がみられている⁹⁵⁾。

Noda (2001)¹⁰⁰⁾ は、Wistarラットの妊娠7-17日にdimethyltin dichloride (DMTCl, 5, 10, 15, 20 mg/kg) を強制経口投与した実験で、20 mg/kgで母体の死亡、著しい体重及び摂餌量低下、胎児の口蓋裂がみられ、15 mg/kg以上で母体の胸腺重量低下、胎児体重低下がみられたことを報告している。妊娠7-9日、妊娠10-12日、妊娠13-15日または妊娠16-17日にDMTCl (20, 40 mg/kg) を強制経口投与した実験では胎児奇形発現率の上昇は認められなかったことから、DMTClは重篤な母体毒性発現量でのみ胎児奇形を発現させると結論している。

オクチルスズ安定剤であるZK 30.434 (DOTTG/MOTTG, dioctyltin diisooctylthioglycolate: 80%とmonoctyltin triisooctylthioglycolate: 20%の混合物, 20, 30, 45, 67, 100 mg/kg) をHan:NMRIマウスの妊娠5-16日に強制経口投与したところ、100 mg/kgで母体死亡、外表及び骨格異常胎児(前肢弯曲、口蓋裂、外脳、鎖骨弯曲、大腿骨弯曲、肋骨癒合等)の増加、45及び100 mg/kgで母体の胸腺重量低下、67 mg/kg以上で吸収胚増加及び低胎児体重、20 mg/kg以上で胎児の頸筋及び腰筋の増加がみられ、DOTTG/MOTTGはマウスで発生毒性を現すことが明らかにされた¹¹⁵⁾。

7. おわりに

TPTは精巢の退行変性を惹起することにより雄の繁殖障害を引き起こす。雌におけるTPTの影響はより明確であり、5日間の投与でさえ卵巣に明らかな有害作用を発現させる。TPTを妊娠初期に投与したときの着床阻害は、子宮内膜脱落膜化の抑制及び母体のプロゲステロン低下に起因すると考えられる。これらの現象はTPTの主要な代謝物であるDPTを投与したラットにも認められ

る。TPTを器官形成期に投与したときには、胚・胎児の致死及び成長遅延がみられるが、催奇形性は明確な母体毒性量でも認められない。妊娠中にTPTを投与したラットの児に出生後の行動の変化が母体毒性発現量よりも低い用量で観察されている。ラットを用いたTBTの2世代繁殖試験において、比較的低用量で雌雄の生殖系に影響を及ぼすことが示されている。TBTは妊娠初期に投与したときには着床阻害を引き起こし、主要な代謝物のDBTはTBTよりも低用量で同様の作用を惹起する。DBTは妊娠初期のマウスでも同様に着床阻害を惹起する。これらの現象は子宮内膜脱落膜化の抑制及び母体のプロゲステロン低下に起因すると考えられる。しかし、MBTの妊娠初期の投与は胚致死を引き起こさない。TBTは、妊娠中の投与により、母体毒性量で胚・胎児の死亡、成長遅延及び口蓋裂を惹起する。妊娠8日から出生後の成熟期までのTBTの投与により、0.025 mg/kgでも児の成長プロフィールへの影響がみられたと報告されている。また、明確な母体毒性を現さない用量のTBTを妊娠中に投与したとき、出生後の児に行動変化がみられたとの報告もある。ラットでは妊娠8日にDBTの催奇形性の感受性が最も高くなる。DBTとTeBT, TBT及びMBTとでは発生毒性の発現様式が異なっている。DBTはin vitroでも胚に形態異常を惹起する。DBTの催奇形性の時期特異性は胚の成長に伴った感受性の低下によると考えられる。これらのin vivo及びin vitroの知見は、DBTの催奇形性はDBTそのものによることを示唆している。DBTをウサギあるいはカンクイザルの器官形成期に投与したときには、強い母体毒性と胚致死作用はみられるが、催奇形性は認められない。トリメチルスズ (TMT) またはトリヘキシルスズ (THT) の出生前投与で児の行動変化が起こることが報告されている。ジメチルスズ (DMT) の器官形成期投与では重篤な母体毒性を引き起こす用量で口蓋裂が発現する。

有機スズ化合物は、精巣毒性、卵巣毒性、着床阻害、胚致死作用及び催奇形性等の生殖発生毒性、神経毒性、免疫毒性等の多彩な有害作用を発現させるが、化合物の種類によって毒性の種類、発現様式、作用の強さは異なるので、その毒性については有機スズ化合物として一律に論じることはできない。有機スズ化合物の神経毒性及び免疫毒性については今までにも知られているところであるが、さらに最近、比較的低用量の有機スズ化合物が、妊娠母体への投与により、児の神経系及び免疫系に影響を及ぼすことが報告されている。神経発生毒性、免疫発生毒性については最近になってようやく注目されてきた分野であり、今後の研究成果が待たれる。ブチルスズ化合物による着床阻害作用は比較的低用量でも認められている。我々はブチルスズ化合物の子宮の着床機能への影

響について検討するために、ブチルスズ化合物投与後の子宮の遺伝子解析を進めており^{116, 117)}、有機スズ化合物の生殖発生毒性解明の一助となることが期待される。

2006年及び2007年に開催されたOECD高生産量化学物質初期評価会議にmonomethyltins, monobutyltins, monoocetylins, dimethyltins, dibutyltins, dioctyltins¹¹⁸⁾, TBTCI, tin tetrachloride, TeBT, tetraoctiltin¹¹⁹⁾等のスズ化合物に関して米国産業界で作成された評価文書が提出され、議論されている。これらの文書では化合物の物性、生態毒性及びヒト健康影響に関してまとめられており、有用な情報が記載されている。これらの評価文書は近々UNEPから公表される予定である。

謝 辞

本稿中の著者が関与したほとんどの論文は大阪支所生物試験部在籍中に行った実験結果に基づいている。当所総合評価研究室の皆様及び旧大阪支所生物試験部の皆様に心から感謝いたします。特に、大阪支所生物試験部時代に実験にご協力をいただいた原園 景博士(現、生物薬品部)及び宮脇英美子氏、本稿の編集にご協力をいただいた総合評価研究室の松本真理子氏に深謝いたします。

文 献

- Piver, W. T.: Environ Health Perspect, 4, 61-79 (1973)
- World Health Organization: Tin and Organotin Compounds: A Preliminary Review. Environmental Health Criteria 15 (1980)
- Quevauviller, P., Bruchet, A. and Donard, O. F. X.: Appl Organomet Chem, 5, 125-129 (1991)
- Maguire, R. J.: Water Poll Res J Canada, 26, 243-360 (1991)
- Sasaki, K., Ishizaka, T., Suzuki, T. and Saito, Y.: J Assoc Off Anal Chem, 71, 360-363 (1988)
- Fent, K. and Hunn, J.: Environ Sci Technol, 25, 956-963 (1991)
- Lau, M. M.: Arch Environ Contam Toxicol, 20, 299-304 (1991)
- Suzuki, T., Matsuda, R. and Saito, Y.: J Agric Food Chem, 40, 1437-1443 (1992)
- Belfoid, A. C., Purperhart, M. and Ariese, F.: Mar Pollut Bull, 40, 226-232 (2000)
- Tsuda, T., Nakanishi, H., Aoki, S. and Takebayashi, J.: Water Res, 21, 949-953 (1987)
- Ueno, S., Susa, N., Furukawa, Y., Komatsu, Y., Koyama, S. and Suzuki, T.: Arch Environ Health, 54, 20-25 (1999)
- 豊田正武, 酒井洋, 小林ゆかり, 小松雅美, 星野庸二, 堀江正一, 佐伯政信, 長谷川康行, 辻元宏, 小嶋美穂子, 豊村敬郎, 熊野眞佐代, 谷村顕雄: 食衛誌, 41, 280-286 (2000)
- Waldock, M. J. and Thain, J. E.: Mar Pollut Bull, 14, 411-415 (1983)
- Evans, D. W. and Laughlin, R. B., Jr.: Chemosphere, 13, 213-219 (1984)
- Laughlin, R. B. J., French, W. and Guard, H. E.: Environ Sci Technol, 4, 247-250 (1986)
- Short, J. W. and Thrower, F. P.: Mar Pollut Bull, 17, 542-545 (1986)
- Kannan, K., Corsolini, S., Focardi, S., Tanabe, S. and Tatsukawa, R.: Arch Environ Contam Toxicol, 31, 19-23 (1996)
- Kannan, K., Tanabe, S. and Tatsukawa, R.: Chemosphere, 30, 925-932 (1995)
- Tsuda, T., Inoue, T., Kojima, M. and Aoki, S.: J AOAC Int 78, 941-943 (1995)
- World Health Organization. Fentin' in Pesticide Residues in Food 1991 :Evaluations Part II Toxicology. (1992) Available from: <http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v91pr11.htm>.
- International Programme on Chemical Safety: Concise International Chemical Assessment Document, No.14 Tributyltin Oxide, IPCS (1999)
- Colborn, T., vom Saal, F. and Soto, A.: Environ Health Perspect, 101, 378-384 (1993)
- 環境省:環境ホルモン戦略計画SPEED' 98 (1998)
- Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M. and Morita, M.: Appl Organomet Chem, 11, 451-455 (1997)
- Snoeij, N. J., Penninks, A.H. Seinen, W.: Environmental Research, 44, 335-353 (1987)
- Winship, K. A.: Adverse Drug React Acute Poisoning Rev, 7, 19-38 (1988)
- Boyer, I. J.: Toxicology, 55, 253-298 (1989)
- International Programme on Chemical Safety: Concise International Chemical Assessment Document, No.13 Triphenyltin Compounds (1999)
- Ema, M. and Hirose, A.: "Metals, Fertility, and Reproductive Toxicity", CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 23-64 (2006)
- Kenaga, E. E.: J Econ Entomol, 58, 4-8 (1965)
- Gaines, T. B. and Kimbrough, R. D.: Toxicol Appl Pharmacol, 12, 397-403 (1968)
- Pate, B. D. and Hays, R. L.: J Econ Entomol, 61, 224-232 (1968)

- 33) Snow, R. L. and Hays, R. L.: *Bull of Environ Contam Toxicol*, 31, 658-665 (1983)
- 34) Epstein, S. S., Arnold, E., Andrea, J., Bass, W. and Bishop, Y.: *Toxicol Appl Pharmacol*, 23, 288-325 (1972)
- 35) Newton, D. W. and Hays, R. L.: *J Econ Entomol*, 61, 1668-1669 (1968)
- 36) Ema, M., Miyawaki, E., Harazono, A. and Ogawa, Y.: *Reprod Toxicol*, 11, 201-206 (1997)
- 37) Cummings, A. M.: *Fundam Appl Toxicol*, 15, 571-579 (1990)
- 38) Kamrin, M. A., Carney, E. W., Chou, K., Cummings, A., Dostal, L. A., Harris, C., Henck, J. W., Loch-Carusio, R. and Miller, R. K.: *Toxicol Lett*, 74, 99-119 (1994)
- 39) Spencer, F. and Sing, L. T.: *Bull Environ Contam Toxicol*, 28, 360-368 (1982)
- 40) Bui, Q. Q., Tran, M. B. and West, W. L.: *Toxicology*, 42, 195-204 (1986)
- 41) Ema, M., Miyawaki, E. and Kawashima, K.: *Reprod Toxicol*, 12, 127-132 (1998)
- 42) Ema, M., Miyawaki, E. and Kawashima, K.: *Arch Toxicol*, 73, 175-179 (1999)
- 43) De Feo, V. J.: *Endocrinology*, 72, 305-316 (1963)
- 44) Ema, M. and Miyawaki, E.: *Congenital Anomalies*, 41, 106-111 (2001)
- 45) Kimmel, E. C., Fish, R. H. and Casida, J. E.: *J Agric Food Chem*, 25, 1-9 (1977)
- 46) Ohhira, S. and Matsui, H.: *J Chromatogr*, 622, 173-178 (1993)
- 47) Ohhira, S. and Matsui, H.: *J Agric Food Chem*, 41, 607-609 (1993)
- 48) Ema, M., Miyawaki, E. and Kawashima, K.: *Toxicol Lett*, 108, 17-25 (1999)
- 49) Ema, M., Harazono, A., Miyawaki, E. and Ogawa, Y.: *Arch Environ Contam Toxicol*, 33, 90-96 (1997)
- 50) Ema, M. and Miyawaki, E.: *Reprod Toxicol*, 16, 309-317 (2002)
- 51) Giavini, E., Prati, M. and Vismara, C.: *Bull Environ Contam Toxicol*, 24, 936-939 (1980)
- 52) Noda, T., Morita, S., Yamano, T., Shimizu, M., Nakamura, T., Saitoh, M. and Yamada, A.: *Toxicol Lett*, 55, 109-115 (1991)
- 53) Lehotzky, K., Szeberenyi, J. M., Gonda, Z., Horkay, F. and Kiss, A.: *Neurobehav Toxicol Teratol*, 4, 247-250 (1982)
- 54) 三宅久美子, 三澤哲夫, 重田定義: *日衛誌*, 46, 769-776 (1991)
- 55) Winek, C. L., Marks, M. J. J., Shanor, S. P. and Davis, E. R.: *Clin Toxicol*, 13, 281-296 (1978)
- 56) Chemoff, N., Setzer, R. W., Miller, D. B., Rosen, M. B. and Rogers, J. M.: *Teratology*, 42, 651-658 (1990)
- 57) Ema, M., Miyawaki, E. and Kawashima, K.: *Bull Environ Contam Toxicol*, 62, 363-370 (1999)
- 58) Kumasaka, K., Miyazawa, M., Fujimaki, T., Tao, H., Ramaswamy, B. R., Nakazawa, H., Makino, T. and Saitoh, S.: *J Reprod Dev*, (2002)
- 59) Omura, M., Ogata, R., Kubo, K., Shimasaki, Y., Aou, S., Oshima, Y., Tanaka, A., Hirata, M., Makita, Y. and Inoue, N.: *Toxicol Sci*, 64, 224-232 (2001)
- 60) Ogata, R., Omura, M., Shimasaki, Y., Kubo, K., Oshima, Y., Aou, S. and Inoue, N.: *J Toxicol Environ Health A*, 127-144 (2001)
- 61) Gallavan, R. H., Jr., Holson, J. F., Stump, D. G., Knapp, J. F. and Reynolds, V. L.: *Reprod Toxicol*, 13, 383-390 (1999)
- 62) Harazono, A., Ema, M. and Ogawa, Y.: *Toxicol Lett*, 89, 185-190 (1996)
- 63) Harazono, A., Ema, M. and Kawashima, K.: *Bull Environ Contam Toxicol*, 61, 224-230 (1998)
- 64) Harazono, A., Ema, M. and Ogawa, Y.: *Arch Environ Contam Toxicol*, 34, 94-99 (1998)
- 65) Harazono, A. and Ema, M.: *Arch Toxicol*, 74, 632-637 (2000)
- 66) Fish, R. H., Kimmel, E. C. and Casida, J. E.: *J Organomet Chem*, 118, 41-51 (1976)
- 67) Ishizaka, T., Suzuki, T. and Saito, Y.: *J Agric Food Chem*, 37, 1096-1101 (1989)
- 68) Iwai, H., Wada, O. and Arakawa, Y.: *J Anal Toxicol*, 5, 300-306 (1981)
- 69) Ema, M. and Harazono, A.: *Reprod Toxicol*, 14, 451-456 (2000)
- 70) Harazono, A. and Ema, M.: *Reprod Toxicol*, 17, 393-399 (2003)
- 71) Ema, M., Harazono, A., Hirose, A. and Kamata, E.: *Toxicol Lett*, 143, 233-238 (2003)
- 72) Ema, M. and Harazono, A.: *Toxicol Lett*, 125, 99-106 (2001)
- 73) Ema, M., Fujii, S., Ikka, T., Matsumoto, M., Hirose, A. and Kamata, E.: *Environ Toxicol*, 22, 44-52 (2007)
- 74) Davis, A., Barale, R., Brun, G., Forster, R., Günther, T., Hautefeuille, H., van der Heijden, C. A., Knaap, A. G. A. C., Krowke, R., Kuroki, T., Loprieno, N., Malaveille, C., Merker, H. J., Monaco, M., Mosesso, P., Nuebert, D., Norppa, H., Sorsa, M., Vogel, E., Voogd,