

b. 尿及び糞中排泄（反復投与）

Fischer ラット（雌雄各 5 匹）に、低用量の非標識体を 14 日間反復経口投与後、15 日目に $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ を低用量で単回経口投与し、排泄試験が実施された。

反復投与における尿及び糞中排泄率は表 11 に示されている。

大部分が糞中に排泄された。また、単回投与と比べ反復投与に排泄パターンの差は認められなかった。（参照 3）

表 11 反復投与における尿及び糞中排泄率（%TAR）

性別	雄		雌	
	尿	糞	尿	糞
最終投与後 24 時間	6.1	78.9	4.1	82.1
最終投与後 168 時間	9.4	84.7	5.3	91.6

注) 最終投与後 168 時間の尿サンプルにはケージ洗浄液を含む。

c. 胆汁中排泄

胆管カニューレを挿入した Fischer ラット（一群雌雄各 4 匹）に、 $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ を低用量または高用量で単回経口投与し、胆汁中排泄試験が実施された。

投与後 48 時間の胆汁、尿及び糞中排泄率は表 12 に示されている。

胆汁中には低用量群で約 40%TAR、高用量群で約 30%TAR が認められたことから、胆汁中排泄は本剤の主排泄経路であると考えられた。（参照 3）

表 12 投与後 48 時間の胆汁、尿及び糞中排泄率（%TAR）

投与量	2.5 mg/kg 体重		25 mg/kg 体重	
	雄	雌	雄	雌
胆汁	41.0	43.8	35.7	27.6
尿	8.9	5.1	8.6	5.6
糞	36.2	44.7	55.3	64.8

注) 尿試料にはケージ洗浄液を含む。

2. 植物体内運命試験

(1) みかん

乳剤に調製した各種標識体について、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ または $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ では $3\ \mu\text{g}/\text{mL}$ 、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 、 $[26\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 、 $[29\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ または $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ では $7\ \mu\text{g}/\text{mL}$ となるように水で希釈して、温州みかんの葉の表裏及び果実に塗布して植物体内運命試験が実施された。試料として、処理 0、1、3、6、15、30、60 及び 90 日後に葉を、処理 0、15、30、60 及び 90 日後に果実を採取した。

また、乳剤に調製した ^{14}C -M.A₃ を 30 $\mu\text{g}/\text{mL}$ または ^{14}C -M.A₄ を 70 $\mu\text{g}/\text{mL}$ とするよう希釈して葉及び果実に塗布し、処理 1 及び 3 日後に葉及び果実試料を採取した。

各 ^3H 標識 M.A₄ を塗布した葉の残留放射能は、3 日後で総処理放射能 (TAR) の 33.6~70.0% であり、15 日後では 22.5~54.8% TAR に減少した。M.A₄ 本体は処理 1 日後で 90% TAR 以上が分解し、15 日後には 1% TAR 程度しか残存していなかった。 ^3H 標識 M.A₄ は分解によりトリチウム水等の揮散物質となって消失した。葉の表面の ^3H 標識 M.A₄ の半減期は 1 日以内であったが、葉に取り込まれた M.A₄ は葉の表面の M.A₄ に比べて安定で、処理 1 日後に 1.1~3.1% TAR、15 日後に 0.3~1.2% TAR が残存し、葉中 M.A₄ の半減期は 10~20 日であった。M.A₄ の代謝曲線は 2 相性であり、処理直後の速やかな消失の原因は葉面での光分解が関与していると考えられた。

未処理葉及び未処理果実と処理直後の処理葉の放射能濃度比は、処理 15~90 日後のいずれの時点においても、最高で M.A₃ の場合 500 分の 1 以下、M.A₄ で 200 分の 1 以下、未処理果実ではいずれも 1,000 分の 1 以下であり、処理葉からの放射能の移行性はほとんどなかった。

また、M.A₃ 及び M.A₄ の $5\text{-}^3\text{H}$ 標識体と $30\text{-}^3\text{H}$ 標識体を比較すると、いずれの経過日数においても $5\text{-}^3\text{H}$ 標識体の全放射濃度が低く、これは $5\text{-}^3\text{H}$ 標識体が $30\text{-}^3\text{H}$ 標識体より速やかに系外に消失するためと考えられた。

果実表面に処理した ^3H 標識の M.A₃ 及び M.A₄ の果皮中の放射能は、処理 15 日後以降、ほとんどが果皮中に取り込まれており、表面洗浄液からはわずかに 2% TAR が検出された。90 日後には果皮中の残留放射能濃度は $5\text{-}^3\text{H}$ 標識体と $30\text{-}^3\text{H}$ 標識体の間に消失速度の差は認められず、4 分の 1 から 5 分の 1 に減少した。M.A₃ 及び M.A₄ の代謝は、葉の場合と同様に処理直後は急速に進行し、15 日後の移行はゆるやかに進行する 2 相性を示した。果肉中の残留放射能濃度は処理放射能の 250 分の 1 以下であり、M.A₃ 及び M.A₄ そのものはいずれも検出限界の 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 以下で可食部への移行性はなかった。

^{14}C -M.A₄ を塗布した葉では、処理 1 日後に 61.1% TAR が洗浄液に、19.9% TAR が抽出液に、4.7% TAR が残渣中に分布し、14.3% TAR が $^{14}\text{CO}_2$ として消失した。3 日後には 42.1% TAR が洗浄液に、25.7% TAR が抽出液に、7.0% TAR が残渣に分布し、25.2% TAR が $^{14}\text{CO}_2$ として消失した。また、葉の表面の M.A₄ は、処理 1 日後に 14.5% TAR、3 日後に 3.0% TAR 残存した。葉に取り込まれた M.A₄ は、1 日後 4.0% TAR、3 日後 1.3% TAR となった。

代謝物として M.A₄-②、③、④、⑧、⑨、⑩、⑪及び⑫が同定されたが、5% TAR を超すものはなく、多数の微量代謝物が検出された。

^{14}C -M.A₄ を処理した葉及び果実から処理 1 日後から 15 日後にかけて 20~30% TAR の酸性物質が分離された。環状ラク톤のエステル開裂や加水分解物から酸性物質が生成したものと推定された。これらは多数の微量成分を含み、

成分相互の分離を行うことができなかった。 $^{14}\text{C}\text{-M.A}_3$ の場合も $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ と代謝様式は同等であった。また、 $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ 及び $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ の葉及び果実における代謝物の生成は、 $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ と同様であった。(参照4)

(2) なす

$[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を0.5 mg/kgとなるように土壌混和し、三葉期のなす(品種:千両2号)を定植して植物体内運命試験が実施された。試料として、処理1、3、6、9及び30日後に根部と茎葉部を採取した。

残留放射能は、処理30日後において茎葉部で0.04%TAR、根部で0.08%TARであり、いずれも吸収、移行性は少なかった。茎葉部の放射能の性質を調べたところ、移行した80%以上が水溶性物質あるいは酸性物質であり、 M.A_4 が土壌あるいは根で代謝分解し、生成した高極性の代謝物が移行したものと考えられた。なお、土壌中の放射能は、処理30日後には68.7%TARに減衰し、土壌中で分解されて揮発性物質を生成して消失したと考えられた。(参照4)

(3) 茶

乳剤に調製した $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ または $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を、 M.A_3 では3 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 、 M.A_4 では7 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 、 $^{14}\text{C}\text{-M.A}_3$ または $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ では100 $\mu\text{g}/\text{mL}$ となるように水で希釈して茶(品種:やぶきた)葉の表裏に0.4 mLで塗布し、植物体内運命試験が実施された。試料として、処理0、1、3、6及び15日後に葉を採取した。

4種類の放射能標識ミルベメクチンの処理葉における残留放射能は、処理1日後で82.9~84.9%TARであり、15日後で62.8~63.1%TARに減少した。処理葉における親化合物は、処理1日後で12.6~13.9%TAR、15日後では1.9~2.1%TARであり、処理葉からの消失は速やかであった。 M.A_3 及び M.A_4 の処理直後の減少速度は、半減期が1日以内と速やかであり、葉の表面での光分解が主原因であり、処理6日以降のゆるやかな分解には主として植物による代謝分解(半減期10~15日)が関与しているものと考えられた。

未処理葉と $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ の処理葉の処理1~15日後の放射能濃度比は1,000分の3以下であり、放射能の移行性はほとんどなかった。その他の M.A_3 及び M.A_4 の場合も同様であった。

$^{14}\text{C}\text{-M.A}_3$ または $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ を処理した葉から同定された代謝物は、 M.A_3 (同 M.A_4) -②、③、④、⑧、⑨、⑩、⑪及び⑫であった。処理1日後では、これら代謝物の生成量はいずれも少なく、3日後ではさらに代謝が進み、多数のより極性の高い代謝物が生成した。

$[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ 及び $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 処理葉における親化合物は、処理1日後でそれぞれ13.9及び12.6%TARであり、15日後には2.1及び1.9%TARに減少した。処理1日後には既に多数の代謝物(M.A_3 -及び M.A_4 -②、③、④、⑧、⑨、

⑩、⑪及び⑫) が生成したが、5%TAR を超すものはなかった。また、酸性成分が 26.5 及び 24.0%TAR 生成したが、15 日後には 17.3 及び 15.5 %TAR に減少した。これらはラクトン環の加水分解によると考えられた。なお、処理 15 日後には代謝物の残留量はそれぞれ 0.1%TAR 以下となった。(参照 5)

(4) いちご

乳剤に調製した $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ を、ポット栽培したいちご(品種:Tristar)に 22.3 g ai/ha (1 倍処理区) または 88.0 g ai/ha (4 倍処理区) の割合で散布処理して、植物体内運命試験が実施された。試料として、処理 1 日後に 1 倍処理区及び 4 倍処理区から、処理 3 日後に無処理区、1 倍処理区及び 4 倍処理区から果実及び茎葉部(葉柄を含む)を採取した。

1 倍処理区で認められた放射能濃度は、処理 1 及び 3 日後における果実で 0.040 及び 0.037 mg/kg、茎葉部で 1.17 及び 1.43 mg/kg、洗浄果実で 0.025 及び 0.028 mg/kg であった。4 倍処理区で認められた放射能濃度は、処理 1 及び 3 日後における果実で 0.146 及び 0.168 mg/kg、茎葉部で 4.31 及び 3.79 mg/kg、洗浄果実で 0.102 及び 0.114 mg/kg であり、1 倍処理区の値と比較して処理量に比例した濃度であった。

各試料の残留放射能の主要成分は親化合物であり、果実、茎葉部及び洗浄果実で総残留放射能 (TRR) の 43.5~88.8% 検出された。代謝物として M.A_4 ⑩のみが認められ、茎葉部試料から 2.1~4.1%TRR、4 倍処理区の洗浄果実から 0.9%TRR 検出された。(参照 6)

3. 土壌中運命試験

(1) 好氣的土壌中運命試験

6 種類の国内土壌を用いて、次の 4 条件で好氣的土壌運命試験が実施された。

- i) $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を沖積土・砂壤土(滋賀:野洲土壌)、火山灰土・埴壤土(栃木:宇都宮土壌、静岡:静岡土壌)、沖積土・埴壤土(福岡:福岡土壌)、鉾質土・埴壤土(広島:広島土壌)及び火山灰土・軽埴土(茨城:牛久土壌)に乾土あたり 0.5 mg/kg 添加し、25°C の暗条件下で、野洲土壌及び宇都宮土壌は 180 日間、福岡土壌、広島土壌、静岡土壌及び牛久土壌は 30 日間インキュベート。
- ii) $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ を野洲土壌及び宇都宮土壌に乾土あたり 0.5 mg/kg 添加し、25°C の暗条件下で 180 日間インキュベート。
- iii) $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ と $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ の 3 対 7 の混合物を、野洲土壌及び宇都宮土壌に乾土あたり 0.5 mg/kg 添加し、25°C の暗条件下で 180 日間インキュベート。
- iv) $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を滅菌宇都宮土壌(120°C で 1 時間オートクレーブ)に乾土あたり 0.5 mg/kg 添加し、25°C の暗条件下で 60 日間インキュベート。

好氣的条件下において、 M.A_3 及び M.A_4 はいずれの土壌でも土性にかかわらず速やかに分解し、その推定半減期は 10~15 日であった。野洲土壌及び宇都

宮土壌での処理 180 日後において、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ は 1.4~2.3%TAR、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ は 0.9~2.0%TAR が認められるのみであった。

系外に消失する放射能 ($^{14}\text{CO}_2$ または水) は、15 日後に $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ 処理で 19.7~25.2%TAR、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 処理では 16.8~19.0%TAR、180 日後には $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ 処理で 70.6~89.5%TAR、 $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 処理では 59.0~83.3%TAR であった。なお、無菌条件下では $[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ は 60 日間の試験で分解は認められなかった。

主な分解物として、処理 30 日後に M.A_3 (同 M.A_4)-③+⑫が最大 9.8%TAR、 M.A_3 (同 M.A_4)-④が最大 18.7%TAR に達したが、180 日後にはそれぞれ 2.3 及び 5.4%TAR に減少した。その他 M.A_3 (同 M.A_4)-⑧及び②が生成したが、残留放射能はいずれも 3%TAR 以下であった。

$[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ と $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ が混在した時の両者の分解性は、 M.A_3 と M.A_4 を単独で処理した際とほぼ同様であった。 $^{14}\text{CO}_2$ 及び水が処理後 180 日で 58.3~76.7%TAR 及び 72.7~82.5%TAR 生成しており、 ^3H の消失が $^{14}\text{CO}_2$ の発生とほぼ並行して認められた。(参照 7)

(2) 嫌氣的土壌中運命試験

$[5\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を沖積土・砂壤土(滋賀：野洲土壌)及び火山灰土・埴壤土(栃木：宇都宮土壌)に乾土あたり 0.5 mg/kg 添加し、25°Cの暗条件下で 180 日間インキュベートし、 M.A_4 の嫌氣的土壌運命試験が実施された。

M.A_4 は野洲土壌及び宇都宮土壌においてほとんど分解せず、180 日後においても 85~87%TAR が M.A_4 として認められた。分解物は全く検出されなかった。(参照 7)

(3) 土壌溶脱試験

火山灰土・埴壤土(岩手：東北土壌)及び沖積土・砂壤土(滋賀：大中土壌)の土壌薄層を用いた移動試験、ならびに沖積土・砂壤土(滋賀：野洲土壌)及び火山灰土・埴壤土(栃木：宇都宮土壌)の土壌カラムを用いた溶脱試験が実施された。土壌薄層試験では、 $^{14}\text{C}\text{-M.A}_3$ 及び $^{14}\text{C}\text{-M.A}_4$ を用い、 $^{14}\text{C}\text{-2,4-D}$ 及び $^{14}\text{C}\text{-シマジン}$ を対照化合物とした。土壌カラム溶脱試験では、 $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ または $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ を乾土あたり 5 mg/kg で添加し、処理直後または 20 日間放置した後、カラム試験に供した。土壌カラムには 1 週間水を 120~130 mL/日流した後、分割して放射能の分布を調べた。

土壌薄層上では、2,4-D とシマジンは原点から移動したが、 M.A_3 及び M.A_4 は原点から移動しなかった。土壌カラムによる溶脱試験では、 $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_3$ 及び $[30\text{-}^3\text{H}]\text{M.A}_4$ 処理土壌のいずれにおいても、処理直後では表層 4 cm までの土壌中にほとんどの放射能が存在しており、77.5~95.5%TAR が残存していた。そのうち、 M.A_3 は 55.5~57.0%TAR、 M.A_4 は 52.3~62.6%TAR が残存し、

分解物として M.A₃(同 M.A₄)-②、③+⑫、④が検出されたが、いずれも 10% TAR 以下であった。

[30-³H]M.A₄ 処理の 20 日間放置後土壌においても、表層 4 cm までの土壌中に大部分の放射能 (53.1~54.7% TAR) が残存し、分解物プロファイルは処理直後土壌と類似していた。

これらの試験の結果から、分解物を含め M.A₃ 及び M.A₄ には溶脱性がないと考えられた。(参照 7)

(4) 土壌吸着試験

4 種類の国内土壌 [埴壤土 (北海道)、埴壤土 (福島)、砂質埴壤土 (岡山)、砂土 (宮崎)] を用いてミルベメクチン (M.A₃ 22.8%、M.A₄ 73.0% 含有) の土壌吸着試験が実施された。

Freundlich の吸着係数 K_{ads} は 7.49~37.4、有機炭素含有率により補正した吸着係数 K_{oc} は 438~3,850 であった。(参照 8)

4. 光分解試験

(1) 光分解性 (M.A₃、M.A₄ 及びミルベメクチン)

M.A₃、M.A₄ またはミルベメクチンのアセトニトリル溶液をシャーレに 1 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 塗布し、溶媒を留去後、太陽光、ブラックランプまたは殺菌灯を照射し、M.A₃、M.A₄ 及びミルベメクチンの光分解試験が実施された。また、石英三角フラスコを用い、酸素を遮断した区における光分解性を別途確認した。

薄膜状態での M.A₃ 及び M.A₄ の太陽光による光分解推定半減期は、日本の 5 月の晴天下で 2~3 時間であった。ミルベメクチン中の M.A₃ 及び M.A₄ の推定半減期は単独で処理した場合と同じであった。

酸素を遮断した区では、太陽光による分解は抑えられた。

M.A₃、M.A₄ 及びミルベメクチンの分解は、ブラックランプ、殺菌灯下においても分解速度は光源の波長特性により異なったが、速やかに進行した。(参照 9)

(2) 光分解物の検索

¹⁴C-M.A₃ または ¹⁴C-M.A₄ のアセトニトリル溶液をシャーレに 1 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 塗布し、溶媒を留去後、太陽光を照射し、M.A₃、M.A₄ の光分解物の検索が実施された。

同定された分解物は、M.A₃ (同 M.A₄) -②、③、④、⑧、⑩及び⑫であった。M.A₃ 及び M.A₄ は速やかに分解し、5 日後には M.A₄ 以外 2 次元 TLC 上でスポットとしてまとまるものはなく、テーリング状となり多数の微量分解物となった。(参照 9)

(3) 光分解性 (光分解物)

M.A₄ の光分解物である M.A₄-②、③、⑧または⑩のアセトニトリル溶液をシャーレに 1 μg/cm² 塗布し、溶媒を留去後、太陽光を照射し、M.A₄ 分解物の光分解試験が実施された。

分解物 M.A₄-②、③、⑧及び⑩の光分解推定半減期は 0.2~2.4 時間であり、速やかに分解した。(参照 9)

5. 水中運命試験

(1) 加水分解試験① (¹⁴C-M.A₃ 及び ¹⁴C-M.A₄)

¹⁴C-M.A₃ または ¹⁴C-M.A₄ を、pH 9.0 のリン酸塩緩衝液にそれぞれ約 400 μg/L となるように添加し、25±1°C の暗条件下で 31 日間インキュベートして加水分解試験が実施された。

M.A₃ 及び M.A₄ の減少は緩やかで、処理後 31 日の放射エネルギーはそれぞれ 94.5 及び 95.9% TAR であった。M.A₃ 及び M.A₄ の推定半減期は、それぞれ 385 及び 365 日であった。

分解物として M.A₃ (同 M.A₄) -④が認められたが、生成量は微量であり定量はできなかった。(参照 10、11)

(2) 加水分解試験② (M.A₃ 及び M.A₄)

M.A₃ または M.A₄ を pH 4.0 及び 7.0 (ともにリン酸塩緩衝液) ならびに pH 9.0 (ホウ酸塩緩衝液) の各緩衝液にそれぞれ 12 μg/L となるように添加し、50±1°C で 5 日間インキュベートして加水分解試験が実施された。

M.A₃ 及び M.A₄ は、pH 4.0 及び 7.0 の緩衝液において 83~95% TAR、pH 9.0 の緩衝液では 60~69% TAR となり、減少が認められた。(参照 12、13)

(3) 加水分解試験③ (M.A₃ 及び M.A₄)

M.A₃ あるいは M.A₄ を pH 1.2 (塩酸緩衝液)、pH 4.0 (クエン酸塩緩衝液)、pH 7.0 (リン酸塩緩衝液) 及び pH 9.0 (ホウ酸塩緩衝液) の滅菌緩衝液にそれぞれ 400 μg/L となるように添加し、pH 1.2 では 37°C の暗条件下で 30 日間、pH 4.0、7.0 及び 9.0 では 25 及び 40°C で 60 日間インキュベートして加水分解試験が実施された。

M.A₃ 及び M.A₄ の推定半減期は、pH 4.0 及び 7.0 で 1 年以上と安定であったが、pH 9.0 では、25°C で 270~340 日、40°C で 43~45 日であった。また、pH 1.2 での推定半減期は 35~40 日であった。(参照 14、15)

(4) 水中光分解試験① (¹⁴C-M.A₃ 及び ¹⁴C-M.A₄)

¹⁴C-M.A₃ または ¹⁴C-M.A₄ のメタノール溶液を、蒸留水 (pH 7.44)、自然水 (河川水、滋賀、pH 7.19) に加えて約 400 μg/L の溶液を調製し、25±2°C

でキセノンランプ（光強度：99～102 W/m²、測定波長：300～700 nm）を 3 日間連続照射して水中光分解試験が実施された。

両供試水において M.A₃ 及び M.A₄ の分解は速やかで、照射 3 日後の放射量は蒸留水及び自然水で、M.A₃ が 15.0 及び 27.6%TAR、M.A₄ が 16.9 及び 24.0%TAR であった。光分解物として M.A₃（同 M.A₄）-⑩が照射 3 日後に 4.0～8.0%TAR 認められた。他に、M.A₃（同 M.A₄）-②、③及び⑤を同定したが、生成量は微量であった。照射 3 日後には ¹⁴CO₂ が 0.3～1.8%TAR 検出された。

推定半減期は M.A₃ で 22.9～35.5 時間、M.A₄ で 26.5～31.9 時間であった。太陽光（北緯 35°、春）照射に換算した推定半減期は、M.A₃ で 28.6～44.4 時間、M.A₄ で 33.1～39.9 時間であった。また、主分解物 M.A₃（同 M.A₄）-⑩の推定半減期も 26.6～45.0 時間と短かった。（参照 16、17）

（5）水中光分解試験②（M.A₃ 及び M.A₄）

M.A₃ または M.A₄ を滅菌した蒸留水（pH 6.75）及び自然水（河川水、滋賀、pH 7.03）に約 400 µg/L となるように加えた後、25.2℃でキセノンランプ（光強度：100 W/m²、測定波長：300～700 nm）を 7 日間連続照射して水中光分解試験が実施された。

両供試水において M.A₃ 及び M.A₄ の分解は速やかで、照射 7 日後の残存率は極めて小さかった（0.6%TAR 以下）。推定半減期は、蒸留水及び自然水いずれも M.A₃ で 16.8～19.2 時間（0.7～0.8 日）、M.A₄ で 14.4 時間（0.6 日）であった。（参照 18、19）

6. 土壌残留試験

火山灰土・埴壤土（茨城）及び沖積土・砂壤土（滋賀）を用いて、ミルベメクチン（M.A₃ 及び M.A₄）を分析対象化合物とした土壌残留試験（容器内及び圃場）が実施された。推定半減期は表 13 に示されている。（参照 20）

表 13 土壌残留試験成績

試験	濃度*	土壌	推定半減期 (日)
			ミルベメクチン
容器内試験	0.8 mg/kg	火山灰土・埴壤土	12
		沖積土・砂壤土	18
圃場試験	150 g ai/ha ×2	火山灰土・埴壤土	33
		沖積土・砂壤土	16

※容器内試験で純品、圃場試験で乳剤を使用

7. 作物残留試験

野菜、果実、豆類及び茶を用いて、ミルベメクチン (M.A₃及び M.A₄) を分析対象化合物とした作物残留試験が実施された。

結果は別紙 3 に示されている。ミルベメクチン (M.A₃+M.A₄) の最高値は、しそ (葉) の最終散布 1 日後における 1.46 mg/kg であった。(参照 21~23)

別紙 3 の作物残留試験の分析値を用いて、ミルベメクチンを暴露評価対象化合物とした際に食品中から摂取される推定摂取量が表 14 に示されている (別紙 4 参照)。

なお、本推定摂取量の算定は、申請された使用方法からミルベメクチンが最大の残留を示す使用条件で、すべての適用作物に使用され、加工・調理による残留農薬の増減が全くないとの仮定の下に行った。

表 14 食品中から摂取されるミルベメクチンの推定摂取量

	国民平均 (体重:53.3 kg)	小児 (1~6 歳) (体重:15.8 kg)	妊婦 (体重:55.6 kg)	高齢者 (65 歳以上) (体重:54.2 kg)
摂取量 (µg/人/日)	18.7	14.3	16.0	18.7

8. 一般薬理試験

マウス、ラット及びウサギを用いた一般薬理試験が実施された。結果は表 15 に示されている。(参照 24)

表 15 一般薬理試験

試験の種類	動物種	動物数 匹/群	投与量 (mg/kg 体重) (投与経路)	最大無作用量 (mg/kg 体重)	最小作用量 (mg/kg 体重)	結果の概要
中枢神経系	ddY マウス	雄 12	0、1、10、100 (経口) ^a	100	—	ほとんど影響なし
		雄 10		10	100	100 mg/kg 体重で麻酔 持続時間延長
				10	100	100 mg/kg 体重で軽度 の抑制
				10	100	100 mg/kg 体重で軽度 の抑制
				100	—	ほとんど影響なし

試験の種類	動物種	動物数 匹/群	投与量 (mg/kg 体重) (投与経路)	最大無作用量 (mg/kg 体重)	最小作用量 (mg/kg 体重)	結果の概要	
呼吸循環器系	呼吸数、 血圧、 心拍数	SD ラット	雄 5	0、100 (十二指腸) ^a	100	—	ほとんど影響なし
平滑筋	摘出回腸	日本 白色種 ウサギ	雄 5	10 ⁻⁶ 、10 ⁻⁵ 、 10 ⁻⁴ g/mL (<i>in vitro</i>) ^b	10 ⁻⁵ g/mL	10 ⁻⁴ g/mL	10 ⁻⁴ g/mL で、摘出ウ サギ回腸自発運動に対 して軽度の抑制
消化器系	腸管内輸送能	ddY マウス	雄 10	0、1、10、100 (経口) ^a	100	—	ほとんど影響なし
骨格筋	神経一筋	SD ラット	雄 5	10 ⁻⁶ 、10 ⁻⁵ 、 10 ⁻⁴ g/mL (<i>in vitro</i>) ^b	10 ⁻⁵ g/mL	10 ⁻⁴ g/mL	10 ⁻⁴ g/mL 投与群で、 軽度の収縮力抑制
血液	血液凝固	SD ラット	雄 10	0、1、10、100 (経口) ^a	100	—	ほとんど影響なし

注) 溶媒として^aは1%Tween80を、^bは10%DMSOを用いた。
—: 最小作用量が設定できない。

9. 急性毒性試験

(1) 急性毒性試験 (原体)

ミルベメクチン原体のマウス、ラット及びビヌを用いた急性毒性試験が実施された。結果は表 16 に示されている。(参照 25~29)

表 16 急性毒性試験結果概要 (原体)

投与経路	動物種	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
		雄	雌	
経口	ICR マウス 雌雄各 10 匹	324	313	鎮静、歩行異常及び歩行困難
	Fischer ラット 雌雄各 10 匹	762	456	呼吸不整、うずくまり、ふらつき歩 行、歩行不能もしくは正向反射消 失、体温低下及び流涙、体重減少ま たは増加抑制
	ビーグル犬 雌雄各 2 匹	確実中毒量		嘔吐、流涎、鎮静、振戦、体重減少、 摂餌量減少、肺暗赤色化及び水腫、 胃粘膜の赤色化及び偽膜様物付着
経皮	Fischer ラット 雌雄各 10 匹	>5,000	>5,000	症状及び死亡例なし

吸入	Fischer ラット 雌雄各 10 匹	LC ₅₀ (mg/L)		閉眼及び遅くて深い呼吸、口鼻及び眼周囲の赤褐色の汚れ、異常姿勢、自発運動低下、陰部及び口鼻周囲の濡れ、よろめき歩行、眼球色の暗調化、流涙、陰部周囲の被毛の汚れ及び眼周囲の脱毛、体重減少または増加抑制、途中死亡動物で鼻吻部・陰部周囲の被毛の汚れ、喉頭・気管内白色内容物、眼脂または流涙
		1.90	2.80	

(2) 急性毒性試験（代謝物及び原体混在物）

ミルベメクチンの代謝物及び原体混在物の ddY マウス（雌雄各 6～10 匹）を用いた急性毒性試験が実施された。結果は表 17 に示されている。（参照 30）

表 17 急性毒性試験結果概要（代謝物及び原体混在物）

被験物質	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
	雄	雌	
M.A ₃ -②	>5,000	>5,000	行動不活発、復位の姿勢及び立毛
M.A ₄ -②	>5,000	>5,000	自発行動の抑制、復位の姿勢、失禁及び下痢
M.A ₃ -④	>5,000	>5,000	症状及び死亡例なし
M.A ₄ -④	3,880	3,550	行動不活発、ふらつき及び脱力
M.A ₃ -⑧	>2,000	≥2,000	自発行動抑制、腹這い、呼吸数減少及び異常鼻音
M.A ₄ -⑧	204	176	自発行動抑制、腹這い、呼吸数減少及び異常鼻音
M.A ₃ -⑩	490	520	自発行動抑制、ふらつき歩行、脱力及び呼吸数減少
M.A ₄ -⑩	1,570	1,520	行動停止、脱力、腹這い及び呼吸数減少
A	>5,000	>5,000	軽度の行動不活発、腹這い及び呼吸数減少
B	>5,000	>5,000	行動不活発、呼吸数減少及び脱力症状

(3) 急性毒性試験（M.A₃及びM.A₄）

M.A₃及びM.A₄のマウス及びラットを用いた急性毒性試験が実施された。結果は表 18 に示されている。（参照 31～32）

表 18 急性毒性試験結果概要 (M.A₃ 及び M.A₄)

投与経路	動物種	被験物質	LD ₅₀ (mg/kg 体重)		観察された症状
			雄	雌	
経口	ICR マウス 雌雄各 5 匹	M.A ₃	3,100	1,650	鎮静、伏臥位、流涙、尿失禁、呼吸微弱、体温降下及び体重増加抑制
		M.A ₄	340	390	鎮静、呼吸微弱及び体温降下
経皮	Wistar ラット 雌雄各 5 匹	M.A ₃	>2,000	>2,000	症状及び死亡例なし
		M.A ₄	>2,000	>2,000	症状及び死亡例なし

(4) 急性神経毒性試験 (ラット)

SD ラット (一群雌雄各 5~10 匹) を用いた強制経口 (原体: 0、20、60、100 及び 500 mg/kg 体重) 投与による急性神経毒性試験が実施された。なお、最初の日には 500 mg/kg 体重を投与した雌 5 匹が死亡したため、500 mg/kg 体重投与群の残りの雌 5 匹への投与量を変更し、これら 5 匹と代替用の 3 匹に 60 mg/kg 体重の用量で投与した。

本試験での死亡率は表 19 に示されている。500 mg/kg 体重投与群の雌で死亡率が 100% となった。

表 19 急性神経毒性試験 (ラット) における死亡率

投与量 (mg/kg 体重)		0	20	60	100	500
死亡数 /供試動物数	雄	0/10	0/10	—	0/10	0/10
	雌	0/10	0/10	0/8	1/10	5/5

各投与群で認められた毒性所見は表 20 に示されている。

500 mg/kg 体重投与群の雄で、投与 1 日に握力の低下がみられ、これは同群の全体的な自発運動の減少と相関していた。20 mg/kg 体重以上投与群の雌雄では投与 1 日に自発運動量の低下が認められた。

本試験において、20 mg/kg 体重以上投与群の雌雄に自発運動量低下が認められたので、無毒性量は雌雄とも 20 mg/kg 体重未満であると考えられた。(参照 33)

表 20 急性神経毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
500 mg/kg 体重	・握力低下	・うずくまり姿勢 ・活動不活発 ・角膜反応の欠如を伴う接近 または接触に対する無反応 及び空中正向反射の欠如
100 mg/kg 体重以上	・運動失調、活動低下	・死亡
60 mg/kg 体重以上		・振戦、運動失調、活動低下、 横臥及び呼吸不整
20 mg/kg 体重以上	・自発運動量低下	・自発運動量低下

10. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性

NZW ウサギを用いた眼刺激性試験及び皮膚刺激性試験が実施され、ミルベメクチン原体にウサギの眼に対して軽度の刺激性が認められ、皮膚刺激性は認められなかった。（参照 34、35）

Hartley モルモットを用いた皮膚感作性試験（Buehler 法及び Maximization 法）が実施され、ミルベメクチン原体に皮膚感作性は認められなかった。（参照 36、37）

11. 亜急性毒性試験

(1) 90 日間亜急性毒性試験（ラット）

Fischer ラット（一群雌雄各 10 匹）を用いた混餌（原体：0、375、750、1,500 及び 3,000 ppm：平均検体摂取量は表 21 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 21 90 日間亜急性毒性試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群		375 ppm	750 ppm	1,500 ppm	3,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	25.0	49.1	101	213
	雌	27.8	55.7	116	231

各投与群で認められた毒性所見は表 22 に示されている。

3,000 ppm 投与群の雌雄で全例に投与開始 3 週目頃より、上下の切歯が異常に伸びる現象が認められたが、その原因については明らかでなかった。

本試験において、750 ppm 以上投与群の雌雄で T.Chol 増加等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 375 ppm（雄：25.0 mg/kg 体重/日、雌：27.8 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 38）

表 22 90 日間亜急性毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
3,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・眼瞼の汚れ、過敏、歩行のふらつき及び上下切歯の伸長 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・食餌効率低下 ・リンパ球百分率減少、好中球百分率増加 ・AST、ALT、T.Bil、TP、カルシウム減少 ・ALP、カリウム、リン増加 ・脾造血活性亢進 ・胸腺退縮 	<ul style="list-style-type: none"> ・眼瞼の汚れ、過敏、歩行のふらつき及び上下切歯の伸長 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・食餌効率低下 ・網状赤血球数増加 ・A/G 比、カルシウム減少 ・ALP、カリウム増加 ・子宮比重量減少 ・脾造血活性亢進 ・胸腺退縮
1,500 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> ・Hb、Ht 減少 ・WBC、好中球実数、PLT 増加 ・副腎比重量⁴増加 ・肝細胞肥大 ・副腎束状帯細胞肥大 ・骨髓造血活性亢進 	<ul style="list-style-type: none"> ・ナトリウム減少 ・肝細胞肥大 ・副腎束状帯細胞肥大 ・骨髓造血活性亢進
750 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> ・MCH、MCV 減少 ・Fib 増加 ・T.Chol 増加 	<ul style="list-style-type: none"> ・Hb、Ht、MCHC 減少 ・RBC 増加 ・T.Chol 増加
375 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし

(2) 90 日間亜急性毒性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 12 匹）を用いた混餌（原体：0、500、1,000、2,000 及び 4,000 ppm：平均検体摂取量は表 23 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 23 90 日間亜急性毒性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群		500 ppm	1,000 ppm	2,000 ppm	4,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	56.8	113	226	439
	雌	68.1	138	286	499

各投与群で認められた毒性所見は表 24 に示されている。

2,000 ppm 投与群の雄 1 例及び 1,000 ppm 投与群の雌 1 例に死亡が確認されたのみで、死亡率に投与の影響は認められなかった。

本試験において、2,000 ppm 以上投与群の雄で体重増加抑制等が、雌で Hb、MCH 減少等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 1,000 ppm（雄：113 mg/kg 体重/日、雌：138 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 39）

⁴ 体重比重量を比重量という（以下同じ）。

表 24 90 日間亜急性毒性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
4,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・食餌効率低下 ・腎比重量増加 	<ul style="list-style-type: none"> ・切歯の伸長 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・食餌効率低下 ・Ht、MCV 減少 ・副腎比重量増加
2,000 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・肝比重量増加 	<ul style="list-style-type: none"> ・Hb、MCH 減少 ・腎比重量増加
1,000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

(3) 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 4 匹）を用いたカプセル経口（原体：0、3、10 及び 30 mg/kg 体重/日）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

各投与群で認められた毒性所見は表 25 に示されている。

3 及び 10 mg/kg 体重/日投与群で T.Bil の増加が認められたが、一時的増加であり、30 mg/kg 体重/日投与群ではみられなかったことから、偶発的な変化と考えられた。

本試験において、10 mg/kg 体重/日以上投与群の雌雄で飼料嘔吐等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 3 mg/kg 体重/日であると考えられた。（参照 40）

表 25 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
30 mg/kg 体重/日	<ul style="list-style-type: none"> ・鎮静、よろめき歩行、頭部の震え、眼漏 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・副腎比重量増加 	<ul style="list-style-type: none"> ・鎮静、よろめき歩行、頭部の震え、流涎、眼漏 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少
10 mg/kg 体重/日以上	<ul style="list-style-type: none"> ・飼料嘔吐、流涎 	<ul style="list-style-type: none"> ・飼料嘔吐
3 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	毒性所見なし

(4) 90 日間亜急性神経毒性試験（ラット）

SD ラット（一群雌雄各 10 匹）を用いた混餌（原体：0、150、375 及び 750 ppm：平均検体摂取量は表 26 参照）投与による 90 日間亜急性神経毒性試験が実施された。

表 26 90日間亜急性神経毒性試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群		150 ppm	375 ppm	750 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	12.3	32.0	59.4
	雌	13.4	35.6	72.4

軸索変性及びミエリン変性が時に認められたが、対照群、投与群ともに同程度に認められ、本系統及び週齢のラットに一般的にみられる所見であることから、投与に関連しない変化であると考えられた。

本試験において、最高用量投与群においても投与の影響は認められなかったため、無毒性量は雌雄とも本試験の最高用量 750 ppm（雄：59.4 mg/kg 体重/日、雌：72.4 mg/kg 体重/日）であると考えられた。神経毒性は認められなかった。（参照 41）

1 2. 慢性毒性試験及び発がん性試験

(1) 1年間慢性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 6 匹）を用いたカプセル経口（原体：0、3、10 及び 30 mg/kg 体重/日）投与による 1 年間慢性毒性試験が実施された。

各投与群で認められた毒性所見は表 27 に示されている。

本試験において、30 mg/kg 体重/日投与群の雄でよろめき歩行等、10 mg/kg 体重/日以上投与群の雌で体重増加抑制が認められたので、無毒性量は雄で 10 mg/kg 体重/日、雌で 3 mg/kg 体重/日であると考えられた。（参照 42）

表 27 1年間慢性毒性試験（イヌ）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
30 mg/kg 体重/日	・鎮静、よろめき歩行 ・T.Chol、カルシウム増加	・泡沫液嘔吐、飼料嘔吐、鎮静、 よろめき歩行、振戦、流涎 ・摂餌量減少
10 mg/kg 体重/日以上	10 mg/kg 体重/日以下	・体重増加抑制
3 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	毒性所見なし

(2) 2年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）

Fischer ラット（一群雌雄各 80 匹）を用いた混餌（原体：0、15、150 及び 750 ppm：平均検体摂取量は表 28 参照）投与による 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験が実施された。なお、750 ppm 投与群については、投与当初は 1,500 ppm とされていたが、雌で切歯の伸長が認められ摂餌が困難となったため、7 週から雌雄とも 750 ppm とされた。

表 28 2年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群		15 ppm	150 ppm	750 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	0.71	6.81	32.6
	雌	0.92	8.77	44.4

各投与群で認められた毒性所見は表 29 に示されている。

死亡率及び腫瘍性病変の発生頻度には、対照群と各投与群の間で有意な差は認められなかった。

本試験において、750 ppm 投与群の雌雄で腎比重量増加等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 150 ppm（雄：6.81 mg/kg 体重/日、雌：8.77 mg/kg 体重/日）であると考えられた。発がん性は認められなかった。（参照 43）

表 29 2年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
750 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・粗毛 ・摂餌量増加 ・MCH、MCV 減少 ・AST 減少、T.Chol 増加 ・肝、腎比重量増加 ・毛嚢拡張 ・慢性腎症（中等度）増加 	<ul style="list-style-type: none"> ・粗毛 ・切歯伸長（1,500 ppm 投与時） ・体重増加抑制 ・摂餌量増加 ・MCH、MCV 減少、RBC 増加 ・AST、ALT 減少、T.Chol 増加 ・腎、副腎、子宮比重量増加 ・毛嚢拡張
150 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

（3）2年間発がん性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 60 匹）を用いた混餌（原体：0、20、200 及び 2,000 ppm：平均検体摂取量は表 30 参照）投与による 2 年間発がん性試験が実施された。

表 30 2年間発がん性試験（マウス）の平均検体摂取量

投与群		20 ppm	200 ppm	2,000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	1.95	18.9	193
	雌	1.97	19.6	231

各投与群で認められた毒性所見は表 31 に示されている。

対照群と各投与群間の死亡率に有意差は認められなかった。

非腫瘍性病変については、各投与群の雌雄において種々の病変が有意に増減したが、いずれも偶発的なものと判断された。腫瘍性病変の発生頻度には、対照群と投与群の間で有意な差は認められなかった。

本試験において、2,000 ppm 投与群の雌雄で体重増加抑制等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 200 ppm（雄：18.9 mg/kg 体重/日、雌：19.6 mg/kg

体重/日) であると考えられた。発がん性は認められなかった。(参照 44)

表 31 2 年間発がん性試験 (マウス) で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
2,000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> ・切歯伸長 ・体重増加抑制 	<ul style="list-style-type: none"> ・切歯伸長 ・体重増加抑制 ・摂餌量減少 ・食餌効率低下 ・削瘦、小型化 ・肝、腎、副腎比重量増加
200 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

1 3. 生殖発生毒性試験

(1) 2 世代繁殖試験 (ラット)

SD ラット (一群雌雄各 24 匹) を用いた混餌 (原体: 0、50、200 及び 800 ppm: 平均検体摂取量は表 32 参照) 投与による 2 世代繁殖試験が実施された。

表 32 2 世代繁殖試験 (ラット) の平均検体摂取量

投与群		50 ppm	200 ppm	800 ppm	
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	P 世代	雄	3.3	13.4	53.3
		雌	3.7	14.8	60.5
	F ₁ 世代	雄	4.2	17.4	65.6
		雌	4.7	18.8	75.7

各投与群で認められた毒性所見は表 33 に示されている。

親動物では、200 及び 800 ppm 投与群の雌で背側腰部の被毛汚染が認められたが、毒性学的意味は明らかでなかった。

本試験において、親動物では 800 ppm 投与群の F₁ 世代の雄で摂餌量減少、P 及び F₁ 世代の雌で体重増加抑制等が、児動物では 800 ppm 投与群の F₁ 及び F₂ 世代で体重増加抑制等が認められたので、無毒性量は親動物の雌雄及び児動物で 200 ppm (P 雄: 13.4 mg/kg 体重/日、P 雌: 14.8 mg/kg 体重/日、F₁ 雄: 17.4 mg/kg 体重/日、F₁ 雌: 18.8 mg/kg 体重/日) であると考えられた。繁殖能に対する影響は認められなかった。(参照 45)