

二酸化炭素以外の分解物の主たるものは、フェンヘキサミドの脱塩素を伴う縮合あるいは重合により形成された 2 量体(X)、3 量体(XIII)であった。このほか、フェンヘキサミドの芳香環の水酸基のメチル化(IX)および脱塩素化が起こり、芳香環の開裂を経て分解された。試験開始後抽出性放射能は急速に減少し、結合性放射能が 60 日までに最大 81%に達したが、その後減少に転じた。滅菌土壌中では、試験開始 28 日後で結合性放射能は 5.8%であった。このことから好氣的土壌中での結合性放射能は微生物によるフェンヘキサミドの分解物であると考えられる。(参照 9)

## (2) 土壌吸着試験

4 種類の土壌 [淡色黒ボク土 (北海道)、細粒グライ土 (石川)、褐色火山灰土 (茨城) 及び砂丘未熟土 (宮崎)] を用いてフェンヘキサミドの土壌吸着試験が実施された。

Freundlich の吸着係数  $K_{ads}$  は 2.45~12.7、有機炭素含有率により補正した吸着係数  $K_{oc}$  は 157~892 であった。(参照 10)

## (3) エージング土壌におけるカラムリーチング試験

$^{14}C$ -フェンヘキサミドを BBA2-1 砂土 (ドイツ) に乾土当たり 2.45 mg/kg (実測値 231  $\mu g/100g$ ) となるように添加し、1 又は 30 日間、 $20 \pm 1^\circ C$  の暗条件下でエージングした土壌をカラム (内径 50 mm、充填高さ約 28 cm) に積層し、水 393 mL を継続的に 48 時間溶出させ、フェンヘキサミドのエージング土壌におけるカラムリーチング試験が実施された。

エージング期間中において、フェンヘキサミドは速やかに分解され、処理 0 日の 72.1% TAR が処理 30 日後の 1.5% TAR (処理後 30 日) へ減少した。分解物 XIV、IX、XIII 及び X 等は、処理 1 日後に最大値を示し (2.5~8.3% TAR)、その後、減少した (処理 30 日後で 1.3~2.7% TAR)。二酸化炭素は、処理 1 日後で 0.6% TAR から処理 30 日後の 13.7% TAR へ増加した。

溶出液中に認められた放射能は、エージング期間 1 及び 30 日でそれぞれ 2.2 及び 1.8% TAR であった。土壌では 80~90% TAR が上層の 1 及び 2 分画に留まっていた。その他の土壌分画に認められた放射能はエージング期間 1 及び 30 日でそれぞれ 5 及び 2% TAR であった。土壌分画 1 には 85% TAR の放射能が検出され、そのうち 2.2% TAR が未変化体として検出された。(参照 11)

## 4. 水中運命試験

### (1) 加水分解試験

フェンヘキサミドを pH5 の酢酸緩衝液、pH7 のトリス緩衝液及び pH9 のホウ酸緩衝液に 1.25 mg ai/L となるように加えた後、暗条件下の  $25^\circ C$  で 30 日間インキュベートし、フェンヘキサミドの加水分解試験が実施された。

フェンヘキサミドは pH5、7 及び 9 の条件で分解物は全く認められず、全試料の放射能の全てが未変化のフェンヘキサミドであった。

以上のことより、本条件下において、フェンヘキサミドの加水分解はないと考えら

れた。(参照 12)

## (2) 水中光分解試験(緩衝液)

<sup>14</sup>C-フェンヘキサミドを 0.01M リン酸緩衝液 (pH7) に 1.10 mg/L となるように加えた後、25±1℃で UV ガラスフィルター付のキセノンランプ (10.6 W/m<sup>2</sup>、測定波長：300-400 nm) を 15 日間連続照射し、フェンヘキサミドの緩衝液での水中光分解試験が実施された。

フェンヘキサミドは光照射により速やかに分解され、二酸化炭素への無機化は経時的に進行し、照射 15 日間の総量は 41.1% TAR であった。暗所保管試料においては、二酸化炭素は検出されなかった。キセノンランプ下における半減期は 1 時間であった。

北緯 40 度の真夏正午におけるフェンヘキサミドの推定半減期は 1.8 時間と考えられた。

フェンヘキサミドは速やかに分解し、照射 0.5 時間後で 53.5% TAR、3 時間後で 6.7% TAR、24 時間後には検出限界未満となった。

分解物 XVII が増加し、処理 1 時間後に最大 (23.6% TAR) となり、その後減少し、24 時間後には検出限界未満となった。分解物 XV 及び XVI は、処理 3 時間後に最大となりそれぞれ 7.6 及び 4.4% TAR になった後、減少した (処理後 24 時間でそれぞれ 2.1 及び 1.2% TAR)。フェンヘキサミドの脱塩素化、水酸化が段階的に進み、分解物 XVIII 及び XX は処理 24 時間後にそれぞれ 3.8 及び 31.4% TAR、分解物 XXI 及びペンタオール体の合計は処理 5 時間後に 22.3% TAR となった。フェニル環が開裂して二酸化炭素へ分解する中間体のコハク酸 (分解物 XXIII) は 15 日後に最大の 27.3% TAR となった。45 日間の補充実験では二酸化炭素の生成量は 49.5% TAR に達し、極性代謝物は二酸化炭素へ分解することが示された。

フェンヘキサミドの緩衝液中の光分解では、まず、脱塩素化に伴うベンゾオキサゾールの形成からフェニル環の脱塩素化が進み、次いで、フェニル環に段階的に水酸化が起き、環開裂を経て二酸化炭素への無機化が進むと考えられた。(参照 13)

## (3) 水中光分解試験(自然水)

<sup>14</sup>C-フェンヘキサミドを自然水 (ライン川；モンハイム、pH7.98) に 2 mg/L となるように加えた後、25±1℃で UV ガラスフィルター付のキセノンランプ (14.2 W/m<sup>2</sup>、測定波長：300-400 nm) を 24 時間連続照射し、フェンヘキサミドの自然水での水中光分解試験が実施された。

フェンヘキサミドは光照射により分解され、二酸化炭素への無機化は経時的に進行し、照射 24 時間で発生した二酸化炭素は 15.8% TAR であった。暗所保管試料においては、二酸化炭素は検出されなかった。

北緯 40 度の真夏正午におけるフェンヘキサミドの推定半減期は 0.8 時間と考えられた。

フェンヘキサミドは非常に速やかに分解し、照射 0.5 時間後で 39.7% TAR、1 時間後で 21.4% TAR、3 時間後には検出限界未満となった。

フェンヘキサミドに代わって分解物 XVII が増加し、処理 0.5 時間後に最大

(23.5%TAR) となり、その後減少し、10 時間後には検出限界未満となった。脱塩素化反応により分解物 XV は処理 1 時間後で最大 (4.4%TAR)、分解物 XVI は、処理 0.5 時間後に最大 (6.9%TAR) となった後、減少した (処理後 3 時間でそれぞれ 1.4 及び 0.4%TAR)。

フェンヘキサミドの自然水中の光分解では、まず、脱塩素化に伴うベンゾオキサゾールの形成からフェニル環の脱塩素化が進み、次いで、フェニル環に段階的に水酸化が起き、環開裂を経て二酸化炭素への無機化が進むと考えられた。(参照 14)

## 5. 土壌残留試験

火山灰壤土 (栃木)、沖積砂壤土 (新潟) を用いて、フェンヘキサミド及び代謝物 IX を分析対象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 6 に示されている。フェンヘキサミドとしては、容器内で 5.9~10.9 時間、圃場では 2.2~2.5 日であった。代謝物 IX は試験期間を通して検出限界未満であった。(参照 15)

表 6 土壌残留試験成績 (推定半減期)

試験	濃度 <sup>1)</sup>	土壌	フェンヘキサミド
容器内試験	0.2 mg/kg	火山灰壤土	10.9 時間
		沖積砂壤土	5.9 時間
圃場試験	160 g ai/ha	火山灰壤土	2.2 日
		沖積砂壤土	2.5 日

1) : 容器内試験で原体、圃場試験で水和剤を使用

## 6. 作物残留試験

野菜、果実及びホップを用いて、フェンヘキサミド及び代謝物 II、V 及び VI を分析対象化合物とした作物残留試験が実施された。分析法はアセトンで抽出した試料を精製後、フェンヘキサミドについては、ガスクロマトグラフ (NPD) を用い、代謝物 II、V 及び VI は液体クロマトグラフィー (ELCD) を用い、定量するものであった。

結果は別紙 3 のとおりであり、フェンヘキサミドの最高値は、2500~3500 g ai/ha で 2 回散布し、最終散布後 21 日目におけるホップの 75 mg/kg であった。

代謝物 II、V、VI について、温州みかん、夏みかん、もも、ぶどうを用いて作物残留試験が実際されており、代謝物 II の最高値は、1500 g ai/ha で 2 回散布し、最終散布後 7 日目におけるもも (果皮) の 1.21 mg/kg、代謝物 V の最高値は、1500 g ai/ha で 2 回散布し、最終散布後 42 日目におけるデラウエアの 0.76 mg/kg、代謝物 VI の最高値は、1500 g ai/ha で 2 回散布し、最終散布後 21 日目における巨峰の 0.26 mg/kg であった。(参照

16、17)

別紙 3 の作物残留試験の分析値を用いて、フェンヘキサミドを暴露評価対象化合物として国内で栽培される農産物から摂取される推定摂取量を表 7 に示した(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フェンヘキサミドが最大の残留を示す使用条件で、今回申請されたホップを含む全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もとに行った。

表 7 食品中より摂取されるフェンヘキサミドの推定摂取量

	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 ( $\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$ )	89.2	65.0	49.9	73.3

7. 一般薬理試験

マウス、ウサギ及びラットを用いた一般薬理試験が実施された。結果は表 8 に示されている。(参照 47)

表 8 一般薬理試験

試験の種類	動物種	動物数 匹/群	投与量 $\text{mg}/\text{kg}$ 体重 (投与経路)	無作用量 $\text{mg}/\text{kg}$ 体重	作用量 $\text{mg}/\text{kg}$ 体重	結果の概要
中枢神経系	一般状態	マウス	雄 5 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
		ウサギ	雄 5 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
	自発運動	マウス	雄 5 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
	体温	ウサギ	雄 3 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
自律神経系	瞳孔	ウサギ	雄 3 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
呼吸循環器系	呼吸数・ 血圧・ 心拍数・ 心電図	ウサギ	雄 3 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
体性神経系	運動機能	マウス	雄 5 0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。

試験の種類		動物種	動物数 匹/群	投与量 mg/kg 体重 (投与経路)	無作用量 mg/kg 体重	作用量 mg/kg 体重	結果の概要
消化管	炭末輸送能	マウス	雄 5	0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
腎臓	腎機能	ラット	雄 4	0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
血液	凝固時間	ラット	雄 5	0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
	溶血 <i>in vivo</i>	ラット	雄 5	0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。
	溶血 <i>in vitro</i>	ラット	雄 5	0,2500,5000 (経口)	5000	—	投与による影響なし。

## 8. 急性毒性試験

### (1) 急性毒性試験 (ラット及びマウス)

フェンヘキサミドの Wistar ラット、NMRI マウスを用いた急性経口毒性試験、Wistar ラットを用いた急性経皮毒性試験及び急性吸入毒性試験が実施された。各試験の結果は表 9 に示されている。(参照 18~21)

表 9 急性毒性試験結果概要

投与経路	動物種	LD <sub>50</sub> (mg/kg 体重)		観察された症状
		雄	雌	
経口	Wistar ラット	>5000	>5000	症状なし
	NMRI マウス	>5000	>5000	雌雄：アパシー、立毛 雌：痙性歩行
経皮	Wistar ラット	>5000	>5000	症状なし
吸入 (ダスト)	Wistar ラット	LC <sub>50</sub> (mg/L)		症状なし
		>5.06	>5.06	
吸入 (エアロゾル)	Wistar ラット	>0.322	>0.322	症状なし

### (2) 急性神経毒性試験 (ラット)

Wistar ラット (一群雌雄各 12 匹) を用いた強制経口 (原体: 0、200、630 及び 2000 mg/kg 体重) 投与による急性神経毒性試験が実施された。

2000 mg/kg 体重投与群の雄で投与 0 日目に体温低下が認められたが 7 日目以降の検査時には認められなかった。

630 mg/kg 体重投与群の雄でオープンフィールドにおける立ち上がり回数の減少が

認められたが、用量相関性がなかったこと、自発運動量の検査で活動量の低下を示す結果が得られていないことから投与の影響とは考えられなかった。

2000 mg/kg 体重投与群の雄で脳絶対重量の低下が認められたが、用量相関性がな  
いことから投与の影響とは考えられなかった。

自発運動量及び肉眼的病理所見、病理組織学的検査では投与の影響は認められ  
なかった。

本試験において、2000 mg/kg 体重投与群の雄で体温低下が認められたため、無毒  
性量は雄で 630 mg/kg 体重、雌で 2000 mg/kg 体重であると考えられた。神経毒性は  
認められなかった。(参照 22)

## 9. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験

NZW ウサギ(雌)を用いた眼一次刺激性試験及び皮膚一次刺激性試験が実施された。  
その結果、皮膚刺激性及び眼刺激性は認められなかった。(参照 23)

DH モルモット(雌)を用いた皮膚感作性試験(Maximization 法)と、DHPW モル  
モット(雄)を用いた皮膚感作性試験(Buehler 法)が実施された。その結果、いずれ  
の試験においても皮膚感作性は認められなかった。(参照 24、25)

NMRI マウス(雌)を用いた局所リンパ節増殖試験が実施された。その結果、経皮投  
与による感作性の徴候は認められなかった。(参照 26)

## 10. 亜急性毒性試験

### (1) 90 日間亜急性毒性試験(ラット1)

Wistar ラット(一群雌雄各 10 匹)を用いた混餌(原体:0、2500、5000、10000  
及び 20000 ppm:平均検体摂取量は表 10 参照)投与による 90 日間亜急性毒性試験  
が実施された。

表 10 ラット 90 日間亜急性毒性試験の平均検体摂取量

投与群		2500 ppm	5000 ppm	10000 ppm	20000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	202	415	904	1900
	雌	270	549	1130	2820

各投与群で認められた毒性所見は表 11 に示されている。

10000 ppm 投与群の雄、2500 及び 20000 ppm 投与群の雌にみられた Hb の増加、  
20000 ppm 投与群の雄にみられた MCH の減少、20000 ppm 投与群の雌雄にみられ  
た PLT の減少及び増加、雄にみられた TP の延長、2500 及び 10000 ppm 投与群の雌  
にみられた WBC の減少については、一貫性あるいは用量相関性がなく、背景デー  
タの範囲内であったことから、投与の影響とは考えられなかった。

10000 ppm 投与群の雄で認められた ALP の増加は用量相関性がみられず、また、  
ALP の変化を裏付けるような病理組織学的変化が関連する臓器(肝臓、腎臓、腸管及  
び骨等)に認められないことから投与の影響とは考えられなかった。

雌雄でみられた血中 Bil の減少は、背景データの範囲内であったことから投与の影響とは考えられなかった。

20000 ppm 投与群の雌でみられた尿量の増加、比重の低下及び蛋白排泄量の減少は、背景データの範囲内であることから、投与の影響とは考えられなかった。

雄において肝比重量の減少が認められたが、対照群の 2 例に極めて高い値がみられたことが原因と考えられたため、投与の影響とは考えられなかった。

本試験において、10000 ppm 以上投与群の雄で体重増加抑制、AST 及び ALT の増加が認められ、20000 ppm 投与群の雌で肝臓にクッパー細胞の増殖巣等が認められたことから、無毒性量は雄で 5000 ppm (415 mg/kg 体重/日)、雌で 10000 ppm (1130 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 28)

表 11 ラット 90 日間亜急性毒性試験(ラット 1)で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
20000 ppm		・肝クッパー細胞の増殖巣、小葉周辺性肝細胞細胞質の暗調化及び核の濃縮、肝細胞の濃染
10000 ppm 以上	・体重増加抑制、 ・AST 増加、ALT 増加	10000 ppm 以下毒性所見なし
5000 ppm 以下	毒性所見なし	

## (2) 90 日間亜急性毒性試験 (ラット 2)

Wistar ラット (一群雌雄各 10 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、500、5000 及び 50000 ppm : 平均検体摂取量は表 12 参照) 投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 12 ラット 90 日間亜急性毒性試験の平均検体摂取量

投与群		500 ppm	5000 ppm	50000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	38.0	404	5590
	雌	47.4	553	8100

各投与群で認められた毒性所見は表 13 に示されている。

50000ppm 投与群の雄では赤血球系の影響がみられたが、軽度であり、Hb や Ht に変動はなく、赤血球形態にも異常はみられなかった。また、網状赤血球は減少傾向を示したが、骨髓組織や骨髓塗抹標本検査において、造血器系への影響は認められていないなど、貧血を示唆する結果は得られなかった。本剤により腎への影響が認められたが、これらの赤血球減少と腎との関連性を示唆する所見は認められなかった。

本試験において、5000 ppm 以上投与群の雌雄で床敷の湿潤 (尿量増加)、飲水量増加等が認められたため、無毒性量は雌雄とも 500 ppm (雄 : 38.0 mg/kg 体重/日、雌 : 47.4 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 29)

表 13 ラット 90 日間亜急性毒性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
50000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> <li>・立毛、自発運動・反応性の低下</li> <li>・体重増加抑制</li> <li>・Retic 減少、RBC 減少</li> <li>・CRE 増加、血中尿素増加、Ca 増加</li> <li>・無機リン減少</li> <li>・尿中蛋白質量・蛋白濃度減少</li> <li>・腎臓肥大、腎臓の退色</li> <li>・腎比重量増加</li> <li>・腎尿細管の好塩基性化/髄質外層、尿細管の拡張、尿細管円柱</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・立毛、自発運動の低下</li> <li>・体重増加抑制</li> <li>・無機リン増加</li> <li>・腎尿細管の好塩基性化/皮質、尿細管の拡張、尿細管円柱</li> </ul>
5000 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> <li>・床敷の湿潤（尿量増加）</li> <li>・飲水量増加</li> <li>・尿中 PA 値減少</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・床敷の湿潤（尿量増加）</li> <li>・飲水量増加</li> <li>・腎臓の退色</li> </ul>
500 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし

### (3) 90 日間亜急性毒性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 10 匹）を用いた混餌（原体：0、200、2000 及び 20000 ppm：平均検体摂取量は表 14 参照）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 14 マウス 90 日間亜急性毒性試験の平均検体摂取量

投与群		200 ppm	2000 ppm	20000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	32.5	323	3420
	雌	54.8	574	6150

各投与群で認められた毒性所見は表 15 に示されている。

20000 ppm 投与群の雌で MCH の減少が認められたが、個体別値は背景データの範囲内（13.7～17.1 pg）であり、さらに RBC、赤血球形態及び他の赤血球平均恒数並びに Hb 及び Ht に毒性学的な影響がみられていないため、投与の影響とは考えられなかった。

20000 ppm 投与群の雌にみられた好酸球数の増加及び 2000 ppm 投与群の雄にみられたリンパ球数の減少は、一貫性あるいは用量相関がないことから、投与の影響とは考えられなかった。

本試験において、20000 ppm 投与群の雌雄で飲水量増加、CRE 増加、腎尿細管拡張等が認められたため、無毒性量は雌雄とも 2000 ppm（雄：323 mg/kg 体重/日、雌：574 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 27）



表 15 マウス 90 日間亜急性毒性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
20000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 飲水量増加</li> <li>・ 血漿 CRE 増加、血漿尿素増加</li> <li>・ 腎の退色、腎臓表面の粗面化</li> <li>・ 腎比重量<sup>1</sup>の減少</li> <li>・ 腎尿細管の拡張、尿細管円柱</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 飲水量増加</li> <li>・ 血漿 CRE 増加、エリスロポエチン活性の低下</li> <li>・ 腎尿細管の好塩基性化、尿細管の拡張</li> </ul>
2000 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

(4) 90 日間亜急性毒性試験 (イヌ)

ビーグル犬 (一群雌雄各 4 匹) を用いた混餌 (原体: 0、1000、7000 及び 50000 ppm : 平均検体摂取量は表 16 参照) 投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

表 16 イヌ 90 日間亜急性毒性試験の平均検体摂取量

投与群		1000 ppm	7000 ppm	50000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	33.8	238	1740
	雌	36.8	360	1860

各投与群で認められた毒性所見は表 17 に示されている。

50000 ppm 投与群の雌でみられた子宮比重量の増加は、病理組織学的変化を伴わなかったことから、投与の影響とは考えられなかった。

7000 ppm 投与群の雌雄に近位尿細管に巨大細胞核がみられたが、同腹からの動物でも認められたことから、遺伝的要素によるものと考えられた。

本試験において、7000 ppm 以上投与群の雌雄でハインツ小体の増加が認められたため、無毒性量は雌雄とも 1000 ppm (雄: 33.8 mg/kg 体重/日、雌: 36.8 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 30)

表 17 イヌ 90 日間亜急性毒性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
50000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ RBC 減少、Hb 減少、Ht 減少</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ AST 増加、ALT 増加、ALP 増加、GLDH 増加</li> <li>・ 肝比重量増加</li> </ul>
7000 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ハインツ小体の増加</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ハインツ小体の増加</li> </ul>
1000 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし

(5) 21 日間亜急性経皮毒性試験 (ウサギ)

NZW ウサギ (一群雌雄各 5 匹) を用いて、1000 mg/kg 体重の検体を 2% の

<sup>1</sup> : 体重比重量を比重量という (以下同じ)。

CremophorEL<sup>®</sup>に50%の濃度で懸濁させ、2 mL/kg 体重の容量で11×12cmのガーゼパッドに適用し、刈毛した適用部位に貼付し、1日6時間、3週間中17日間実施する21日間亜急性経皮投与毒性試験が実施された。

投与による局所的、全身的な影響は認められなかった。

本試験における無毒性量は、雌雄で1000 mg/kg 体重/日であると考えられた。(参照31)

#### (6) 28日間亜急性吸入毒性試験(ラット)

Wistarラット(一群雌雄各10匹)を用いてダスト状にした検体(0、10、70及び500 mg/m<sup>3</sup>: 実検体暴露量は表18参照)をラットの鼻部に1日6時間、週5日間で4週間暴露する28日間亜急性吸入毒性試験が実施された。

表18 ラット28日間亜急性吸入毒性試験の実検体暴露量

目標投与量		10 mg/m <sup>3</sup>	70 mg/m <sup>3</sup>	500 mg/m <sup>3</sup>
実検体暴露量 (mg/m <sup>3</sup> )	雄	10.2	68.7	487
	雌	10.2	68.7	487

各投与群で認められた毒性所見は表19に示されている。

握力の増加/減少が認められたが、時間との関連性、用量相関性が認められないことから、投与の影響とは考えられなかった。後肢開脚幅の減少が認められたが、開脚幅が減少した時の神経毒性学的意義は明らかではなく、動物を一定期間固定し高濃度の粉塵を暴露させることによる物理的ストレス等が測定値に關与した可能性が考えられることから、その毒性学的意義は小さいと判断された。

70 mg/m<sup>3</sup>以上投与群の雌雄で肺、肺付属リンパ節および皮膚で変色(灰色)が認められたが、これに対応する病理組織学的変化が認められなかったため、毒性影響とは考えられなかった。

大腿骨骨髓塗抹標本を検査した結果、好塩基性骨髓球減少、分葉核好中球減少等の変動が認められたが、骨髓への明らかな毒性影響を示唆するものではなかった。

本試験において、500 mg/m<sup>3</sup>投与群の雌雄で肺に細気管支肺胞上皮増生等が認められたことから、無毒性量は雌雄とも68.7 mg/m<sup>3</sup>であると考えられた。(参照32)

表19 ラット28日間亜急性吸入毒性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
500 mg/m <sup>3</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 体重増加抑制</li> <li>・ Lym 減少、Seg 増加</li> <li>・ ODEM 上昇、P450 上昇</li> <li>・ 肺絶対及び比重量増加</li> <li>・ 肺細気管支肺胞上皮増生、肺胞マクロファージ色素貪食、肺付属リンパ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 体重増加抑制、尿量増加</li> <li>・ WBC 数減少、Lym 減少、Seg 増加</li> <li>・ 肺絶対及び比重量増加</li> <li>・ 肺細気管支肺胞上皮増生、肺胞マクロファージ色素貪食、肺付属リンパ節の洞組織球増殖症</li> </ul>

	節の洞組織球増殖症	
70 mg/m <sup>3</sup> 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

## 1 1. 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 4 匹) を用いた混餌 (原体: 0、500、3500 及び 25000ppm : 平均検体摂取量は表 20 参照) 投与による 1 年間の慢性毒性試験が実施された。

表 20 イヌ 1 年間慢性毒性試験の平均検体摂取量

投与群		500 ppm	3500 ppm	25000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	17.5	124	918
	雌	19.2	132	947

投与に起因する死亡は認められなかった。

各投与群で認められた毒性所見は表 21 に示されている。

雄の 500 ppm 投与群で GST 上昇、3500 ppm 投与群で ALD 低下が、また、雌の 500 ppm 投与群に ALD 低下が認められたが、それより高用量群では同様の所見が認められなかったことから、投与による影響とは考えられなかった。

本試験において、3500 ppm 以上投与群の雌雄でハインツ小体の増加等が認められたため、無毒性量は雌雄とも 500 ppm (雄: 17.5 mg/kg 体重/日、雌: 19.2 mg/kg 体重/日) であると考えられる。(参照 33)

表 21 イヌ 1 年間慢性毒性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
25000 ppm	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 栄養状態不良、体重増加抑制</li> <li>・ RBC 減少、Hb 減少、Ht 減少</li> <li>・ ALP 活性上昇</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 栄養状態不良、体重増加抑制</li> <li>・ RBC 減少、Hb 減少、Ht 減少</li> <li>・ 副腎比重量増加</li> <li>・ 副腎皮質内帯の細胞質内空胞化</li> </ul>
3500 ppm 以上	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ハインツ小体増加</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ハインツ小体増加</li> <li>・ ALP 活性上昇</li> <li>・ GST 上昇</li> </ul>
500 ppm	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)

Wistar ラット (一群雌雄各 60 匹) を用いた混餌 (原体: 0、500、5000 及び 20000 ppm : 平均検体摂取量は表 22 参照) 投与による 2 年間の慢性毒性/発がん性併合試験が実施された。

表 22 ラット 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験の平均検体摂取量

投与群		500 ppm	5000 ppm	20000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	28.0	292	1280
	雌	40.0	415	2070

検体投与に関連した死亡率の増加は認められなかった。

各投与群で認められた毒性所見は表 23 に示されている。

血液学的検査において、雄で認められた WBC の減少 (500 ppm 投与群) 及び増加 (5000 及び 20000 ppm 投与群)、MCV 及び MCHC の増加 (20000 ppm 投与群)、雌で認められた RBC 及び Hb の減少 (5000 及び 20000 ppm 投与群)、Ht の減少 (5000 ppm 投与群) は、いずれも時間との関連性や用量相関性がないことから、投与に起因するものとは考えられなかった。

血液生化学的検査において、雄の 500 ppm 以上の投与群で Bil の減少が認められたが、背景データの範囲内であったことから検体投与による影響とは考えられなかった。5000 ppm 以上の投与群で認められた Alb 増加、Chol 減少、5000 ppm 投与群の CRE 減少は、時間との関連性や用量相関性がないことから、投与に起因するものとは考えられなかった。

雌の 79 週時に認められた 500 ppm 以上の投与群の尿量増加、5000 ppm 以上投与群の尿比重の低下は、時間との関連性や用量相関性がないことから、投与の影響とは考えられなかった。

20000 ppm 投与群の雄でみられた角膜混濁、水晶体の白内障は、その頻度、程度から、投与の影響とは考えられなかった。

5000 ppm 以上投与群の雄及び 20000 ppm 投与群の雌で認められた盲腸粘膜過形成及び壊死性変化/鉍質化については、統計学的有意差がないことから毒性学的な意義はないと考えられた。

本試験において、5000 ppm 以上投与群の雄で GLDH 減少等、雌で体重増加抑制が認められたので、無毒性量は雌雄とも 500 ppm (雄 : 28.0 mg/kg 体重/日、雌 : 40.0 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 34)

表 23 ラット 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
20000 ppm	・ 甲状腺濾胞のコロイド変化	・ 飲水量増加 ・ 尿量増加 ・ Retic 増加 ・ ALP 増加、Na 増加 ・ GLDH 減少、Bil 減少 ・ 甲状腺濾胞のコロイド変化
5000ppm 以上	・ GLDH 減少 ・ 尿蛋白濃度減少、尿蛋白質質量減少	・ 体重増加抑制

	・肝比重量減少、腎比重量減少	
500 ppm	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)

B6C3F1 マウス (一群雌雄各 50 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、800、2400 及び 7000 ppm : 平均検体摂取量は表 24 参照) 投与による 2 年間の発がん性試験が実施された。

表 24 マウス 2 年間発がん性試験の平均検体摂取量

投与群		800 ppm	2400 ppm	7000 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	247	807	2350
	雌	364	1050	3180

各投与群とも死亡率に関して影響はみられなかった。

各投与群で認められた毒性所見は表 25 に示されている。

血液学的検査でいくつかの所見が認められたが、背景データの範囲内である等の理由から、投与の影響とは考えられなかった。

本試験において、2400 ppm 以上投与群の雄及び 7000 ppm 投与群の雌で腎絶対及び比重量減少等が認められたため、無毒性量は雄で 800 ppm (247 mg/kg 体重/日)、雌で 2400 ppm (1050 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 35)

表 25 マウス 2 年間発がん性試験で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
7000 ppm	・体重増加抑制、飲水量増加 ・CRE 増加、血中尿素増加 ・慢性腎症	・飲水量増加 ・腎絶対及び比重量減少 ・腎尿細管好塩基性化
2400 ppm 以上	・腎絶対及び比重量減少 ・腎近位尿細管空胞化の抑制	2400 ppm 以下毒性所見なし
800 ppm	毒性所見なし	

## 12. 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 30 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、100、500、5000 及び 20000 ppm : 平均検体摂取量は表 26 参照) 投与による 2 世代繁殖試験が実施された。

表 26 ラット 2 世代繁殖試験の平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)

投与群		100 ppm	500 ppm	5000 ppm	20000 ppm
P 世代	雄	7.8	39.1	412	1770

	雌	9.1	45.4	488	2030
F <sub>1</sub> 世代	雄	7.4	37.2	400	1860
	雌	8.8	44.2	466	2060

親動物及び児動物における各投与群で認められた毒性所見は、それぞれ表 27 に示されている。検体に起因した病理組織学的所見は両世代ともに認められなかった。

P 及び F<sub>1</sub> 世代において性周期、交配期間、交尾率、妊娠率、出産率、妊娠期間、着床数、出生率について、検体による影響は認められなかった。

本試験において、親動物では、5000 ppm 以上の投与群の P 雄に肝絶対及び比重量減少等、F<sub>1</sub> 雄に腎絶対及び比重量減少、P 雌に体重増加抑制等、F<sub>1</sub> 雌に ALP 増加が認められたことから、無毒性量は親動物の雌雄で 500ppm (P 雄：39.1mg/kg 体重/日、F<sub>1</sub> 雄：37.2mg/kg 体重/日、P 雌：45.4mg/kg 体重/日、F<sub>1</sub> 雌：44.2mg/kg 体重/日) であると考えられた。児動物では、F<sub>1</sub> 及び F<sub>2</sub> 児動物の 5000ppm 以上の投与群において体重増加抑制が認められたことから、無毒性量は児動物の雌雄で 500 ppm (F<sub>1</sub> 雄：39.1mg/kg 体重/日、F<sub>2</sub> 雄：37.2mg/kg 体重/日、F<sub>1</sub> 雌：45.4mg/kg 体重/日、F<sub>2</sub> 雌：44.2mg/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 36)

表 27 ラット 2 世代繁殖試験で認められた毒性所見

	投与群	親：P、児：F <sub>1</sub>		親：F <sub>1</sub> 、児：F <sub>2</sub>	
		雄	雌	雄	雌
親への影響	20000 ppm	・体重増加抑制 ・ $\gamma$ -GTP 増加	・BUN 増加 ・腎比重量減少	・体重増加抑制 ・CRE 増加	・体重増加抑制 ・BUN 増加 ・CRE 増加
	5000 ppm 以上	・CRE 増加 ・肝絶対及び比重量減少	・体重増加抑制 ・ $\gamma$ -GTP 増加	・腎絶対及び比重量減少	・ALP 増加
	500 ppm 以下	毒性所見なし		毒性所見なし	
児への影響	20000 ppm	・死亡率増加			
	5000 ppm 以上	・体重増加抑制		・体重増加抑制	
	500 ppm 以下	毒性所見なし		毒性所見なし	

## (2) 発生毒性試験 (ラット 1)

SD ラット (一群雌 30 匹) の妊娠 6~15 日に強制経口 (原体：0 及び 1000 mg/kg