



府 食 第 176 号
平成 25 年 3 月 4 日

厚生労働大臣
田村 憲久 殿

食品安全委員会
委員長 熊谷 進



食品健康影響評価の結果の通知について

平成 15 年 7 月 1 日付け厚生労働省発食安第 0701015 号及び平成 22 年 5 月 11 日付け厚生労働省発食安 0511 第 1 号をもって厚生労働大臣から食品安全委員会に意見を求められた γ -BHC（リンデン）に係る食品健康影響評価の結果は下記のとおりですので、食品安全基本法（平成 15 年法律第 48 号）第 23 条第 2 項の規定に基づき通知します。

なお、食品健康影響評価の詳細は別添のとおりです。

記

γ -BHC（リンデン）の耐容一日摂取量を 0.0047 mg/kg 体重/日と設定する。

農薬評価書

γ -BHC（リンデン）

2013年3月

食品安全委員会

目 次

	頁
○ 審議の経緯.....	5
○ 食品安全委員会委員名簿.....	5
○ 食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿.....	6
○ 要約.....	10
I. 評価対象農薬の概要.....	11
1. 用途.....	11
2. 有効成分の一般名.....	11
3. 化学名.....	11
4. 分子式.....	11
5. 分子量.....	11
6. 構造式.....	11
7. 開発の経緯.....	11
II. 安全性に係る試験の概要.....	12
1. 動物体内運命試験.....	12
(1) 吸収(ラット①)	12
(2) 吸収(ラット②) <参考資料>	13
(3) 分布(ラット①)	13
(4) 分布(ラット②)	13
(5) 分布(ラット③)	13
(6) 分布(ラット④) <参考資料>	13
(7) 分布(ラット⑤) <参考資料>	13
(8) 分布(ラット⑥) <参考資料>	14
(9) 代謝(ラット①)	14
(10) 代謝(ラット②)	14
(11) 代謝(ラット③)	14
(12) 代謝(ラット④)	14
(13) 代謝(ラット⑤) <参考資料>	15
(14) 代謝(ラット⑥) <参考資料>	15
(15) 代謝(ラット⑦) <参考資料>	15
(16) 代謝(ラット⑧) <参考資料>	15
(17) 代謝(ラット⑨) <参考資料>	16
(18) 代謝(ラット⑩) <参考資料>	16
(19) 排泄(ラット①)	16
(20) 排泄(ラット②)	16

(21) 排泄 (ラット③) <参考資料>	16
(22) 排泄 (ラット④) <参考資料>	17
(23) 投与経路による差 (ラット) <参考資料>	17
(24) 動物体内運命試験 (マウス①)	17
(25) 動物体内運命試験 (マウス②)	17
(26) 動物体内運命試験 (マウス③)	17
(27) 動物体内運命試験 (マウス④)	18
(28) 動物体内運命試験 (マウス⑤)	18
(29) 動物体内運命試験 (マウス⑥) <参考資料>	18
(30) 動物体内運命試験 (ウサギ①)	18
(31) 動物体内運命試験 (ウサギ②)	19
(32) 動物体内運命試験 (泌乳ヒツジ) <参考資料>	19
(33) 動物体内運命試験 (泌乳ヤギ①)	19
(34) 動物体内運命試験 (泌乳ヤギ②)	20
(35) 動物体内運命試験 (ブタ①)	21
(36) 動物体内運命試験 (ブタ②) <参考資料>	21
(37) 動物体内運命試験 (乳牛) <参考資料>	21
(38) 動物体内運命試験 (ニワトリ①)	21
(39) 動物体内運命試験 (ニワトリ②) <参考資料>	22
2. 植物体内運命試験	23
(1) 小麦	23
(2) だいこん、てんさい、ほうれんそう、マスタード、飼料用とうもろこし、 スイートコーン、春小麦の種子処理	24
(3) りんご	24
(4) きゅうり	25
(5) ほうれんそう	25
(6) 後作物 (大麦、レタス、にんじん)	25
3. 土壌中運命試験	26
(1) 好氣的土壌中運命試験<参考資料>	26
(2) 好氣的/嫌氣的湛水土壌中運命試験<参考資料>	26
(3) 土壌表面光分解試験<参考資料>	26
(4) 土壌吸脱着試験	27
4. 水中運命試験	27
(1) 加水分解試験	27
(2) 水中光分解試験	27
(3) 水中光分解試験 (緩衝液)	27
(4) 水一底質試験	27
5. 土壌残留試験	28

(1) 圃場消失試験	28
6. 作物等残留試験	28
(1) 作物残留試験	28
(2) 後作物残留試験	28
(3) 畜産物残留試験	28
7. 一般薬理試験	29
8. 急性毒性試験	29
(1) 急性毒性試験	29
(2) 急性神経毒性試験（ラット）	30
9. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験（ウサギ、モルモット）	30
10. 亜急性毒性試験	31
(1) 28 日間亜急性毒性試験（ラット）	31
(2) 4 週間亜急性毒性試験（ラット）＜参考資料＞	31
(3) 6 週間亜急性毒性試験（ラット）	32
(4) 90 日間亜急性毒性試験（ラット）	32
(5) 90 日間亜急性毒性試験（イヌ）	33
(6) 13 週間亜急性神経毒性試験（ラット）	33
(7) 13 週間亜急性経皮毒性試験（ラット）	34
(8) 13 週間亜急性経皮毒性試験（ウサギ）	34
(9) 90 日間亜急性吸入毒性試験（ラット）	35
(10) 14 週間亜急性吸入毒性試験（マウス）	36
11. 慢性毒性試験及び発がん性試験	36
(1) 24 週間亜急性毒性試験（マウス）＜参考資料＞	36
(2) 80 週間慢性毒性試験（マウス）＜参考資料＞	37
(3) 104 週間慢性毒性試験（イヌ）	37
(4) 2 年間慢性毒性試験（イヌ）	37
(5) 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）	38
(6) 78 週間発がん性試験（マウス）	39
(7) 80 週間発がん性試験（マウス①）＜参考資料＞	39
(8) 80 週間発がん性試験（マウス②）＜参考資料＞	39
(9) 2 年間発がん性試験（マウス）＜参考資料＞	39
12. 生殖発生毒性試験	40
(1) 2 世代繁殖試験（ラット）	40
(2) 1 世代繁殖試験（ラット）＜参考資料＞	41
(3) 1 世代繁殖試験（マウス）＜参考資料＞	41
(4) 発生毒性試験（ラット、経口）	42
(5) 発生毒性試験（ラット、皮下）＜参考資料＞	42
(6) 発生毒性試験（マウス、経口）	42

(7) 発生毒性試験 (マウス、皮下) <参考資料>	43
(8) 発生毒性試験 (ウサギ①、経口) <参考資料>	44
(9) 発生毒性試験 (ウサギ②、皮下) <参考資料>	44
(10) 発生毒性試験 (イヌ)	44
(11) 発達神経毒性試験 (ラット)	45
13. 遺伝毒性試験	45
14. その他の試験	47
(1) 肝腫瘍形成に及ぼすリンデン及び異性体の影響	47
(2) ホルモン代謝に関する検討	48
(3) 39 週間免疫毒性試験 (マウス)	51
(4) リンデンの腎障害に関する検討 (ラット)	51
(5) リンデンの肝機能に及ぼす影響	51
(6) リンデンの動物体内運命に対する栄養状態の影響	52
(7) リンデンのヒトにおける代謝	52
(8) リンデンの酵素及びそのほかの生化学パラメータに及ぼす影響	53
(9) リンデンのヒトに対する影響	55
Ⅲ. 食品健康影響評価	57
・ 別紙 1: 代謝物/分解物略称	64
・ 別紙 2: 検査値等略称	65
・ 別紙 3: 作物残留試験成績	67
・ 別紙 4: 畜産物残留試験成績	72
・ 参照	74

＜審議の経緯＞

ー清涼飲料水関連ー

2003年	7月	1日	厚生労働大臣から清涼飲料水の規格基準改正に係る食品健康影響評価について要請(厚生労働省発食安第0701015号)
2003年	7月	3日	関係書類の接受(参照1)
2003年	7月	18日	第3回食品安全委員会(要請事項説明)
2003年	10月	8日	追加資料受理(参照2) (γ -BHC(リンデン)を含む要請対象93農薬を特定)
2003年	10月	27日	第1回農薬専門調査会
2004年	1月	28日	第6回農薬専門調査会
2005年	1月	12日	第22回農薬専門調査会

ーポジティブリスト制度関連ー

2005年	11月	29日	残留農薬基準告示(参照3)
2010年	5月	11日	厚生労働大臣から食品中の残留基準設定に係る食品健康影響評価について要請(厚生労働省発食安0511第1号)、関係書類の接受(参照4～12)
2010年	5月	13日	第331回食品安全委員会(要請事項説明)
2012年	11月	20日	第88回農薬専門調査会幹事会
2012年	12月	12日	第89回農薬専門調査会幹事会
2013年	1月	21日	第460回食品安全委員会(報告)
2013年	1月	22日	から2月20日まで 国民からの御意見・情報の募集
2013年	2月	27日	農薬専門調査会座長から食品安全委員会委員長へ報告
2013年	3月	4日	第465回食品安全委員会(報告) (同日付け厚生労働大臣へ通知)

＜食品安全委員会委員名簿＞

(2006年6月30日まで)	(2006年12月20日まで)	(2009年6月30日まで)
寺田雅昭(委員長)	寺田雅昭(委員長)	見上 彪(委員長)
寺尾允男(委員長代理)	見上 彪(委員長代理)	小泉直子(委員長代理*)
小泉直子	小泉直子	長尾 拓
坂本元子	長尾 拓	野村一正
中村靖彦	野村一正	畑江敬子
本間清一	畑江敬子	廣瀬雅雄**
見上 彪	本間清一	本間清一

*: 2007年2月1日から

**: 2007年4月1日から

(2011 年 1 月 6 日まで)

小泉直子 (委員長)
見上 彪 (委員長代理*)
長尾 拓
野村一正
畑江敬子
廣瀬雅雄
村田容常

* : 2009 年 7 月 9 日から

(2012 年 6 月 30 日まで)

小泉直子 (委員長)
熊谷 進 (委員長代理*)
長尾 拓
野村一正
畑江敬子
廣瀬雅雄
村田容常

* : 2011 年 1 月 13 日から

(2012 年 7 月 1 日から)

熊谷 進 (委員長)
佐藤 洋 (委員長代理)
山添 康 (委員長代理)
三森国敏 (委員長代理)
石井克枝
上安平冽子
村田容常

<食品安全委員会農薬専門調査会専門委員名簿>

(2006 年 3 月 31 日まで)

鈴木勝士 (座長)	小澤正吾
廣瀬雅雄 (座長代理)	高木篤也
石井康雄	武田明治
江馬 眞	津田修治*
太田敏博	津田洋幸

出川雅邦
長尾哲二
林 眞
平塚 明
吉田 緑

* : 2005 年 10 月 1 日から

(2007 年 3 月 31 日まで)

鈴木勝士 (座長)	三枝順三
廣瀬雅雄 (座長代理)	佐々木有
赤池昭紀	高木篤也
石井康雄	玉井郁巳
泉 啓介	田村廣人
上路雅子	津田修治
臼井健二	津田洋幸
江馬 眞	出川雅邦
大澤貫寿	長尾哲二
太田敏博	中澤憲一
大谷 浩	納屋聖人
小澤正吾	成瀬一郎
小林裕子	布柴達男

根岸友恵
林 眞
平塚 明
藤本成明
細川正清
松本清司
柳井徳磨
山崎浩史
山手丈至
與語靖洋
吉田 緑
若栗 忍

(2008 年 3 月 31 日まで)

鈴木勝士 (座長)	三枝順三
-----------	------

西川秋佳**

林 真 (座長代理*)
赤池昭紀
石井康雄
泉 啓介
上路雅子
臼井健二
江馬 真
大澤貫寿
太田敏博
大谷 浩
小澤正吾
小林裕子

佐々木有
代田眞理子****
高木篤也
玉井郁巳
田村廣人
津田修治
津田洋幸
出川雅邦
長尾哲二
中澤憲一
納屋聖人
成瀬一郎***

布柴達男
根岸友恵
平塚 明
藤本成明
細川正清
松本清司
柳井徳磨
山崎浩史
山手丈至
與語靖洋
吉田 緑
若栗 忍

* : 2007 年 4 月 11 日から

** : 2007 年 4 月 25 日から

***: 2007 年 6 月 30 日まで

****: 2007 年 7 月 1 日から

(2010 年 3 月 31 日まで)

鈴木勝士 (座長)
林 真 (座長代理)
相磯成敏
赤池昭紀
石井康雄
泉 啓介
今井田克己
上路雅子
臼井健二
太田敏博
大谷 浩
小澤正吾
川合是彰
小林裕子
三枝順三***

佐々木有
代田眞理子
高木篤也
玉井郁巳
田村廣人
津田修治
津田洋幸
長尾哲二
中澤憲一*
永田 清
納屋聖人
西川秋佳
布柴達男
根岸友恵
根本信雄

平塚 明
藤本成明
細川正清
堀本政夫
松本清司
本間正充
柳井徳磨
山崎浩史
山手丈至
與語靖洋
義澤克彦**
吉田 緑
若栗 忍

* : 2009 年 1 月 19 日まで

** : 2009 年 4 月 10 日から

***: 2009 年 4 月 28 日から

(2012 年 3 月 31 日まで)

納屋聖人（座長）
 林 真（座長代理）
 相磯成敏
 赤池昭紀
 浅野 哲**
 石井康雄
 泉 啓介
 上路雅子
 臼井健二
 太田敏博
 小澤正吾
 川合是彰
 川口博明
 桑形麻樹子***
 小林裕子
 三枝順三

佐々木有
 代田眞理子
 高木篤也
 玉井郁巳
 田村廣人
 津田修治
 津田洋幸
 長尾哲二
 永田 清
 長野嘉介*
 西川秋佳
 布柴達男
 根岸友恵
 根本信雄
 八田稔久

平塚 明
 福井義浩
 藤本成明
 細川正清
 堀本政夫
 本間正充
 増村健一**
 松本清司
 柳井徳磨
 山崎浩史
 山手丈至
 與語靖洋
 義澤克彦
 吉田 緑
 若栗 忍

* : 2011 年 3 月 1 日まで

** : 2011 年 3 月 1 日から

*** : 2011 年 6 月 23 日から

(2012 年 4 月 1 日から)

・ 幹事会

納屋聖人（座長）
 西川秋佳（座長代理）
 赤池昭紀
 上路雅子

三枝順三
 永田 清
 長野嘉介
 本間正充

松本清司
 吉田 緑

・ 評価第一部会

上路雅子（座長）
 赤池昭紀（座長代理）
 相磯成敏

津田修治
 福井義浩
 堀本政夫

山崎浩史
 義澤克彦
 若栗 忍

・ 評価第二部会

吉田 緑（座長）
 松本清司（座長代理）
 泉 啓介

桑形麻樹子
 腰岡政二
 根岸友恵

藤本成明
 細川正清
 本間正充

・ 評価第三部会

三枝順三（座長）
 納屋聖人（座長代理）
 浅野 哲

小野 敦
 佐々木有
 田村廣人

永田 清
 八田稔久
 増村健一

・ 評価第四部会

西川秋佳（座長）

長野嘉介（座長代理）

川口博明

代田眞理子

玉井郁巳

根本信雄

森田 健

山手丈至

與語靖洋

<第 88 回農薬専門調査会幹事会専門参考人名簿>

林 真

小澤正吾

<第 89 回農薬専門調査会幹事会専門参考人名簿>

林 真

小澤正吾

要 約

有機塩素系殺虫剤である「 γ -BHC（リンデン）」（CAS No.58-89-9）について、JMPR、EU 及び米国が行った評価を基に食品健康影響評価を実施した。

食品安全委員会では、参照した資料には安全性評価に十分な試験成績が記載されており、本剤の評価は可能であると判断した。

評価に用いた試験成績は、動物体内運命（ラット、マウス、ウサギ、ヤギ、ブタ及びニワトリ）、植物体内運命（小麦、だいこん等）、亜急性毒性（ラット、マウス、イヌ及びウサギ）、慢性毒性（マウス及びイヌ）、慢性毒性/発がん性併合（ラット）、発がん性（マウス）、2 世代繁殖（ラット）、発生毒性（ラット、マウス及びイヌ）、発達神経毒性（ラット）、遺伝毒性等の試験成績である。

各種毒性試験結果から、リンデンの投与による影響は主に肝臓（重量増加、肝細胞肥大等）に認められた。雄ラットにおいては腎臓への影響（硝子滴の蓄積、多発性皮質尿細管壊死等）が認められたが、これらの腎臓の変化は α_{2u} -グロブリンの増加及びその関連変化と考えられた。 α_{2u} -グロブリンはヒトでは産生されないため、 α_{2u} -グロブリン腎症は雄ラットに特有の病変であると考えられており、ヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

生体において問題となる遺伝毒性は認められなかった。

発がん性試験において、雌のマウスで肺胞－細気管支腺腫の発生頻度の増加が認められたが、遺伝毒性試験の結果から、腫瘍発生機序は遺伝毒性メカニズムによるものとは考え難く、評価に当たり閾値を設定することは可能であると考えられた。

マウスを用いた発生毒性試験において、生存胎児数の減少が認められたが、ラット、ウサギ及びイヌを用いて実施された試験において催奇形性が認められなかった。JMPR 及び EPA では催奇形性はないと評価されており、食品安全委員会はこの判断を支持し、催奇形性は認められないと判断した。

ラットを用いた 2 世代繁殖試験において、児動物で体重増加抑制、発育遅延、生存率の低下が認められた。

各試験で得られた無毒性量又は最小毒性量のうち最小値は、ラットを用いた 2 世代繁殖試験の無毒性量 0.087 mg/kg 体重/日であったが、より長期間実施されたラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験における無毒性量は 0.47 mg/kg 体重/日であった。参照した各機関とも一日摂取許容量（ADI）又は慢性参照用量（cRfD）の設定根拠としてラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験を採用しており、食品安全委員会もこれを妥当と判断した。

以上のことから、ラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験における無毒性量 0.47 mg/kg 体重/日を根拠とし、不確実係数 100 で除した 0.0047 mg/kg 体重/日を耐容一日摂取量（TDI）と設定した。

I. 評価対象農薬の概要

1. 用途

殺虫剤

2. 有効成分の一般名

和名：リンデン (γ -BHC、 γ -HCH)

英名：lindane (ISO 名)

3. 化学名

IUPAC

和名：1 α ,2 α ,3 β ,4 α ,5 α ,6 β -ヘキサクロロシクロヘキサン

英名：1 α ,2 α ,3 β ,4 α ,5 α ,6 β -hexachlorocyclohexane

CAS (No. 58-89-9)

和名：1 α ,2 α ,3 β ,4 α ,5 α ,6 β -ヘキサクロロシクロヘキサン

英名：1 α ,2 α ,3 β ,4 α ,5 α ,6 β -hexachlorocyclohexane

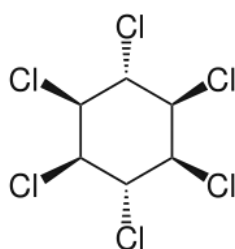
4. 分子式

C₆H₆Cl₆

5. 分子量

290.8

6. 構造式



7. 開発の経緯

リンデンは、有機塩素系殺虫剤であり、GABA 受容体に作用し、神経を興奮させることで痙攣を起こし殺虫作用を示す。土壌中害虫及び植物加害害虫に効果を示し、種子処理や倉庫内の作物保管用に使用されていた。

ヘキサクロロシクロヘキサンには 6 種類の異性体が存在し、このうち γ -異性体であるリンデンが顕著な殺虫作用を有し、原体中で通常 99%超を占める。

国内では 1949 年に農薬登録されたが、1971 年に登録失効した。ポジティブリスト制度導入に伴う暫定基準値が設定されている。

II. 安全性に係る試験の概要

JMPR、米国及び EU が行った評価結果を基に毒性に関する主な科学的知見を整理した。（参照 4～11）

各種運命試験〔II. 1～4〕は、シクロヘキサン環の全ての炭素を均一に ^{14}C で標識した化合物（以下「 ^{14}C -リンデン」という。）及びシクロヘキサン環の水素を ^3H で標識した化合物（以下「 ^3H -リンデン」という。）を用いて実施された。放射能濃度及び代謝物濃度は特に断りがない場合は比放射能（質量放射能）からリンデンに換算した値（mg/kg 又は $\mu\text{g/g}$ ）を示した。代謝物/分解物略称及び検査値等略称は別紙 1 及び 2 に示されている。

なお、本剤においては、試験成績の内容を詳細に確認できないものも多かったことから、食品安全委員会においては、詳細な内容を確認できた試験成績を評価に用いる一方、詳細な情報が不明な試験成績については、評価書に参考として掲載する成績と、評価書にも記載しない成績に区別した。参考として掲載した資料については、それぞれの試験名の後に＜参考資料＞と記載した。

また、各種毒性試験においては統計検定が行われたかどうか不明なものも多いが、本評価書においては参照した評価書に記載のあった所見を毒性所見とした。

1. 動物体内運命試験

（1）吸収（ラット①）

SD ラット（一群雄 4 匹）に ^{14}C -リンデン含有製剤を経皮（0.1、1 及び 10 mg/ラット）投与し、経時的（0.5、1、2、4、10、24 時間後）に採血、と殺して、リンデンの経皮吸収が検討された。

経皮投与後の吸収率は表 1 に示されている。

投与量と吸収率の関係から吸収量は飽和状態に近接していることが示唆された。投与 24 時間後における総回収率（吸収、皮膚、皮膚洗浄、塗布用資材）は各投与量群でそれぞれ 74.2%TAR、70.2%TAR 及び 58.4%TAR であった。

（参照 4、6）

表 1 経皮投与後の吸収率

経過時間 (hr)	吸収率* (%TAR)		
	0.1 mg/ラット	1 mg/ラット	10 mg/ラット
0.5	0.6	0.96	0.66
10	18.1	8.31	2.81
24	27.7	20.9	5.05

*：尿、糞及びカーカス¹の合計値

¹ 組織・臓器を取り除いた残渣のことをカーカスという。

(2) 吸収 (ラット②) <参考資料>

SD ラットの排泄試験 [1. (20)] においてリンデンのみ投与した群の尿中及び呼気中の排泄量の含量から、吸収率は少なくとも 20%であると算出された。

(参照 4)

(3) 分布 (ラット①)

Holtzman ラット (雌 6 匹) に ^{14}C -リンデンを単回強制経口 (1.7 mg、単位不明) 投与して、リンデン及び代謝物の体内分布が検討された。投与 24 時間後で 12%TAR が尿中に、0.3%TAR が糞中に排泄された。脂肪組織への分布が肝臓及び腎臓に比べ高かった。(参照 4、9)

(4) 分布 (ラット②)

SD ラット (一群雌 36 匹) にリンデンを 1、2、4、8、16 又は 24 週間混餌 (0、130、220 及び 350 ppm) 投与した後、リンデンを単回強制経口 [2.1 mg (1 又は 2 週間投与群) 又は 19 mg (いずれも単位不明)] 投与して、リンデンの分布が検討された。

肝臓及び脂肪におけるリンデンの残留量は用量依存的に増加したが、肝臓のリンデン残留量は投与期間の延長に依存して減少した。このことから、リンデンは自己代謝を誘導することが示唆された。(参照 4)

(5) 分布 (ラット③)

Wistar ラット (雄: 計 8 匹) にリンデンを 6 か月間混餌 [0 (2 匹) 及び 25 ppm (4 匹)] 投与し、又はリンデンを 6 か月混餌 (2 匹) 投与した後、1 か月休薬した後、それぞれに ^3H -リンデンを 5 mg/kg 体重/日で単回経口投与して動物体内運命試験が実施された。

投与 8 時間後に最も高い放射能濃度を示したのは腎皮質 (31%TRR) であり、次いで脂肪、肝臓、脳、精巣及び腎臓の順であった。(参照 4)

(6) 分布 (ラット④) <参考資料>

Wistar ラット (雄 6 匹) にリンデンを 10 日間投与 (8 mg/kg 体重/日、投与経路不明) した後、 ^{14}C -リンデンを単回強制経口 (90 $\mu\text{g/kg}$ 体重) 投与して動物体内運命試験が実施された。

組織中の放射能は投与 24 時間後に脂肪組織 (37%TAR)、腎臓 (3.7%TAR) 及び筋肉 (3.5%TAR) で認められた。投与 72 時間後には、脂肪組織 (17%TAR) 以外の組織に放射能は認められなかった (1%TAR 未満)。(参照 4)

(7) 分布 (ラット⑤) <参考資料>

SD ラットにおける動物体内運命試験 [1. (2)] で用いられたラットにおける体

内分布が検討され、リンデンのみの投与群の組織中の放射能は、脂肪組織中に最も多く（10%TAR）、肝臓及び腎臓では僅か（0.03%TAR 及び 0.02%TAR）であった。（参照 4）

（8）分布（ラット⑥）＜参考資料＞

Chbb:THOM ラットに ^{14}C -リンデンを 14、28 及び 56 日間強制経口投与（15 mg/kg 体重/日）し、リンデンの体内分布が検討された。

組織中濃度は投与開始から 2 週間増加した後、減少した。特に肝臓及び腎臓における変化は顕著で、試験終了時（71 日後）には投与 2 週間後の 10 分の 1 に減少した。このことから、リンデンは代謝酵素誘導による自己代謝を誘導することが示唆された。（参照 4）

（9）代謝（ラット①）

Fischer ラット（雌 6 匹）にリンデンを 13 日間反復（2 mg、単位及び投与経路不明）投与し、14 日目に ^{14}C -リンデンを投与して尿及び糞中の代謝物が分析された。

投与 4 日後の尿中でグルクロン酸抱合体の増加傾向が認められた。硫酸抱合体の生成は投与開始後 5 日間でやや抑制されたが、その後対照群と同程度までに増加した。（参考 4）

（10）代謝（ラット②）

SD ラット（雌 6 匹）にリンデンを 6 日間反復経口（0 及び 2 mg、単位不明）投与し、7 日目に ^{14}C -リンデンを投与（2 mg、単位不明）して尿及び糞中の代謝物が分析された。前投与したラットは対照群より多く放射能を排泄し、TCP は対照群で 30%、前投与群で 65%が尿中に排泄された。2,3,4,6-TeCP は対照群で約 25%であったが、前投与群における排泄率は 45%であった。（参照 4）

（11）代謝（ラット③）

Holtzman ラットにおける体内分布試験 [1. (3)] で得られた尿を用いて、代謝物が分析された。尿中の主要代謝物は 2,3,5-TCP、2,4,6-TCP 並びに 2,3,4,6-TeCP の遊離体及び抱合体であった。（参照 4）

（12）代謝（ラット④）

Wistar ラット（雄 8 匹）にリンデン単回強制経口（0 及び 68 mg/kg 体重）投与し、投与後 24 時間おきに 4 日間尿を採取して、リンデンの代謝物分析が行われた。

主要代謝物として、2,3-DCP、2,4,6-TCP、2,4,5-TCP 及び 2,3,5,6-TeCP が同定された。

投与後 2～4 日に、リンデンは 2,3,5,6-TeCP (1～2 $\mu\text{mol/L}$) を経て、2,4,6-TCP (0.5～1.5 $\mu\text{mol/L}$)、2,3-DC (0.25～1 $\mu\text{mol/L}$) 及び 2,4,5-TCP (0.1～0.5 $\mu\text{mol/L}$) に代謝されると考えられた。代謝物の主要排泄経路は尿中であつた。(参考 4)

(13) 代謝 (ラット⑤) <参考資料>

Wistar ラットにおける体内分布試験 [1. (6)] で用いられた動物の排泄物を用いて、代謝物の検討が行われた。未変化のリンデンは 3～6%TAR 検出され、排泄物中で認められた放射能の多く (尿中で 92%TRR 及び糞中で 57%TRR) が抱合体として認められた。(参照 4)

(14) 代謝 (ラット⑥) <参考資料>

Wistar ラット (雄：匹数不明) にリンデン、代謝物 γ -2,3,4,5,6-PCCH、PCB 及び PCP を 19 日間強制経口 (8 mg/kg 体重/日) 投与し、排泄物及び組織中の代謝物が検討された。

尿中では、リンデンのほか、PCP、2,3,4,6-TeCP、2,3,5,6-TeCP 及び 2,4,6-TCP が認められた。糞中ではリンデンのみが検出された。血中の代謝物は尿中と同様であつたが、肝臓中では γ -PCCH、PCP、2,3,4,6-TeCP 及び 2,3,5,6-TeCP が認められた。また、腎臓で γ -PCCH、脾臓で PCP、心臓で 2,4,6-TCP、2,3,4,6-TeCP 及び γ -PCCH が主要な代謝物として認められた。脳では、 γ -PCCH のみが同定された。グルクロニダーゼ処理により、TCP、2,3,4,6-TeCP、2,3,5,6-TeCP 及び 2,3,4,5-TeCP の抱合体が検出されたが、少量であつた。(参考 4)

(15) 代謝 (ラット⑦) <参考資料>

Holtzman ラット (雌 6 匹) にリンデンを単回 (1.7 mg、単位及び投与経路不明) 投与し、尿中代謝物の分析及び肝臓ミクロソーム酵素活性の測定が行われた。

投与後 24 時間の尿中放射能の多くは遊離体、抱合体及び極性物質として認められ、それぞれ 26%TRR、27%TRR 及び 45%TRR であつた。中性代謝物が 4.4%TRR 同定された。尿中に排泄された主要なフェノール類は 2,4,6-TCP 及び 2,3,4,6-TeCP (比：2.7) であつた。(参考 4)

(16) 代謝 (ラット⑧) <参考資料>

SD ラット (雌：匹数不明) にリンデンを 1 か月間混餌 (400 ppm) 投与後、採取した尿を酸性化後抽出して代謝物が分析された。

代謝物として、2,3,4,5,6-PCCH-(2)-OH-1、2,3,4,6-TeCCH-OH 及び 2,4,5,6-TeCCH-OH が認められた。これらの代謝物は主として硫酸抱合体及びグルクロン酸抱合体として排泄されたものと考えられた。(参考 4)

(17) 代謝 (ラット⑨) <参考資料>

ラット (系統、性別及び匹数不明) にリンデンを 1、3 及び 5 日目に経口 (40 mg/kg 体重/日) 投与し、尿及び糞を 7 日間採取して代謝物が検討された。

HCB が糞中で大量に検出され、HCB はリンデンの連続した脱水素化の結果生ずると考えられた。(参考 4)

(18) 代謝 (ラット⑩) <参考資料>

Wistar ラット (雄、匹数不明) にリンデンを単回 (0、30 及び 60 mg/kg 体重、投与経路不明) 投与し、リンデンの脳内代謝物が検討された。

主要代謝物は 2,4,6-TCP であった。60 mg/kg 体重投与群においては、リンデンのほか、6 種類の主要代謝物 (1,2,3,5-TeCB、1,2,4,5-TeCB、1,2,3,4-TeCB、2,3,4,5,6-PeCCH、PeCB 及び 1,2,3,4,5,6-HCCH) が認められた。30 mg/kg 体重投与群において小脳中の代謝物が分析され、脱塩化水素反応により 1,3,4,5,6-PeCCH 及び 1,3,4,5,6-PeCCH が生成することが示された。また、HCB が全ての試料中で検出された (0.5~1 µg/kg)。(参考 4)

(19) 排泄 (ラット⑪)

Holtzman ラットを用いた体内分布試験 [1. (3)] で得られた排泄物中の放射能濃度が測定された。投与後 24 時間の尿中に 12%TAR、糞中に 0.3%TAR が排泄された。(参照 4)

(20) 排泄 (ラット⑫)

SD ラット (一群雌各 6 匹) に ¹⁴C-リンデンを単回強制経口 (1.9 mg、単位不明) 投与して動物体内運命試験が実施された。リンデンのみの投与群のほか、アロクロール 1254² (500 ppm)、フェノバルビタール (360 ppm) 又はβ-ナフトフラボン (360 ppm) をリンデン投与前 1 週間にそれぞれ混餌投与した動物群も試験に供された。

リンデンのみの投与群において、投与後 24 時間の尿中に 20%TAR、糞中に 2%TAR、呼気中へ 0.02%TAR が排出された。

アロクロール 1254 又はフェノバルビタール前投与群においては、それぞれ 83%TAR 及び 78%TAR が投与後 24 時間の排泄物中に認められた。β-ナフトフラボン前投与群では、リンデンのみの投与群と排泄パターンが類似していた。

(参照 4)

(21) 排泄 (ラット⑬) <参考資料>

Wistar ラットを用いた体内分布試験 [1. (6)] で得られた動物の排泄物中の放

² 五塩化ビフェニルの商品名

射能濃度が測定された。

尿中に、投与後 24 時間で 31%TAR、投与後 72 時間で 46%TAR が排泄された。
(参照 4)

(2 2) 排泄 (ラット④) <参考資料>

SD ラット (雌 6 匹) にリンデンを 6 日間投与 (2 mg、投与経路不明) した後、¹⁴C-リンデンを単回投与 (2mg、投与経路不明) し、尿及び糞中への排泄が検討された。

投与後 24 時間の排泄物中に 58%TAR が排泄された。(参照 4)

(2 3) 投与経路による差 (ラット) <参考資料>

ラット (系統不明) にリンデンを経口、腹腔内及び静脈内投与し、投与経路による尿中及び血中の放射能濃度が検討された。

経口投与後速やかに吸収され、投与 5~10 時間で血中濃度がピークに達した。また、血中から速やかに消失して、投与 35 時間後には血中に放射能は検出されなくなった。投与後 8 日で約 80%TAR が尿中に排泄された。(参照 4)

(2 4) 動物体内運命試験 (マウス①)

C57 B1/6 マウス (雌 5 匹) 及び DBA/2 マウス (雌 6 匹) にリンデンを単回強制経口 (20 mg/kg 体重) 投与し、動物体内運命試験が実施された。

投与 0、5、10、15、20、30、40、50 及び 60 分後に採血し、総放射能濃度及び 2,4,6-TCP の濃度が測定された。両系統とも血中リンデン濃度は投与 40 分後まで経時的に増加し、投与 40 分後以降は定常状態 (500 ng/mL) に達した。

(参照 4)

(2 5) 動物体内運命試験 (マウス②)

B6 マウス (雌 6 匹) 及び D2 マウス (雌 6 匹) にリンデンを 10 日間強制経口 (20 mg/kg 体重/日) 投与し、動物体内運命試験が実施された。

血中リンデン濃度は D2 マウスで B6 マウスよりも高かった。D2 マウスは投与 6 日目に 1 匹死亡し、その後、各日各投与後 1 時間以内に 1 匹死亡したが、B6 マウスで死亡は認められなかった。血中リンデン濃度は B6 マウスが D2 マウスより 41%低く、脳中では D2 マウスが B6 マウスより 78%高かった。肝臓、腎臓及び脾臓では両系統間で同等であった。(参照 4)

(2 6) 動物体内運命試験 (マウス③)

C57B1/6 マウス (雌 5 匹) 及び DBA/2 マウス (雌 6 匹) にリンデンを単回経口 (20 mg/kg 体重) 又は 10 日間反復経口 (20 mg/kg 体重/日) 投与し、代謝物が検討された。

単回経口投与群においては、両系統とも 2,4,6-TCP の血中濃度が投与後 1 時間以内に 100 ng/mL にまで上昇した。また、反復経口投与群においては、主要代謝物として 2,4,6-TCP が認められ、ほかに 2,3,4,6-TeCP が同定された。（参照 4）

（27）動物体内運命試験（マウス④）

Swiss マウス（一群雌 5 匹）にリンデンを 1.5 mg/kg 体重/日で 4 週間、1 mg/kg 体重/日で 6 週間又は 3.1 mg/kg 体重/日で 2、4 及び 6 週間混餌投与して、リンデンの蓄積性が検討された。

全ての投与群において、リンデンは経時的かつ用量依存的に蓄積したが、組織中のリンデンの濃度は試験期間中に定常状態に達しなかった。リンデンの残留は脂肪に最も多く認められ、次いで脳、腎臓、筋肉、肝臓、副腎及び卵巣に多く認められた。（参照 4、9）

（28）動物体内運命試験（マウス⑤）

肥満黄色（obese yellow）、瘦型偽アグーチ（lean pseudoagouti）及び瘦型黒色の表現型を有する F₁ マウス（4 週齢、一群雌 18 匹）にリンデンを混餌（0 及び 160 ppm）で 13、26、52 及び 82 週間投与した後、¹⁴C-リンデンを単回強制経口（18 mg/kg 体重）投与し、動物体内運命試験が実施された。

いずれのマウスとも 52 週投与群の放射能の排泄は対照群よりも少なかったが、82 週投与群では対照群と同程度排泄された（30～47%TAR）。肥満黄色マウスにおけるリンデンの組織中分布は他の 2 表現型に比べ低かった。組織中のリンデン濃度は、脂肪組織で最も高く認められた。主要排泄経路は尿中であり、尿及び糞中にそれぞれ 35～40%TAR 及び 3～7%TAR が排泄された。（参照 4）

（29）動物体内運命試験（マウス⑥）＜参考資料＞

ICR マウス（雌：匹数不明）に ¹⁴C-リンデンを単回経口（1 mg/kg 体重）投与し、動物体内運命試験が実施された。

約 54%TAR が投与後 15 分以内に、71%TAR が 1 時間以内に消化管から吸収された。尿中排泄率は投与後 1 時間で最大 4.1%TAR であった。（参照 4）

（30）動物体内運命試験（ウサギ①）

NZW ウサギ（雄 5 匹）に ¹⁴C-リンデンを週 2 回、26 週間カプセルで経口（4 週まで 3 mg/kg 体重/日、5～15 週は 6 mg/kg 体重/日、16 週以降 12 mg/kg 体重/日）投与し、投与終了後に回復期間（6 週間）を設定して動物体内運命試験が実施された。

投与終了までに尿中及び糞中にそれぞれ 54%TAR 及び 13%TAR が排泄された。リンデン及びその代謝物は脂肪組織で最も多く認められ、次いで肝臓、腎臓、筋

肉及び脳に認められた。回復期間中には尿中及び糞中にそれぞれ 3%TAR 及び 1%TAR が排泄された。（参照 4、9）

（3 1）動物体内運命試験（ウサギ②）

NZW ウサギ（一群雄 4 匹）に ^{14}C -リンデン含有製剤（20%EC）を経皮（0.5、5 及び 50 mg/ウサギ）投与し、経時的（0.5、1、2、4、10、24 時間後）に採血、と殺して、リンデンの経皮吸収が検討された。

経皮投与後の吸収率は表 2 に示されている。

軟便及び粘液便が全ての投与群で認められた。

投与量と吸収率の関係から最高投与量において吸収量は飽和状態に達していることが示唆された。（参照 4、6）

表 2 経皮投与後の吸収率

経過時間 (hr)	吸収率* (%TAR)		
	0.5 mg/ウサギ	5 mg/ウサギ	50 mg/ウサギ
0.5	5.97	6.68	1.99
10	51.7	23.8	11.0
24	55.7	40.0	16.6

*：尿、糞及び動物残体の合計値

（3 2）動物体内運命試験（泌乳ヒツジ）＜参考資料＞

妊娠中期のヒツジ（系統不明、一群雌 4 頭）にリンデンを 10 日間投与（1 及び 5 mg/kg 体重/日、投与経路不明）し、リンデンの胎盤移行性が検討された。

母動物の大網脂肪中のリンデン濃度は投与後 1～2 週の間各投与群において 10 及び 54 $\mu\text{g/g}$ であったが、出産後は減少した（0.3 及び 0.6 $\mu\text{g/g}$ ）。出産後 4 週における児動物中のリンデン濃度（0.2～0.4 $\mu\text{g/g}$ ）は母動物に比べ低かった。（参照 4、9）

（3 3）動物体内運命試験（泌乳ヤギ①）

Alpine 泌乳ヤギ（1～3 年齢、一群雌各 1 頭）に ^{14}C -リンデンを 4 日間カプセル経口（1.2、1.5 及び 9.3 mg/kg 体重/日）投与し、動物体内運命試験が実施された。

尿、乳汁及び組織中の代謝物は表 3 に示されている。

放射能の排泄量は尿中及び糞中にそれぞれ 35～46%TAR 及び 5.1～8.0%TAR、組織中の残留量は 4.0～4.4%TAR、乳汁では 1.1～2.4%TAR であった。乳汁中の残留量は 2～3 日後に定常状態に達し（0.4～3 $\mu\text{g/g}$ ）、乳汁中の残留放射能の 85%TAR は乳脂肪中で認められた。他の動物種と同様に、組織中の残留放射能は脂肪組織で最も高く、次いで肝臓であった。（参照 4、5、9）

表 3 尿、乳汁及び組織中の代謝物

分析 部位	リンデン/代謝物	投与量					
		1.2 mg/kg		1.5 mg/kg		9.3 mg/kg	
		%TRR	µg/g	%TRR	µg/g	%TRR	µg/g
尿	2,4-DCP	2.5	0.22	1.9	0.28	2.9	1.0
	2,6-DCP	0.2	0.02	0.3	0.04	0.3	0.10
	2,3,5-TCP	6.8	0.62	4.5	0.67	6.7	2.4
	2,3,6-TCP	0.3	0.03	0.2	0.02	0.2	0.08
	2,4,5-TCP	12	1.0	7.3	1.1	6.4	2.3
	2,4,6-TCP	9.0	0.81	6.8	0.99	9.8	3.5
	2,3,4,5-TeCP	0.2	0.02	0.1	0.03	0.1	0.03
	2,3,5,6-TeCP	0.7	0.07	0.6	0.08	0.5	0.19
糞	リンデン	NA	NA	NA	NA	2.2	0.19
乳脂肪	リンデン	57	/	77	/	72	/
	1,2,4-TCB	11	/	16	/	6.0	/
脂肪	リンデン	83	2.2	73	3.4	71	26
	1,2,4-TCB	4.9	0.13	5.3	0.25	3.6	1.3
	1,2,3,4-TeCB	ND	ND	ND	ND	<0.1	0.03
	1,2,3,5-TeCB	ND	ND	ND	ND	<0.1	<0.02
	1,2,4,5-TeCB	1.5	0.04	0.9	0.04	0.8	0.29
	1,2,3,4,5,6-HCCH	0.7	<0.02	0.4	<0.02	0.4	0.15
肝臓	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
腎臓	リンデン	NA	NA	NA	NA	4.5	0.27
筋肉	リンデン	28	0.024	59	0.044	45	0.24

ND：検出されず

NA：分析せず

回収率（57%～122%）による補正はしていない。

/：参照 5 には濃度の記載なし

（３４）動物体内運命試験（泌乳ヤギ②）

ザーネン泌乳ヤギ（17 か月齢、一群 1 頭）に ^{14}C -リンデンを 1 日 1 回 7 日間カプセル経口（乾燥飼料中 13 ppm、0.6 mg/kg 体重/日）投与し、動物体内運命試験が実施された。

乳汁及び組織中の代謝物は表 4 に示されている。

総放射能は尿中及び糞中でそれぞれ 34%TAR 及び 13%TAR 認められた。乳汁中の残留量は 2 日後に定常状態に達した（0.10～0.29 µg/g）。（参照 5）

表 4 乳汁及び組織中の代謝物

分析部位	総残留放射能 [μg/g(%TRR)]	リンデン/代謝物	μg/g	%TRR
乳汁	0.18			
乳脂肪	0.14(69)	リンデン	0.11	56
		γ-PCCH	0.008	4.7
		1,2,4-TCB	0.006	5.1
乳清	0.033(17)	リンデン	0.012	6.2
乳タンパク	<0.01(<10)			
脂肪 (腎脂肪及び皮下脂肪)	3.5	リンデン	2.9	85
		γ-PCCH	0.18	5.8
		1,2,4-TCB	0.23	11
肝臓	2.2	リンデン	0.36	16
腎臓	0.48	リンデン	0.17	36
		γ-PCCH	0.016	4.5
		1,2-DCB	0.014	5.8
筋肉	0.20	リンデン	0.16	81
		γ-PCCH	0.006	3.5
		1,2,4-TCB	0.007	5.8

/: 参照 5 には濃度の記載なし

(35) 動物体内運命試験 (ブタ①)

Durok 及びヨークシャーブタ (雄各 4 頭) にリンデンを 21 日間混餌 (0、1 及び 2 mg/kg 体重/日) 投与し、動物体内運命試験が実施された。

リンデン濃度は背脂肪で最も高く、1 mg/kg 体重/日投与群で 20 μg/g、2 mg/kg 体重/日投与群で 44 μg/g であった。(参照 4、9)

(36) 動物体内運命試験 (ブタ②) <参考資料>

ブタ (系統不明、一群雌雄各 3 頭) にリンデンを混餌 (0、2 及び 40 mg/kg 体重/日、投与期間: 不明) 投与し、動物体内運命試験が実施された。

血中リンデン濃度は全ての投与群で 0.01 μg/g 以下であった。背脂肪では経時的かつ用量依存的にリンデン含有量が増加した。リンデン濃度は脂肪組織で最も高く、次いで脳、腎臓及び筋肉で高かった。(参照 4、9)

(37) 動物体内運命試験 (乳牛) <参考資料>

乳牛 (系統不明、4 頭) にリンデンを 70~180 日間カプセル経口 (0.07~6.2 mg/kg 体重/日) 投与して、乳汁中のリンデン濃度が測定された。リンデンの濃度は 0.07~10 μg/g の範囲で用量依存的に増加した。(参照 4、9)

(38) 動物体内運命試験 (ニワトリ①)

産卵鶏 (系統: pheasant、一群各雄 5 羽、雌 20 羽) に ¹⁴C-リンデンを 1 日 1 回 15 日間カプセル (20 mg/羽) で経口投与、又は 15 日間混餌 (検体摂取量: 8

g ai/羽/日) 投与した親鳥の組織、卵及び孵化させたひな鳥を試料として動物体内運命試験が実施された。

親鳥の胸筋、肝臓及び脂肪中のリンデン残留量は表 5 に示されている。

卵中の放射能のほぼ全量が卵黄に存在し、最大濃度はカプセル投与群で 19 µg/g (8 日後)、混餌投与群で 17 µg/g (22 日後) に達し、その後経時的に減少した (0.5 µg/g 未満、約 70 日後)。卵黄中においてリンデンが 41~79%TRR 認められたほか、1,2-DCB、1,3,5-TCB、1,2,4-TCB、1,2,3-TCB、1,2,3,5-TeCB、1,2,4,5-TeCB、1,2,3,4-TeCB、γ-PCCH 及び PCB が同定された。

カプセル投与群で 9 日後及び混餌投与群から 24 日後に採取した卵より孵化したひな鳥の最大濃度はともに 7 µg/g であった。ひな鳥の抽出物からリンデンのほか、1,2-DCB、1,2,4-TCB、1,2,3,5-TeCB、1,2,4,5-TeCB、1,2,3,4-TeCB、γ-PCCH、PCB が検出され、それらの合量は 18%TRR (5.3 µg/g) であった。

(参照 5、9)

表 5 親鳥の胸筋、肝臓及び脂肪中のリンデン残留量

処理	投与後 日数	リンデン残留濃度 (%TRR)		
		胸筋	肝臓	脂肪
カプセル投与 20 mg/羽/日	1	64	41	78
	16	57	30	55
	181	ND	ND	ND
小麦種子混餌投与 8 mg/羽/日	1	74	46	80
	16	70	42	79
	181	ND	ND	ND

ND : 検出せず

(39) 動物体内運命試験 (ニワトリ②) <参考資料³>

産卵鶏 (系統: 白色レグホン) に対して ¹⁴C-リンデンを混餌 (投与条件は表 6 を参照) 投与し、動物体内運命試験が実施された。

総回収率は試験群 1 及び 2 でともに 90%TAR を超えており、試験群 1 の排泄物に 44%TAR、臓器・組織中に 47%TAR、卵中に 2.6%TAR が認められた。試験群 2 では排泄物に 63%TAR、臓器・組織中に 20%TAR、卵中に 9.0%TAR が認められた。組織では脂肪における残留が高く、内臓及び筋肉への残留は低かった。

試験群 3 及び 4 において、組織及び卵から主要成分としてリンデンが検出され、肝臓中の同定成分に対するリンデンの割合はそれぞれ 49%TRR 及び 51%TRR、そのほかの組織及び卵の同定成分に対する割合は 50%TRR 以上であった。試験群 4 において、主要代謝物は脂肪で 2,3,4,5,6-PCCH、肝臓で 1,2,4-TCB、大腿

³ JMPR 評価書において、筋肉、脂肪の回収率が 120%を超えており、部分的に測定値が正確でない旨の記載があったため参考資料とした。

筋肉で TeCB であった。(参照 5)

表 6 動物体内運命試験（白色レグホン）の投与条件

試験群	供試数	投与量 (ppm) (検体投与量 mg/kg 体重/日)	投与 日数	と殺時点 (最終投与後)	試験目的
1	4	1.3 ppm (0.12)	6	12 時間後	物質収支、 残留性
2	6	1.3 ppm (0.12)	6	6 日後	物質収支、 残留性
3	2	1.2 ppm (0.12)	4	12 時間後	代謝物の同 定・定量
4	2	120 ppm (11)	4	12 時間後	代謝物の同 定・定量

() : 検体投与量 mg/kg 体重/日

2. 植物体内運命試験

(1) 小麦

小麦種子（品種：Chanthatch）に ^{14}C -リンデンを 480 mg ai/kg の割合で均一に処理し、圃場に播種し播種 19 及び 100 日後に作物を収穫し植物体内運命試験が実施された。

小麦播種後の放射能の分布及び特性は表 7 に示されている。

リンデン及び代謝物は速やかに苗及び成熟植物体に移行した。

根部中の抽出物における代謝物が同定、定量され、非酸性代謝物（クロロベンゼン類）として、1,2,4-TCB (5.7%TRR)、1,3,5-TCB (1.9%TRR)、1,2,3-TCB (1.9%TRR)、1,2,3,5-TeCB and/or 1,2,4,5-TeCB (1.9%TRR)、1,2,3,4-TeCB (0.63%TRR)、 γ -PCCH (0.63%TRR)、PCB (0.63%TRR)、m-DCB and/or p-DCB (0.63%TRR)が認められたほか、酸性代謝物（クロロフェノール類）として、PCP、2,3,5,6-TeCP/2,3,4,6-TeCP、2,3,4-TCP、2,4,5-TCP、2,3-DCP / 2,4-DCP、2,4,6-TCP が認められた。(参照 5)

表 7 小麦播種後の放射能の分布及び特性

部位	処理 後日 数	総残留 放射能 (mg/kg)	抽出後 残渣 (%TRR)	MeOH 抽出画分 (%TRR)	MeOH 抽出画分の同定/特性化 (%TRR)			
					リンデ ン	非酸性 化合物	酸性 化合物	強極性 化合物
苗	19	0.55	9	91	36	29	13	14
根	100	2.3	37	63	21	14	14	14
わら	100	0.11	33	67	5.4	8.7	21	32
もみ殻	100	0.02	66	34	ND	ND	4.1	30
穀粒	100	ND	—	—	—	—	—	—

ND : 検出せず (検出限界不明)

— : 測定せず

(2) だいこん、てんさい、ほうれんそう、マスタード、飼料用とうもろこし、スイートコーン、春小麦の種子処理

だいこん、てんさい、ほうれんそう、マスタード、飼料用とうもろこし、スイートコーン、春小麦の種子に、 ^{14}C -リンデンを添加した乳剤（209 g ai/L）を処理し、屋根付きの圃場に播種して、植物体内運命試験が実施された。

リンデン残留量の平均値はだいこん及びてんさいの根部で 0.1 mg/kg 未満、マスタード、飼料用とうもろこし、スイートコーン、春小麦の茎葉部で 0.04 mg/kg 未満、春小麦の穀粒で 0.01 mg/kg 未満であった。（参照 5）

(3) りんご

りんご（品種：Red Delicious）樹に乳剤に調製した ^{14}C -リンデンを落花期直前に 1,000 g ai/ha の用量で 1 回散布処理し、1 時間、1、8、14、21、28、57、84、117 及び 131 日後に葉を、28、57、84 及び 117 日後に未成熟果実を、131 日後に成熟果実を採取して、植物体内運命試験が実施された。

りんご果実及び葉中の代謝物分布は表 8 に示されている。

リンデンが葉及び果実に分布していたことから、落花期直前に散布したリンデンは葉及び枝を経由して成熟果実に移行したことが示唆された。果実中の残留放射エネルギーは葉に比較して顕著に低かった。（参照 5）

表 8 りんご果実及び葉中の代謝物分布

分画及び成分	りんご果実 (%TRR)			りんご葉 (%TRR)		
	28 DAT	84 DAT	131 DAT	28 DAT	84 DAT	131 DAT
水溶性画分 ¹⁾	17	43	38	36	37	40
リンデン ²⁾	20	35	11	8.2	—	3.2
PCP ²⁾	0.9	1.5	14	1.0	—	1.8
2,3-DCP ²⁾	—	—	—	—	0.4	—
2,4-DCP ²⁾	—	—	—	0.1	—	—
2,3,5-TCP ²⁾	—	—	—	—	0.4	—
2,4,5-TCP ²⁾	0.9	1.5	0.3	1.0	1.2	0.1
2,4,6-TCP ²⁾	—	—	—	0.1	—	—
2,3,4,5-TeCP ²⁾	1.2	2.5	0.3	1.3	—	0.1
2,3,5,6-TeCP ²⁾	—	—	—	—	0.6	—
TLC 原点 ²⁾	34	11	12	26	40	19
極性代謝物 ²⁾	—	—	—	0.7	1.6	—
未知物質 ²⁾	3.2	5.6	—	3.2	—	—
非抽出性残留物	0.00	14	25	24	19	32
総残留放射能濃度 (mg/kg)	0.38	0.07	0.04	1.8	0.95	0.81
総回収 (%)	78	114	100	102	100	97

DAT：処理後日数

1)：石油エーテル及び酢酸エチルで抽出した後の水溶性画分

2)：石油エーテル及び酢酸エチルで抽出した時の抽出画分

(4) きゅうり

第2葉期のきゅうり（品種：Fenumex）に乳剤に調製した¹⁴C-リンデンを710 g ai/haの用量で、1週間間隔で3回茎葉散布し、閉鎖容器中で生育させ、散布7及び21日後に植物体、土壌及び捕捉溶液を採取して植物体内運命試験が実施された。代謝物検索のため、葉、茎、根、可能な場合果実を、1、2、4、7、14、28及び61日後に、成熟果実は39、42、46、53、61、64、83日後に採取した。

散布7日後のきゅうりにおいて、放射能は葉（41% TAR）、茎（3.9% TAR）、根（0.9% TAR）、土壌（14% TAR）、揮発性成分（17% TAR）及びタンク/配管/ポット（27% TAR）に回収された。

散布当日、1、3及び7日後に採取した植物体の経時的なオートラジオグラムでは、放射能は処理後速やかに植物体全体に分布した後、大部分の放射能は葉から消失した。

放射能の大部分は葉に分布しており、抽出性放射能は急速に減少した。同定された化合物はリンデンのみで、そのほかの放射能成分は低濃度の複合物であった。

（参照 5）

(5) ほうれんそう

第2葉期のほうれんそう（品種：Viroflay 及び Perpetual）の葉に乳剤に調製した¹⁴C-リンデンを900又は1,500 g ai/haの用量で1回塗布し、閉鎖容器中で生育させ、散布7日後に植物体、土壌及び捕捉溶液を採取して植物体内運命試験が実施された。

散布7日後の試料において、放射能は葉（1% TAR）、根（0% TAR）、土壌（4～61% TAR）及び揮発性成分（0～4% TAR）に回収された。

また、経時的なオートラジオグラムから放射能は処理後速やかに植物体全体に分布した後、7日後には大部分が消失した。

散布7日後までの未成熟植物体抽出分画からリンデンのみが検出された。また、散布60～92日後の成熟植物体中の放射能濃度は0.0001～0.0004 mg/kgであった。（参照 5）

(6) 後作物（大麦、レタス、にんじん）

乳剤に調製した¹⁴C-リンデンを屋外の砂壤土圃場（米国）に850 g ai/haの用量で土壌に均一に散布し、散布30、121、365日後にレタス（品種：Walmann's Green Leaf）、にんじん（品種：Goldmine）、大麦（品種：BB882）を植え付けて、植物体内運命試験が実施された。

リンデンを土壌処理した後の後作物中の残留は表9に示されている。（参照 5）

表 9 リンデンを土壌処理した後の後作物中の残留

部位	DAT ¹⁾	植付時 DAT ²⁾	総残留 放射能 濃度 (mg/kg)	アセトン抽出 (%TRR)					
				リンデ ン	PCCH	CP	DCP	TCP	TeCP
大麦茎葉	222	121	0.39	26	ND	ND	1.0	2	4.4
大麦わら	279	121	0.93	2.4	ND	0.90	2.3	1.1	ND
大麦穀粒	279	121	0.085	—	—	—	—	—	—
レタス 成熟	212	30	0.043	43	ND	7.6	ND	7.0	4.3
にんじん 成熟根茎	240	30	0.44	48	ND	ND	ND	ND	2.4

DAT：処理後日数

ND：検出せず

—：測定せず

1)：処理後から収穫までの日数

2)：処理後から後作物の植え付けまでの日数

3. 土壌中運命試験

(1) 好氣的土壌中運命試験＜参考資料＞

336 日間の好氣的土壌中運命試験が実施された。

分解物として、PCCH 及び BHC が最大でそれぞれ 3.84%TAR 及び 0.77%TAR 生成した。また、¹⁴CO₂ が試験終了時 336 日後までに 4.81%TAR 生成した。PCCH の生成は緩やかであったが試験終了時まで経時的に生成量が増加した。光又は微生物によりリンデンから α -BHC への変換が起こると考えられるが、有意な量ではなかった。（参照 8）

(2) 好氣的/嫌氣的湛水土壌中運命試験＜参考資料＞

砂壤土にリンデンを添加し、31 日間好氣的条件下でインキュベーションした後、嫌気条件下で 60 日間インキュベーションする好氣的/嫌氣的湛水土壌中運命試験が実施された。

リンデンは好氣的条件下で、開始直後の 97.6%TAR から 31 日後の 69.6%TAR に減少した。回収率の不良及びデータ点数の不足から好氣的条件下の半減期は算出できなかった。

嫌気条件下で、水・土壌の試験系中の放射エネルギーは嫌気条件 3 日後に増加した。60 日後における揮発性物質（CO₂ を含む）は 39.2%TAR で、このうち ¹⁴CO₂ 量は 6.0%TAR であった。揮発性物質中にリンデンが 12.5%TAR 含まれ、主要な分解物質が 11.8%TAR 認められたが同定には至らなかった。

嫌氣的条件下における半減期は 36.5 日であった。（参照 8）

(3) 土壌表面光分解試験＜参考資料＞

リンデンを処理した土壌薄層板（1 mm 厚、土壌種類は不明）への人工光（照

射光強度：不明、12 時間照射/日）の 30 日以上照射により微量の分解が認められた。半減期は 150 日以上と推定された。また、暗所下の半減期は 200 日と推定された。（参照 8）

（４）土壤吸脱着試験

4 種類の土壤〔埴壤土、壤土、壤質砂土、砂土（採取地不明）〕を用いたリンデンの土壤吸脱着試験が実施された。

Fleundlich の吸着係数 K_{ads} は 3.83～28.4、有機炭素含有量により補正した吸着係数 K_{oc} は 942～1,800 で移動性は中程度であった。（参照 8）

4. 水中運命試験

（１）加水分解試験

pH5、7 及び 9（緩衝液の詳細不明）の緩衝液に ^{14}C -リンデンを 1 mg/L となるように添加し、 $25\pm 1^\circ\text{C}$ で 30 日間インキュベートする加水分解試験が実施された。

リンデンの推定半減期は 115 日～173 日（pH5）、282 日～309 日（pH7）、35.4 日～36.3 日（pH9）であった。pH5 及び pH7 においてリンデンは安定で、30 日後に 5%TAR が分解した。pH9 においては 30 日後に 43～44%TAR が分解し、2,3,4,5,6-PCCH 及び 1,2,4-TCB/1,2,3-TCB がそれぞれ 7%TAR 及び 4%TAR が検出された。（参照 5、8）

（２）水中光分解試験

水（詳細不明）に ^{14}C -リンデンを 0.64 mg/L となるように、又は、水若しくはアセトンを 1.8%(v/v)となるように添加した水に 1.3 mg/L となるように添加し、野外太陽光下（米国）で 28 日間照射する水中光分解試験が実施された。

リンデンはアセトンの存在下及び非存在下にかかわらず安定で、光分解物は検出されなかった。（参照 5、8）

（３）水中光分解試験（緩衝液）

^{14}C -リンデンを 0.2%(v/v)アセトニトリル（非光増感剤）を添加した pH7 のリン酸緩衝液に 2.6 mg/L となるように添加し、 $25.4\pm 1.5^\circ\text{C}$ で 15 日間キセノン光（光強度：700 W/m²、波長：290 nm 以上）を照射して水中光分解試験が実施された。

リンデンは pH7 の水中で安定で、光分解物は検出されなかった。（参照 5）

（４）水－底質試験

^{14}C -リンデンを水－底質系（米国、66.7 g/L）に添加して好気及び嫌気的条件下で 88 日間インキュベートし、水－底質試験が実施された。

リンデンは初期段階で約 45%TAR が底質に吸着した。

好氣的条件下では、リンデンの約 16% TAR が観察期間の終了時まで分解した。一方、嫌氣的条件下では 97% TAR 以上が分解した。

また、異なる 2 か所から採取した表層水を用いてリンデンの分解性が 3、6 及び 12 週間検討された結果、初期濃度の最大 90% が分解した。一方、滅菌処理した水-底質では 95% TAR が残存し、大部分のリンデンは底質中の微生物により、嫌氣状態時により多く代謝されることが示された。（参照 7）

5. 土壤残留試験

（1）圃場消失試験

リンデンを野外のもも栽培圃場及び裸地圃場（壤質砂土、米国）に 0.61 lbs ai/A（277 g ai/A）の用量で 1 回処理した。0～5 cm 土壤深度におけるリンデンの半減期はもも栽培圃場及び裸地圃場でそれぞれ 65 日及び 107 日であった。また、5～10 cm 土壤深度におけるリンデンの残留濃度は 120～185 日の間で 0.04～0.05 mg/kg であった。（参照 8）

6. 作物等残留試験

（1）作物残留試験

海外において、小麦、なたね、キャベツ、飼料用作物等を用いてリンデン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。（参照 5、10）

（2）後作物残留試験

海外において、だいこん、てんさい等を栽培した後、ばれいしょ及びにんじんを栽培して後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。（参照 5、10）

（3）畜産物残留試験

① 乳牛

泌乳乳牛（ホルスタイン、一群 1 頭）にリンデンを 28 日間カプセル経口（20、60 及び 200 ppm 飼料相当）投与し、最終投与 20 時間後にと殺して、リンデンを分析対象とした乳汁中及び組織中の残留試験が実施された。

乳汁中の残留は 7 日後にほぼ定常状態に達し、組織では脂肪中濃度が最も高く、次いで、筋肉、腎臓、肝臓であった（別紙 4 参照）。（参照 5）

② ブタ

ブタ（系統：ヨークシャー/ランドレース交雑種、一群雌雄各 1 匹）にリンデンを 28 日間カプセル経口（7.0、21、70 ppm 飼料相当）投与し、最終投与 6～10 時間後にと殺して、リンデンを分析対象とした畜産物残留試験が実施された。

組織において、リンデンの濃度が最も高かったのは脂肪（皮下及び腎脂肪の混合）で、次いで筋肉、腎臓、肝臓（胆嚢を除く）であった（別紙 4 参照）。

（参照 5）

③ ヒツジ

ヒツジ（系統：ハンプシャー交雑種、一群雌雄各 1 匹）にリンデンを 28 日間カプセル経口（17.5、52.5、175 ppm 飼料相当）投与し、最終投与 10～12 時間後にと殺して、リンデンを分析対象とした畜産物残留試験が実施された。

組織中でリンデンの濃度が最も高かったのは脂肪（皮下、腎、大網脂肪の混合）で、次いで筋肉、腎臓、肝臓（胆嚢を除く）であった（別紙 4 参照）。（参照 5）

④ ニワトリ

ニワトリ（系統：レグホン産卵鶏、一群雌 4 羽）にリンデンを 28 日間又は 60 日間カプセル経口（1.5、4.5、15 ppm 飼料相当）投与し、最終投与後 20 時間後にと殺して、リンデンを分析対象とした畜産物残留試験が実施された。

全卵中のリンデン濃度はいずれの投与群においても 14 日後までに定常状態に達し、投与量又は投与期間による残留濃度の差は認められなかった。組織への移行量は脂肪に最も多く、そのほかの肝臓、腎臓、筋肉は僅かであった（別紙 4 参照）。（参照 5）

7. 一般薬理試験

一般薬理試験については、参照した資料に記載がなかった。

8. 急性毒性試験

（1）急性毒性試験

リンデン原体（純度>99%）の急性毒性試験が実施された。結果は表 10 に示されている。（参照 4）

表 10 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	Wistar ラット	140	190	神経への影響を示す臨床症状 (活動低下、歩行失調円背位、呼吸困難、痙攣)
	B6C3F ₁ マウス	56	77	神経への影響を示す臨床症状 (活動低下、歩行失調円背位、呼吸困難、痙攣)
	CF1 マウス	160	110	
	Chbi:NMRI マウス	120	110	
	NMRI-EMD マウス	250		

筋肉内	NMRI マウス	150	活動低下及び歩行失調
経皮	Wistar ラット	1,000	呼吸困難、円背位及び活動低下 (LD ₅₀ 投与時)
腹腔内	Wistar ラット	69	活動低下、歩行失調、振戦及び呼吸困難
	NMRI マウス	97	活動低下、歩行失調、振戦及び呼吸困難
吸入	Wistar ラット	LC ₅₀ (mg/L)	活動低下、円背位及び消瘦
		雌雄 : 0.002	

(2) 急性神経毒性試験 (ラット)

SD ラット (一群雌雄各 10 匹) を用いた単回強制経口 (原体 : 0、6、20 及び 60 mg/kg 体重) 投与による急性神経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 11 に示されている。

末梢神経及び中枢神経系の病理組織学的検査では影響は認められなかった。

本試験において、60 mg/kg 体重投与群の雄で自発運動量減少及び振戦等、20 mg/kg 体重投与群の雌で毛づくろい行動の減少及び前肢握力増加が認められたので、急性神経毒性に対する無毒性量は 6 mg/kg 体重であると考えられた。

(参照 4、6、9)

表 11 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
60 mg/kg 体重	・ 痙攣 (1 例) ・ 体重増加抑制、摂餌量低下 ・ 直腸温の低下 ・ 立毛、後肢開脚幅増加、円背位、頻呼吸、振戦、攣縮、自発運動量減少	・ 被毛及び泌尿器の汚れ ・ 体重増加抑制傾向、摂餌量低下 ・ 直腸温の低下 ・ 立毛、後肢開脚幅増加、円背位、つま先歩行、舐めずり、歩行幅減少、自発運動量減少
20 mg/kg 体重以上	20 mg/kg 体重以下 毒性所見なし	・ 毛づくろい行動の減少、前肢握力増加
6 mg/kg 体重		

9. 眼・皮膚に対する刺激性及び皮膚感作性試験 (ウサギ、モルモット)

NZW ウサギを用いた眼及び皮膚刺激性試験が行われ、眼及び皮膚刺激性は認められなかった。

Dunkin-Hartley モルモット (一群雌雄各 10 匹) を用いた皮膚感作性試験 (Magnusson & Kligman maximization 法) が行われ、皮膚感作性は認められなかった。(参照 4、7)

10. 亜急性毒性試験

(1) 28 日間亜急性毒性試験（ラット）

Wistar ラット（一群雌雄各 15 匹）を用いた混餌（0、1、10、100 及び 400 ppm）投与による 28 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 12 に示されている。

雄の腎臓には 100 ppm 以上の投与群で尿量増加、尿比重及び pH 低下、腎絶対及び比重量増加、腎近位尿細管硝子滴沈着並びに慢性間質性腎炎及び尿細管再生を伴う壊死が認められた。雄ラット腎臓へのこれらの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット）[14. (4)] で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

本試験において、100 ppm 以上投与群の雄及び 400 ppm 投与群の雌で小葉中心性肝細胞肥大等が認められたので、無毒性量は雄で 10 ppm（0.98 mg/kg 体重/日）、雌で 100 ppm（9.6 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 4）

表 12 28 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
400 ppm	・ 体重増加量減少及び摂餌量減少 ・ Hb、RBC 及び Ht 減少* ・ リン、カルシウム、Chol 及び BUN 増加 ・ A/G 比減少 ・ 肝絶対及び比重量増加	・ 体重増加量減少及び摂餌量減少 ・ 痙攣 ・ Hb、RBC 及び Ht 減少* ・ リン、カルシウム、Chol 及び BUN 増加 ・ A/G 比減少 ・ 肝絶対及び比重量増加 ・ 脾比重量増加 ・ 小葉中心性肝細胞肥大
100 ppm 以上	・ PLT 増加* ・ 小葉中心性肝細胞肥大	100 ppm 以下 毒性所見なし
10 ppm 以下	毒性所見なし	

*：統計学的有意差が認められた（ $p < 0.001$ あるいは $p < 0.05$ ）。

(2) 4 週間亜急性毒性試験（ラット）＜参考資料＞

離乳後のラット（系統、性別、匹数不明）を用いた混餌（原体：200、400、600 及び 800 ppm）投与による 4 週間亜急性毒性試験が実施された。800 ppm 投与群で死亡率が高く、400 ppm 以上の投与群で体重増加抑制及び摂餌量減少、刺激性、活動亢進並びに痙攣が認められた。（参照 7）

(3) 6週間亜急性毒性試験（ラット）

SD ラット（一群雌雄各 5 匹）を用いた混餌（原体：0、80、200、400 及び 800 ppm）投与による 6 週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 13 に示されている。

800 ppm 投与群の雌 2 匹が試験中に死亡したが、死亡動物には粗毛以外の毒性所見は認められず、死因は特定できなかった。

雄の腎臓には 80 ppm 以上の投与群で硝子滴腎症が認められた。雄ラット腎臓へのこの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット）[14. (4)]で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

本試験において、80 ppm 以上の投与群の雌雄で肝細胞肥大等が認められたので、無毒性量は 80 ppm 未満（8 mg/kg 体重/日未満）であると考えられた。

（参照 4）

表 13 6 週間亜急性毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
800 ppm	・ 体重増加量減少、摂餌量減少 ・ 肝及び腎絶対及び比重量増加*	・ 肝絶対及び比重量増加* ・ 腎比重量増加
200 ppm 以上		
80 ppm 以上	・ 肝細胞肥大及び白血球集簇巣	・ 肝細胞肥大及び白血球集簇巣

*：肝比重量には統計学的有意差が認められた。

(4) 90 日間亜急性毒性試験（ラット）

Wistar ラット（一群雌雄各 20 匹）を用いた混餌〔原体：0、0.2、0.8、4、20 及び 100 ppm、検体摂取量（計算値⁴）：0、0.01、0.04、0.2、1 及び 5 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。20 匹に加え各群雌雄の各 5 匹が投与終了後に 6 週間の回復試験に供された。

各投与群で認められた毒性所見は表 14 に示されている。

雄の腎臓には 20 ppm 以上の投与群で硝子滴沈着、尿細管上皮変性及び尿細管拡張並びに間質性腎炎及び 4 ppm 以上の投与群で BUN 増加が認められた。雄ラット腎臓へのこれらの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット）[14. (4)]で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

100 ppm 投与群においてシトクロム P450 活性の増加が認められたが、*N*-デメチラーゼの活性に影響は認められなかった。シトクロム P450 活性は回復期間終

⁴文献に基づく平均値から求めた検体摂取量（参照 12）。以下同じ。

了時には対照群と同等に回復した。

本試験において、20 ppm 以上の投与群の雌雄で肝細胞肥大を伴う肝重量増加が認められたので、無毒性量は雌雄とも 4 ppm (0.2 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 4)

表 14 90 日亜急性毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
100 ppm	・ 肝絶対重量増加*	・ 肝比重量増加*
20 ppm 以上	・ 肝比重量増加* ・ 肝細胞肥大	・ 肝絶対重量増加* ・ 肝細胞肥大
4 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

*：統計学的有意差が認められた ($p<0.01$ 又は $p<0.05$)。

(5) 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、25、50 及び 100 ppm）投与による 90 日間亜急性毒性試験が実施された。

本試験において、投与による影響は認められなかったことから、無毒性量は本試験の最高用量 100 ppm (1 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 4)

(6) 13 週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、20、100 及び 500/400 ppm：平均検体摂取量は表 15 参照）投与による 13 週間亜急性神経毒性試験が実施された。

500 ppm 投与群では重篤な毒性症状が生じたため、投与 11 日から投与量を 400 ppm に減じた。

表 15 13 週間亜急性神経毒性試験（ラット）の平均検体摂取量

投与群		20 ppm	100 ppm	500/400 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	1.4	7.1	28.1
	雌	1.6	7.9	30.2

各投与群で認められた毒性所見は表 16 に示されている。

末梢神経及び中枢神経系の病理組織学的検査において検体投与の影響は認められなかった。

本試験において、500/400 ppm 投与群の雄及び 100 ppm 以上投与群の雌で体重増加抑制及び摂餌量減少等が認められたので、一般毒性に対する無毒性量は雄で 100 ppm (7.1 mg/kg 体重/日)、雌で 20 ppm (1.6 mg/kg 体重/日) であると考えられた。また、500/400 ppm 投与群の雄でハンドリング困難等が、同投与群の雌で接触に対する過敏反応等が認められたので亜急性神経毒性に対する無毒

性量は雌雄とも 100 ppm（雄：7.1 mg/kg 体重/日、雌：7.9 mg/kg 体重/日）で
あると考えられた。（参照 4、6）

表 16 13 週間亜急性神経毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
500/400 ppm	・ 体重減少* ・ ハンドリング困難、立毛、円背位	・ 死亡（3 例：500 ppm/投与 11 日、1 例：400 ppm/投与 10 週、1 例：400 ppm/投与 13 週：死亡前に体重減少、痂皮形成を伴う鼻部の膨張、円背位、立毛、肛門周りの着色） ・ 接触に対する過敏反応、泌尿器の汚れ、つま先の痂皮形成 ・ 体重減少* ・ 肝重量増加 ・ 立毛、円背位、爪の消失、排尿回数の増加、立ち上がり回数の増加、運動量増加、痙攣（1 例）、つま先歩行
100 ppm 以上	100 ppm 以下 毒性所見なし	・ 体重増加抑制*、摂餌量減少* ・ 毛づくろい行動の増加
20 ppm		毒性所見なし

*：統計学的有意差が認められた（ $p<0.01$ 又は $p<0.05$ ）。

（7）13 週間亜急性経皮毒性試験（ラット）

Wistar ラット（一群雌雄各 49 匹）を用いた経皮（0、10、60 及び 400 mg/kg 体重/日、6 時間/日、5 日間/週）投与による 13 週間亜急性経皮毒性試験が実施された。投与終了直後に各群 23 匹を剖検し、各群のうち 13 匹はそれぞれ投与後 6 週及び 12 週の回復試験に供された。

60 mg/kg 体重/日以上投与群の雄の腎臓で重量増加、尿細管上皮の硝子滴沈着、壊死を伴う変性、好塩基性化及び円柱が認められ、壊死を伴う変性及び円柱は回復期間終了時にも認められた。雄ラット腎臓へのこれらの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット）[14.（4）]で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

同投与群の雌で肝細胞肥大が認められたが、肝臓への影響は可逆的であった。（参照 7）

（8）13 週間亜急性経皮毒性試験（ウサギ）

NZW ウサギ（一群雌雄各 40 匹）を用いた経皮（0、10、60 及び 400 mg/kg 体重/日、6 時間/日、5 日間/週）投与による 13 週間亜急性経皮毒性試験が実施さ

れた。400 mg/kg 体重/日投与群で重篤な毒性症状が認められたため、9 週及び 11 週以降は投与量をそれぞれ 350 及び 320 mg/kg 体重/日に減じて試験が実施された。各群投与 6 週後に 10 匹、投与 13 週後に 20 匹剖検し、10 匹は投与終了後 6 週間の回復試験に供された。

各投与群で認められた毒性所見は表 17 に示されている。

本試験において、60 mg/kg 体重/日以上以上の投与群の雌雄で小葉中心性肝細胞肥大等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 10 mg/kg 体重/日であると考えられた。（参照 4、6）

表 17 13 週間亜急性経皮毒性試験（ウサギ）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
400/350/320 mg/kg 体重/日	・ 死亡例（17 例） ・ 振戦及び痙攣 ・ 体重減少、摂餌量低下 ・ ALP*増加 ・ 肝比重量増加* ・ 腎比重量*増加	・ 死亡例（8 例） ・ 振戦及び痙攣 ・ 体重減少、摂餌量低下 ・ ALP*及び GGT*増加 ・ 肝絶対及び比重量増加* ・ 副腎絶対及び比重量増加 ・ 腎比重量*増加
60 mg/kg 体重/日以上	・ 副腎絶対及び比重量増加* ・ 小葉中心性肝細胞肥大	・ 小葉中心性肝細胞肥大
10 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	毒性所見なし

*：統計学的有意差が認められた（ $p<0.01$ ）。

（9）90 日間亜急性吸入毒性試験（ラット）

Wistar ラット（一群雌雄各 12 匹）を用いた 6 時間/日の吸入（設定暴露濃度値：0、0.02、0.1、0.5 及び 5 mg/m³、実測暴露濃度：0、0.02、0.12、0.6 及び 4.5 mg/m³）全身暴露による、90 日間亜急性吸入毒性試験が実施された。対照群及び最高用量投与群には 6 週間回復群（一群雌雄各 12 匹）が設けられた。

各投与群で認められた毒性所見は表 18 に示されている。

5 mg/m³ 暴露群の雌雄において、シトクロム P450 活性が上昇したが、回復期終了後には対照群と同程度であった。

雄の腎臓には 0.5 mg/m³ 以上の投与群で腎絶対及び比重量増加並びに尿細管上皮混濁腫脹、たんぱく質を含む腎尿細管拡張及び増殖性尿細管が認められた。雄ラット腎臓へのこれらの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット） [14.（4）] で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

本試験において、5 mg/m³ 暴露群で下痢、立毛、骨髄 Ret 増加等が認められたので、無毒性量は 0.5 mg/m³ であると考えられた。（参照 4、6、7）

表 18 90 日間亜急性吸入毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
5 mg/m ³	- 下痢、立毛（3 週～7 週） - 骨髓 Ret 及び骨髓芽球増加	- 下痢、立毛（3 週～7 週） - 骨髓 Ret 増加及び Lym 減少 - 肝及び腎絶対及び比重量増加
0.5 mg/m ³ 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

（10）14 週間亜急性吸入毒性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 45 匹）を用いた吸入（原体：0、0.3、1 及び 10/5 mg/m³、6 時間/日、5 日間/週の全身暴露）暴露による 14 週間亜急性吸入毒性試験が実施された。高い死亡率のため、最高用量 10 mg/m³ 群は試験 2 週に暴露量を 5 mg/m³ に減少された。各群雌雄 15 匹を暴露開始後 7 週と 14 週に剖検し、残りは 6 週間の回復試験に供した。

各投与群で認められた毒性所見は表 19 に示されている。

本試験において、10/5 mg/m³ 暴露群の雄で胸腺限局性壊死・線維化及び腎病変等が、1 mg/m³ 以上暴露群の雌で BUN 増加が認められたので、無毒性量は雄で 1 mg/m³、雌で 0.3 mg/m³ であると考えられた。（参照 4、6）

表 19 14 週間亜急性吸入毒性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	雄	雌
10/5 mg/m ³	- 死亡例（投与 1 週：2/45 匹） - 骨髓赤芽球、巨赤芽球、好酸球、リンパ球数及び M:E 比の増加 - 幼若顆粒球の減少 - 腎病変（嚢胞、色調変化、水腎症及び肥大）、膀胱及び尿道拡張（死亡例の所見） - 胸腺限局性壊死・線維化、縦隔炎（以上 7 週）、副腎皮質セロイド変性及び結節性皮質細胞過形成（14 週） - 精巣絶対及び比重量の増加、脳重量の増加	- 死亡例（投与 1 週：12/45 匹） - Glu 増加（7 週～20 週） - 尿中カリウム増加 - 骨髓リンパ球及び赤芽球の増加 - 幼若好酸球の減少 - 副腎紡錘細胞過形成増加（14 週）
1 mg/m ³ 以上	1 mg/m ³ 以下	・ BUN 増加
0.3 mg/m ³	毒性所見なし	毒性所見なし

11. 慢性毒性試験及び発がん性試験

（1）24 週間亜急性毒性試験（マウス）＜参考資料⁵＞

dd マウス（一群雄 20～40 匹）を用いた混餌（原体異性体の単体又はそれらの

⁵ 本試験において用いられた検体にはリンデンの異性体が混合されており、リンデンの毒性試験と見なせないと判断したことから、参考資料とした。

混合物、原体：0、100、250 及び 500 ppm）投与による 24 週間亜急性毒性試験が実施された。

投与による体重への影響は認められなかった。500 ppm 投与群において、肝臓の絶対及び比重量が増加（16%及び 33%）した。肝細胞肥大が認められたが腫瘍は観察されなかった。（参照 4）

（2）80 週間慢性毒性試験（マウス）＜参考資料＞

Chbb:NMRI マウス（投与群雌雄各 50 匹、対照群雌雄各 100 匹）を用いた混餌（原体：0、12、25 及び 50 ppm）投与による 80 週間慢性毒性試験が実施された。

50 ppm 投与群において、試験期間中に死亡した 19 例のうち 5 例に脾肥大、最終と殺動物 41 例のうち 5 例に肺の斑状及び白色化が認められた。また、同投与群の生存動物において、多形核肉腫及び紡錘細胞肉腫がそれぞれ 2 例及び 1 例認められた。（参照 4）

（3）104 週間慢性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌雄各 4 匹）を用いた混餌（原体：0、25、50 及び 100 ppm）投与による 104 週間慢性毒性試験が実施された。投与開始後 1、3、6、12、24 か月に血液、臨床化学、尿の検査を行った。

100 ppm 投与群の 1 匹が痙攣発症後死亡した。

50 ppm 以上投与群で PLT の増加（投与開始後 1 か月）が、100 ppm 投与群で ALP 増加（投与 6 か月以降）が認められた。全ての投与群で脾絶対及び比重量増加が認められたが、脾臓に病理組織学的変化は認められなかった。脳下垂体前葉のう胞（0、25、50 及び 100 ppm 投与群でそれぞれ雌雄合せて 2/8、4/8、5/8 及び 3/8 例）及び副腎細胞質空胞形成（50 及び 100 ppm 投与群でそれぞれ 4/8 及び 3/8 例、対照群 1/8 例）が認められた。

本試験において、50 ppm 投与群で副腎細胞質顆粒空胞形成等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 25 ppm（0.83 mg/kg 体重/日）であると考えられた。

（参照 4）

（4）2 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、25、50 及び 100 ppm、検体摂取量：0、0.8、1.6 及び 2.9 mg/kg 体重/日）投与による 2 年間慢性毒性試験が実施された。

本試験において、100 ppm 投与群で ALP 活性増加、肝臓の暗色化及び肥大が認められたので、無毒性量は雌雄とも 50 ppm（1.6 mg/kg 体重/日）であると考えられた。（参照 9）

(5) 2年間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）

Wistar ラット [1年間慢性毒性群：一群雌雄各 50 匹、ほかに中間と殺群（投与 30 日後、26、52 及び 78 週後（52 週間の検体投与後、26 週間の回復期間を設定）：一群雌雄各 15 匹）、2年間発がん群：一群雌雄各 55 匹] を用いた混餌（原体：0、1、10、100 及び 400 ppm：平均検体摂取量は表 20 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。

表 20 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		1 ppm	10 ppm	100 ppm	400 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	雄	0.05	0.47	4.81	19.7
	雌	0.06	0.59	6.00	24.3

各投与群で認められた毒性所見（非腫瘍性病変）は表 21 に示されている。

検体投与により発生頻度の増加した腫瘍性病変は認められなかった。

1 年間慢性毒性試験では 100 ppm 以上投与群の雌雄で小葉中心性肝細胞肥大、10 ppm 以上投与群雄において α_{2u} -グロブリン性腎症に伴う変化が尿検査、血液生化学的検査及び病理組織学的検査において認められたが、いずれも 26 週回復後には認められなかった。なお、 α_{2u} -グロブリン性腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

本試験結果より、100 ppm 投与群の雌雄で小葉中心性肝細胞肥大、脾臓重量増加等が認められたので、無毒性量は雌雄とも 10 ppm（雄：0.47 mg/kg 体重/日、雌：0.59 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 4、6、9）

表 21 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
（非腫瘍性病変）

投与群	雄	雌
400 ppm	・ Hb、Ht 及び RBC 減少（104 週） ・ リン及びカルシウム増加（52 週まで） ・ 体重増加抑制	・ 死亡率増加 ・ 痙攣 ・ Hb、Ht 及び RBC 減少（104 週） ・ リン、カルシウム、T.Chol 及び BUN 増加（52 週まで） ・ A/G 比減少（52 週まで）
100 ppm 以上	・ 肝及び脾絶対及び比重量増加 ・ 小葉中心性肝細胞肥大	・ 肝及び脾絶対及び比重量増加 ・ 小葉中心性肝細胞肥大
10 ppm 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

(6) 78 週間発がん性試験 (マウス)

ICR マウス (一群雌雄 50 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、10、40 及び 160 ppm) 投与による 78 週間発がん性試験が実施された。

160 ppm 投与群の雄において、小葉中心性肝細胞肥大及び変異肝細胞巢 (好酸性) の増加が認められた。

肺胞－細気管支腺腫の発生頻度は表 22 に示されている。

160 ppm 投与群の雌において、肺胞－細気管支腺腫の統計学的に有意な増加が認められたが、本系統に好発する腫瘍であり、発生頻度の増加は対照群に対し僅かであった。

本試験において、160 ppm 投与群の雄で小葉中心性肝細胞肥大等、雌で肺胞－細気管支腺腫の発生頻度の増加が認められたので、無毒性量は雌雄とも 40 ppm (5.2mg/kg 体重/日) と考えられた。(参照 4)

表 22 肺胞－細気管支腺腫の発生頻度

性別	雄				雌			
投与量(ppm)	0	10	40	160	0	10	40	160
検査数	49	48	49	48	48	46	47	48
腺腫	16	15	11	8	5	7	7	13*
癌	0	1	3	0	1	2	2	1
腺腫＋癌	16	16	14	8	6	8	9	14*

* : 統計学的有意差が認められた (p<0.05)。

(7) 80 週間発がん性試験 (マウス①) <参考資料>

B6CF3 マウス (一群雌雄各 50 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、80 及び 160 ppm、検体摂取量 : 0、11 及び 23 mg/kg 体重/日) 投与による 80 週間発がん性試験が実施された。

全ての検体投与群において、脱毛、粗毛及び腹部の膨満が認められた。投与後期には、雄では攻撃性の増大、雌では興奮が認められた。

本試験の条件下では、リンデンによる発がん性は認められなかった。(参照 4)

(8) 80 週間発がん性試験 (マウス②) <参考資料>

Chbb:NMRI マウス (一群雌雄各 50 匹) を用いた混餌 (原体 : 0、12、25 及び 50 ppm) 投与による 80 週間発がん性試験が実施された。

本試験において、検体投与による影響は認められなかった。(参照 4)

(9) 2 年間発がん性試験 (マウス) <参考資料⁶>

毛色 (アグーチ (Agouti)、偽アグーチ (Pseudoagouti) 及び黒色) の異なった 3 種のマウス (一群雌各 36～96 匹) を用いた混餌 (原体 : 0 及び 160 ppm、

⁶ 本試験は 1 投与量試験、NOAEL 不明等、詳細不明であったことから参考資料とした。

検体摂取量：0 及び 23 mg/kg 体重/日）投与による 2 年間発がん性試験が実施された。加えてアグーチ及び黒色マウス（一群雌 48～96 匹）を用いて回復性を評価した（投与期間 6 か月間、回復期間 6 又は 18 か月間）。

検体投与群において、6 か月後及び 12 か月後に動物全ての系統において、ベンゾ[a]ピレンモノオキシゲナーゼ活性の上昇（1.6～2.8 倍）及び肝重量の増加（12～31%）が認められたが、回復期間終了後において、肝重量は対照群と同等であった。

肝腫瘍の発生頻度は表 23 に、肺クララ細胞過形成及び腫瘍の発生頻度は表 24 に示されている。（参照 4）

表 23 2 年間発がん性試験（マウス）における肝細胞腫瘍の発生頻度（24 か月後）

	Agouti/Yellow		Pseudoagouti		Black	
	対照群	投与群	対照群	投与群	対照群	投与群
肝細胞腺腫	8/93	33/94	5/95	11/95	6/96	3/96
肝細胞癌	12/93	16/94	2/95	5/95	3/96	1/96
肝細胞腺腫＋癌	20/93	49/94	7/95	16/95	9/96	4/96

表 24 肺クララ細胞過形成及び肺腫瘍の発生頻度（24 か月後）

	Agouti/Yellow		Pseudoagouti		Black	
	対照群	投与群	対照群	投与群	対照群	投与群
肺クララ細胞過形成	14/95	68/95	10/95	71/96	10/96	76/95
肺腫瘍	4/95	18/95	6/95	13/94	2/96	3/96

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、1、20 及び 150 ppm、平均検体摂取量：0、0.087、1.71 及び 13.1 mg/kg 体重/日）投与による 2 世代繁殖試験が実施された。

各投与群において認められた毒性所見は表 25 に示されている。

150 ppm 投与群において、F₁ 世代の同腹児動物（3/28）及び F₂ 世代の同腹児動物（2/27）が死亡又は人道的な理由でと殺された。

20 ppm 以上の投与群の親動物雄の腎臓には、腎絶対及び比重量増加、慢性間質性腎炎、皮質尿細管細胞新生、近位尿細管硝子滴沈着、細胞円柱及び皮質尿細管円柱の剥離を伴う尿細管壊死が認められた。雄ラット腎臓へのこれらの影響は、 α_{2u} -グロブリン腎症によるものであることがリンデンの腎障害に関する検討（ラット）[14.（4）]で確認されている。 α_{2u} -グロブリン腎症はヒトには関連のない雄ラットに特有の病変であると考えられており、これらの腎臓の変化はヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

本試験において、20 ppm 以上投与群の親動物雌雄で肝細胞肥大等、150 ppm

投与群の児動物で体重増加抑制及び発育の遅延等が認められたので、一般毒性に対する無毒性量は親動物で 1 ppm (0.087 mg/kg 体重/日)、児動物で 20 ppm (1.71 mg/kg 体重/日) と考えられた。また、150 ppm 投与群の児動物で生存率の低下が認められたので、繁殖能に対する無毒性量は 20 ppm (1.71 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 4、6)

表 25 2 世代繁殖試験（ラット）において認められた毒性所見

投与群		親：P 児：F ₁		親：F ₁ 児：F ₂	
		雄	雌	雄	雌
親動物	150 ppm		・体重増加抑制 ・肝絶対及び比重量増加	・体重減少 ・腎絶対及び比重量増加 ・水腎症発生数増加	
	20 ppm 以上	・肝細胞肥大	・肝細胞肥大	・小葉中心性肝細胞肥大	・肝細胞肥大
	1 ppm	毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし
児動物	150 ppm	・生存率低下		・生存率低下 ・低体重（出生後 1 日） ・体重増加抑制 ・歯芽萌出及び体毛成長の開始時期及び完了時期の遅延	
	20 ppm 以上	毒性所見なし		毒性所見なし	

（2）1 世代繁殖試験（ラット）＜参考資料＞

SD ラット（一群雌雄各 6 匹）を用いた混餌（原体：0、20、100、200 及び 400 ppm）投与による 1 世代繁殖試験が実施された。本試験は 2 世代繁殖試験（ラット）[12. (1)]の用量設定を目的として実施された。

親動物において、400 ppm 投与群の雌 3 匹が死亡し、全ての死亡動物及び生存動物 3 匹のうち 2 匹で脱毛が認められた。体重増加抑制が用量依存的に認められ、400 ppm 投与群の雄及び 200 ppm 以上の投与群の雌で摂餌量の減少及び食餌効率の減少、肝絶対及び比重量増加が認められた。

児動物では 400 ppm 投与群で生存出生児数の減少及び性比の変化（雌：雄比の増加）、200 ppm 以上の投与群で着床痕減少（13%）及び同腹生存児数減少（12～32%）が認められた。100 ppm 以上の投与群で出生後 4 日まで体重減少が認められ、出生後 4 日までに死亡した児動物の胃内には母乳が見られなかった。

（参照 4）

（3）1 世代繁殖試験（マウス）＜参考資料⁷＞

ICR マウス（一群雌各 12 匹）を用いた強制経口（原体：0、1 及び 3 mg/kg

⁷ 本試験は検体が投与されたのは雌のみであることから、参考資料とした。

体重/日) 投与による 1 世代繁殖試験が実施された。検体は、交配前 15 日から出産後 21 日まで投与された。

3 mg/kg 体重/日投与群で 2 匹が試験途中でと殺された。報告書では、これらの動物は挿管時の傷害によると殺であるとされていたが、JMPR では剖検の結果から、検体投与による影響であると判断している。

親動物において、交尾行動、受精率、妊娠期間及び分娩又は出生率に検体投与の影響は認められなかった。児動物において、大きさ、出生数、生存児数、胎児体重及び臨床症状に検体投与の影響は認められなかった。(参照 4)

(4) 発生毒性試験(ラット、経口)

CFY ラット (SD 由来の系統：一群雌 20 匹) の妊娠 6～15 日に強制経口 (原体：0、5、10 及び 20 mg/kg 体重/日、溶媒：0.5%CMC) 投与して発生毒性試験が実施された。

母動物では 20 mg/kg 体重/日投与群の 2 匹が妊娠 12～14 日に死亡した。また、10 mg/kg 体重/日以上投与群で体重減少及び摂餌量低下が認められた。

胎児では、骨格変異である第 14 肋骨の増加が 20 mg/kg 体重/日投与群で統計学的に有意に認められたことに加え、10 mg/kg 体重/日投与群においても発生率の増加が認められ、統計的には有意ではないが投与による影響と考えられた。

本試験において、10 mg/kg 体重/日以上投与群で母動物では体重減少及び摂餌量低下が、胎児では第 14 肋骨が認められたので、無毒性量は母動物及び胎児とも 5 mg/kg 体重/日であると考えられた。催奇形性は認められなかった。

(参照 4、6、7)

(5) 発生毒性試験(ラット、皮下) <参考資料⁸>

SD ラット (一群 20 匹) の妊娠 6～15 日に皮下 (原体：0、5、15 及び 30 mg/kg 体重/日、溶媒：コーン油) 投与して発生毒性試験が実施された。

30 mg/kg 体重/日投与群の母動物 2 匹が早産により死亡した。同群の母動物 1 匹で、振戦、痙攣、着色尿、興奮性及び食欲不振が認められたが、死因との関係は不明であった。

15 mg/kg 体重/日以上投与群の母動物で体重増加抑制が認められ、30 mg/kg 体重/日投与群の母動物では摂餌量の減少も認められた。

児動物には投与による影響は認められなかった。(参照 6、7)

(6) 発生毒性試験(マウス、経口)

NMRI-EMD マウス (一群雌 25 匹) の妊娠 6～15 日又は 11～13 日に強制経口 (原体：0、12、30 及び 60 mg/kg 体重/日、溶媒：0.5%CMC) 投与による発

⁸ 本試験は米国の評価書のみに記載されており、米国においてテストガイドラインを満たしていないとされ、参考資料とされたことから、本評価書でも参考資料とした。

生毒性試験が実施された。

各投与群において認められた毒性所見は表 26 に示されている。

妊娠 6～15 日に投与された母動物では、30 mg/kg 体重/日以上投与群において、活動性の低下、呼吸困難、歩行失調及び妊娠率の低下が認められた。60 mg/kg 体重/日投与群では、体重減少並びに死亡率及び流産率の増加が認められた。妊娠 11～13 日に投与された母動物では、12 及び 30 mg/kg 体重/日投与群で流産率（14%及び 6%）の増加が認められたが、用量相関がないことから、検体投与の影響とは考えなかった。

胎児では、12 及び 60 mg/kg 体重/日投与群で母動物が 6～15 日に投与された群で腹当たりの生存胎児数減少が認められたほか、60 mg/kg 体重/日投与群では低体重が認められた。

本試験において、母動物では 30 mg/kg 体重/日以上投与群で活動性の低下、呼吸困難、歩行失調及び妊娠率の低下が認められたこと、また、胎児では 12 及び 60 mg/kg 体重/日投与群で生存胎児数減少が認められたことから、無毒性量は、母動物では 12 mg/kg 体重/日、児動物では 12 mg/kg 体重/日未満であると考えられた。（参照 4、7）

表 26 発生毒性試験（マウス）で認められた毒性所見

投与群	母動物への投与期間：妊娠 6～15 日		母動物への投与期間：妊娠 11～13 日	
	母動物	胎児	母動物	胎児
60 mg/kg 体重/日	体重増加抑制、 体重減少、死亡率 及び流産率の増加	低体重、生存胎児 数の減少	60 mg/kg 体重/ 日以下 毒性所見なし	60 mg/kg 体重/ 日以下 毒性所見なし
30 mg/kg 体重/日 以上	活動性の低下、 呼吸困難、歩行 失調及び妊娠率 の低下	毒性所見不明		
12 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	生存胎児数の減少		

（7）発生毒性試験（マウス、皮下）＜参考資料⁹＞

NMRI-EMD マウス（一群雌 25 匹）を用いて皮下（原体：6 mg/kg 体重、溶媒：0.5%CMC）で妊娠 11～13 日及び 6～15 日に投与し発生毒性試験が実施された。

妊娠 6～15 日の投与群で矮小児の発生率が僅かに上昇したが、着床数、母体当たりの生体胚の数及び吸収や再吸収の割合に対する影響は認められず、投与に関連した奇形は観察されなかった。（参照 7）

⁹ 対照群が設定されていないこと、単一用量であることから参考資料とした。

(8) 発生毒性試験（ウサギ①、経口）＜参考資料¹⁰＞

NZW ウサギ（一群雌 13 匹）の妊娠 6～18 日に強制経口（原体：0、5、10 及び 20 mg/kg 体重/日、溶媒：0.5%CMC）投与による発生毒性試験が実施された。

親動物は 5 mg/kg 体重/日投与群において頻呼吸及び嗜眠が認められたが、その他の毒性所見はいずれの投与群においても認められなかった。胎児では、20 mg/kg 体重/日投与群で第 13 肋骨の増加が認められた。（参照 4、6、7、9）

(9) 発生毒性試験（ウサギ②、皮下）＜参考資料¹¹＞

NZW ウサギ（一群雌 15 匹）の妊娠 6～18 日における皮下（原体：0、5、15 及び 45/30 mg/kg 体重/日、溶媒：コーン油）投与による発生毒性試験が実施された。45 mg/kg 体重/日投与群で過剰な毒性症状が認められたため、妊娠 9 日に投与量が 30 mg/kg 体重/日に減じられた。

45/30 mg/kg 体重/日投与群の母動物 14 匹が妊娠 10～26 日に死亡したため、最高投与群では試験が成立しなかった。15 mg/kg 体重/日投与群においては、1 匹が死亡し、活動低下及び後肢の固定化、摂餌量減少を伴う体重増加抑制及び肝組織の変化が認められた。同群では 1 匹の流産が認められたが、これは母体毒性によるものと考えられた。（参照 6、7）

(10) 発生毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（一群雌 13～14 匹）の妊娠 1 日又は 5 日から妊娠期間中混餌（原体：0、7.5 及び 15 mg/kg 体重/日）投与し発生毒性試験が実施された。

母動物では、いずれの投与群においても毒性所見は認められなかった。胎児に対する催奇形性は認められなかったと JMPR、WHO-IPCS、EFSA は評価しているが、胎児死亡の評価はこれら 3 機関で異なり、JMPR では検体投与の影響で胎児死亡が増加したとしているが、WHO-IPCS と EFSA では検体投与による影響はないと判断している。JMPR では胎児死亡の頻度が対照群で 2%、検体投与群で 18～31%であったと報告している。これに従えば、奇形に関する検査を行うための十分な胎児数が得られていることから、催奇形性は認められなかったとする判断は適切であると、食品安全委員会は判断した。胎児に対する無毒性量が 7.5 mg/kg 体重/日であるとした JMPR の評価も適切であると考ええる。

本試験における無毒性量は、母動物では本試験の最高用量である 15 mg/kg 体重/日、胎児では 7.5 mg/kg 体重/日であると考えられた。催奇形性は認められなかった。（参照 4、7、9）

¹⁰ 米国において、用量設定が不適切等の理由から参考資料とされていることから、本評価書でも参考資料とした。

¹¹ 本試験は、米国において皮下投与で行われているものの経口投与の補足的な情報を示すものとして参考資料とされていることから、本評価書でも参考資料とした。

(11) 発達神経毒性試験（ラット）

Wistar ラット（匹数不明）の妊娠 6 日～哺育 10 日に混餌（原体：0、10、50 及び 120 ppm：平均検体摂取量は表 27 参照）投与し発達神経毒性試験が実施された。

表 27 発達神経毒性試験（ラット）の平均検体摂取量（F₀）

投与群		10 ppm	50 ppm	120 ppm
平均検体摂取量 (mg/kg 体重/日)	妊娠期	0.8～0.9	4.2～4.6	8.0～10
	哺育期	1.2～1.7	5.6～8.3	14～19

検体投与により認められた毒性所見は表 28 に示されている。

本試験において、120 ppm 投与群の母動物で体重増加抑制、摂餌量減少、ハンドリング時の反応性が亢進したことから、母動物の無毒性量は 50 ppm（4.2 mg/kg 体重/日）、50 ppm 投与群の児動物で死亡率増加、体重増加抑制、運動量増加等が認められたので、児動物の無毒性量は 10 ppm（0.8 mg/kg 体重/日）であると考えられた。発達神経毒性は認められなかった。（参照 4、6、9）

表 28 発達神経毒性試験（ラット）で認められた毒性所見

投与群	母動物	児動物
120 ppm	・ 体重増加抑制（妊娠期）、摂餌量減少（妊娠期） ・ ハンドリング時の反応性亢進（2～3 週）	・ 死産児数増加、生存胎児指数減少 ・ 4 日生存率低下、切迫と殺（9 匹：3 腹） ・ 正向反射遅延 ・ 聴覚驚愕反応減少
50 ppm 以上	50 ppm 以下 毒性所見なし	・ 離乳期までの死亡率増加 ・ 体重増加抑制（哺育期 1～11 日） ・ 運動量増加（哺育期） ・ 脳絶対重量低下（65 日）
10 ppm		毒性所見なし

13. 遺伝毒性試験

リンデンの細菌を用いた復帰突然変異試験及び DNA 修復試験、チャイニーズハムスター肺由来細胞（V79）及び卵巣由来細胞（CHO）を用いた遺伝子突然変異試験及び染色体異常試験、NMRI マウス宿主経由の復帰突然変異試験、ハムスター及びラットを用いた骨髓細胞での染色体異常試験、マウスを用いた小核試験、マウスを用いた骨髓細胞での姉妹染色分体交換（SCE）試験、ラット及びマウスを用いた優性致死試験並びにショウジョウバエを用いた伴性劣性遺伝致死試験が実施された。

結果は表 29 に示されている。復帰突然変異試験、染色体異常試験及び SCE 試験の一部において陽性の結果が得られたが、その他の試験では陰性であり、JMPR はリンデンに遺伝毒性は認められないと結論づけている。食品安全委員会は、この判

断を支持し、リンデンに生体にとって問題となる遺伝毒性はないものと考えられた。
(参照 4、6、7)

表 29 遺伝毒性試験結果概要（原体）

試験	対象	処理濃度・投与量	結果
in vitro	復帰突然変異試験 <i>Salmonella typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1537、TA1538、 TA1950、TA1978 株)	1～1,000 µg/プレート (+S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA98、100、1535、1538 株)	0.93～210 µg/プレー ト* (-S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA1535、TA1538 株)	0.31～5 mg/プレート* (+/-S9)	陽性 ¹⁾
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1538 株)	4、20、100、500、2,500 µg/プレート* (+S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1537 株) <i>Escherichia coli</i> (WP2 <i>uvr A</i> 株)	16～5,000 µg/プレー ト	陰性
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1537 株)	0～333 µg/プレート (8 種類濃度) (-S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>S. typhimurium</i> (TA98、TA100、TA1535、 TA1537 株)	0～333 µg/プレート (8 種類濃度) (-S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>Escherichia coli</i> (WP2 <i>trp</i> 株)	約 1 mg/プレート (-S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>Escherichia coli</i> (WP2 <i>uvr A</i> 株)	～5,000 µg/プレート の 6～7 種類濃度 (+S9)	陰性
	復帰突然変異試験 <i>Escherichia coli</i> (WP2 及び WP2 <i>uvr A</i> -株)	濃度勾配（1 万倍の濃 度勾配）の 4 種類濃度 (+S9)	陰性
	DNA 修復試験 <i>Bacillus subtilis</i> H17 rec+ M45 rec-	1 mg/mL DMSO 溶液 0.02 mL/プレート (-S9)	陰性
	遺伝子突然変異試験 チャイニーズハムスター V79 細胞 (<i>Hprt</i> 遺伝子)	0.5～500 µg/mL(+/-S9)	陰性
	遺伝子突然変異試験 チャイニーズハムスター V79 細胞 (<i>Hprt</i> 遺伝子)	①5～500 µg/mL(+S9) ②2～50 µg/mL(-S9)	陰性
	染色体異常試験 チャイニーズハムスター卵 巢細胞 (CHO)	25～300 µg/mL(+/-S9)	陽性 ¹⁾ (-S9)

宿主 経由	復帰突然変異試験	NMRI マウス <i>S. typhimurium</i> (G46)	25 mg/kg 体重/日(皮下 投与)	陰性
	復帰突然変異試験	NMRI マウス <i>Serratia marescens</i> a 21. leu ⁻	25 mg/kg 体重/日(皮下 投与)	陰性
in vivo	染色体異常試験	チャイニーズハムスター(骨 髄細胞) (系統、性別及び匹数不明)	0.125、1.25、12.5 mg/kg 体重/日 (5 日間強制経口投与)	陽性 ¹⁾
	染色体異常試験	シリアンハムスター(骨髄細胞) (系統、性別及び匹数不明)	64、128、280、640 mg/kg 体重/日	陰性
	染色体異常試験	ラット(骨髄細胞) (系統、性別及び匹数不明)	1.5、7.0、15 mg/kg 体 重/日 (12 週間強制経口投与)	陰性
	小核試験	CBA マウス(赤芽球) (雄、匹数不明)	75 mg/kg 体重/日	陰性
	SCE 試験	CF-1 マウス(骨髄細胞) (匹数不明)	雄：2、10、50 mg/kg 体重/日 雌：1.6、8、40 mg/kg 体重/日 (経口投与)	陰性
	SCE 試験	CF-1 マウス(骨髄細胞) (雌雄各 5 匹)	雌雄：1.3、6.4、32 mg/kg 体重/日 (腹腔内投与)	雄：陰性 雌：陽性 ²⁾
	優性致死試験	Chbb:THOM ラット	1.5、7、15 mg/kg 体重 /日、8 週間	陰性
	優性致死試験	SD ラット (雄、10 匹)	1、3、10 mg/kg 体重/ 日、週 5 回 10 週間	陰性
	優性致死試験	NMRI マウス (雄、1 群 10 匹)	12.5、25、50 mg/kg 体重/日(腹腔内投与)	陰性
	優性致死試験	ICR マウス (雄、匹数不明)	15、75、200、1,000 mg/kg 体重/日(腹腔内 投与)	陰性
	優性致死試験	ICR マウス (雄、匹数不明)	15 mg/kg 体重/日(経口 投与)、5 回	疑陽性 (Equivocal)
	伴性劣性遺伝致死試 験	<i>Drosophila melanogaster</i>	0.001% (aqueous sol.) 腹部投与(0.2 µl)	陰性

+/-S9：代謝活性系存在下及び非存在下

*：被験物質は DMSO に溶解して用いた。

1)：細胞毒性がある場合又は原体が沈殿する場合にのみ陽性。

2)：JMPR:全濃度/雌で陽性、米国：最高濃度のみで陽性。(参考 4、6)

1 4. その他の試験

(1) 肝腫瘍形成に及ぼすリンデン及び異性体の影響

- a. dd マウス (一群雄各 20~30 匹) を用い、PCB-5 (250 ppm) 存在下又は非存在下で α -BHC、 β -BHC 及びリンデンを 24 週間混餌(0、50、100 及び 250 ppm)

投与して、BHC によって引き起こされる肝腫瘍プロモーション作用におけるポリ塩化ビフェニルの役割及び肝腫瘍形成に及ぼす BHC 異性体の影響が検討された。

肝絶対及び比重量増加が、PCB 存在下の全ての投与群及び PCB 非存在下の α -BHC 250 ppm 投与群のみで認められた。

α -BHC 250 ppm 投与群では、PCB の存在の有無にかかわらず、結節性過形成及び肝細胞癌の増加が認められた。 β -BHC 100 ppm 以上の投与群では、PCB 存在下でのみ肝腫瘍の増加が認められた。リンデン (γ -BHC) 投与群では全濃度投与群において肝腫瘍及びプロモーション作用は認められなかった。

本試験におけるリンデンの無毒性量は、最高用量である 250 ppm (12 mg/kg 体重/日) であると考えられた。(参照 4、7)

- b. 雌 Wistar ラット (一群雌 3~8 匹) の肝臓の中葉及び右葉を切除した後、リンデンを 30 mg/kg 体重/日での 2 週間、次いでフェノバルビタールを 50 mg/kg 体重/日で 15 週間投与 (投与方法不明) し、腫瘍イニシエーション作用が検討された。 γ -グルタミルトランスフェラーゼ反応による形態学的観察からイニシエーション作用は認められなかった。

プロモーション作用は N - ニトロソモルホリンの単回強制経口 (250 mg/kg 体重/日) 投与後に、リンデン (0.1、0.5、2.5、10.0 及び 30.0 mg/kg 体重/日) を 4、15 及び 20 週間投与 (投与方法不明) して検討された。肝の変異細胞巢の数と大きさがいずれも増加した。リンデンは腫瘍プロモーターに分類されると考えられた。(参照 7)

(2) ホルモン代謝に関する検討

① 抗エストロゲン活性に対する影響 (ラット)

幼若 Fischer ラット (21 日齢：一群雌 5~12 匹) を用い、リンデンを 14 週間強制経口 (0、5、10、20 及び 40 mg/kg 体重/日) 投与して、リンデンの抗エストロゲン活性に対する影響が検討された。

40 mg/kg 体重/日投与群において、7/12 匹のラットが試験途中で死亡した。20 及び 40mg/kg 体重/日投与群では、試験後期に有意な体重増加が認められた。これらは摂餌量及び食餌効率の増加と関連していた。10 mg/kg 体重/日以上投与群においては、膣開口の遅延、25 日間での発情前期を示す日数の減少が認められた。摂餌量は発情休止期最終日から発情前期まで増加した。肝臓重量が用量依存的に増加し、子宮、卵巣及び脳下垂体重量は用量依存的に減少した。

(参照 4、7)

② 繁殖能に関連するホルモンの調節に対する影響 (ラット①)

幼若ラット (系統不明、21 日齢：一群雌 6~12 匹) を用い、リンデンを最長

109 日間強制経口（0、5、10、20 及び 40 mg/kg 体重/日）投与して、リンデンがホルモンの調節に与える影響が検討された。

20 mg/kg 体重/日以上投与群で体重の増加が認められた。10 及び 40 mg/kg 体重/日投与群で膣開口の遅延が認められたが、5 及び 20mg/kg 体重投与群では認められなかった。また全ての投与群で性周期の延長が認められた。これらの症状は 5 mg/kg 体重/日投与群では 90 日後に、10 mg/kg 体重/日以上投与群では 110 日後に正常に戻った。

20 mg/kg 体重/日以上投与群において、子宮の絶対及び比重量が減少した。10 mg/kg 体重/日以上投与群で下垂体の重量減少が認められた。発情前期に血清中ホルモンを測定した結果、LH 及びプロラクチンの血清中濃度は 10 mg/kg 体重/日以上投与群で減少したが、FSH 濃度に投与の影響は認められなかった。血清中のエストラジオール濃度が 10 mg/kg 体重/日投与群で増加し、40 mg/kg 体重/日投与群で減少した。そのほかの濃度群では変化が認められなかった。下垂体においては、20 mg/kg 体重/日以上投与群で LH 濃度の減少及び FSH 濃度の増加が認められ、40 mg/kg 体重/日投与群でプロラクチン濃度減少が認められた。（参照 4）

③ 繁殖能に関連するホルモンの調節に対する影響（ラット②）

ラット（系統不明、21 日齢：一群雌 8 匹）を用い、リンデンを 7 日間強制経口（0 及び 30 mg/kg 体重）投与し、投与最終日に EB10 µg を皮下注射し、6 又は 30 時間後にと殺して、リンデンのエストロゲン、抗エストロゲン作用が検討された。

子宮及び下垂体重量はリンデン投与及び EB の皮下注射 30 時間後では対照群に比べて低い傾向が認められた。しかし、EB のみの投与群では対照群に比べ有意に高い重量を示した。

EB 非処理群において、リンデンは血清中 LH 濃度及びプロラクチン濃度に影響を及ぼさなかった。また、EB は血清 LH 濃度及びプロラクチン濃度を増加させ、この効果はリンデンの投与の有無にかかわらず同様であった。下垂体の LH 濃度、プロラクチン濃度及び FSH 濃度はリンデン投与群において対照群より高い濃度を示していたが、EB 処理群ではリンデンの前処理の有無にかかわらずこれらの濃度は減少した。

これらのことから、リンデンは EB に対しアンタゴニストとして作用することが示された。（参照 4）

④ 繁殖能に関連するホルモンの調節に対する影響（ラット③）

卵巣摘出アルビノラット（系統不明：一群雌 6 匹）を用い、リンデンを 30 日間強制経口（0 及び 20 mg/kg 体重）投与及び EP1 µg を腹腔内投与して、リンデンのエストロゲン・抗エストロゲン作用が検討された。対照群として、リンデ

ン単体の強制経口投与及び EP 単体の腹腔内投与の同時投与群が設けられた。

リンデンの単体投与は、子宮、子宮頸部及び膣重量に影響を及ぼさなかったが、これらの臓器におけるグリコーゲン含有量を増加させた。リンデンと EP の同時投与では、子宮、子宮頸部及び膣重量増加並びにこれらの臓器におけるグリコーゲン含有量の増加が認められたが、増加の程度は EP 単体投与群に比べて低かった。子宮、子宮頸部及び膣の病理組織は対照群及びリンデン単体投与群では未成熟に類似していたが、エストラジオール単体投与群及び EP 同時投与群では成熟像に類似していた。エストラジオール若しくはリンデン単体投与群又はリンデン及び EP 同時投与群では、Hb 及び RBC 増加が認められた。（参照 4）

⑤ リンデンの性的受容性に関する検討（ラット）

Fischer ラット（一群雌 5～9 匹）を用い、リンデン（0、25、33、50 及び 70 mg/kg 体重）又はピクロトキシン（0、1、2 及び 2.5 mg/kg 体重）を発情前期の午前中（午前 10～11 時の間）にそれぞれ腹腔内投与して、その夕方（午後 19～21 時）時点でリンデンの性的受容性が検討された。

33 mg/kg 体重以上の投与群において、交尾行動の減少を伴うロードシス：マウント比の有意な減少が認められた。ピクロトキシン投与では、ロードシス及び交尾行動に影響を及ぼさなかったことから、性的受容性への影響は γ -アミノ酪酸によるものでないことが示された。（参照 4、7）

⑥ リンデンの性周期に対する影響（発情前期投与）（ラット①）

規則的な性周期を有する成熟 Fischer ラット（一群雌 6～10 匹）を用い、リンデンを発情休止期の午後に腹腔内（0、10、25、33 及び 50 mg/kg 体重）単回投与し、交尾行動の観察及びエストラジオールレセプター結合能に対するリンデンの影響を測定して、リンデンの発情周期に対する影響が検討された。

リンデン投与群ではエストラジオールレセプター結合能に影響を及ぼさなかった。25 mg/kg 体重以上の投与群で発情周期の延長が認められた。33 mg/kg 体重以上の投与群で、発情前期と推定される日のロードシス：マウント比の有意な減少が認められた。膣スメアの評価により、リンデン投与により性周期に異常をきたし、動物は発情前期に至らないことが示唆された。（参照 4）

⑦ リンデンの性周期に対する影響（ラット②）

CF ラット（雌：匹数不明）を用い、リンデンを週 2 回の割合で 4 週間腹腔内（5 及び 10 mg/kg 体重）投与し（投与時期不明）、リンデンの性周期に対する影響が検討された。

両投与群において、発情前期の長期化及び排卵の遅れが認められた。発情前期に採取された膣細胞においては、グリコーゲン、コハク酸脱水素酵素及びアルカリフォスファターゼ含量が高かった。発情期に採取された細胞では、酸フォスフ

ァターゼ活性の上昇と、ムコ多糖濃度の増加が認められた。本試験の条件下においては、リンデンはエストロゲン様作用を示すことが示唆された。（参照 4）

⑧ リンデンの精巣に対する影響

リンデン 800 ppm の 2 週間混餌投与により、精巣重量は対照群との間で差は認められなかったが、タンパク質含有量が高く、DNA 含有量は低かった。また、精細管萎縮、精子減少、精細胞壊死及び精細管狭窄が認められた。

リンデン 0.25 mg の精巣内投与により、精子形成阻害及び精巣肥大（7/12 例）並びに精巣萎縮（5/12 例）が認められた。精巣肥大が認められた動物では、精巣の大きさ及び重量が倍増するとともに、広範な精細管上皮変性及び奇形精子が認められた。精巣萎縮が認められた動物では、精巣サイズが 33%減少したほか、精細管縮小及び精子減少が認められた。

リンデン 18 mg/kg 体重/日の 90 日間投与により、精細管萎縮、精細胞壊死及び間細胞巨大化を伴う広範な精巣組織障害が認められた。（参照 4、7）

（3）39 週間免疫毒性試験（マウス）

ICR マウス（一群雌雄各 8 匹）を用い、混餌（0、10、40 及び 160 ppm）投与による 39 週間免疫毒性試験が実施された。

リンデン 160ppm 投与群の雌において NK 細胞活性の有意な増加（55%）が認められたがその他のリンパ球パラメータ及び雄については明らかな変化が認められなかった。

本試験の条件下では、リンデンに免疫毒性を示す所見は認められなかった。

（参照 4）

（4）リンデンの腎障害に関する検討（ラット）

Fischer ラット（一群雌雄各 10 匹）を用い、リンデンを 30 日間混餌（0、1、10、100 及び 400 ppm）投与して、腎臓への α_{2u} -グロブリンの蓄積について検討された。

α_{2u} -グロブリンは対照群を含む全ての投与群の雄で用量依存的な増加が認められたが、雌では認められなかった。400 ppm 投与群の雄におけるヘマトキシリン-エオジン染色により、硝子滴の蓄積、多発性皮質尿細管壊死、皮質尿細管再生並びに近位尿細管とヘンレ係蹄の移行部における顆粒円柱が示された。免疫組織化学及び組織化学の結果から、雄の腎病変は α_{2u} -グロブリン腎症であった。本病変は雌では発症しないことから、リンデン投与により雄に生じた腎毒性は、 α_{2u} -グロブリンの腎臓への蓄積に起因することが示唆された。（参照 4、11）

（5）リンデンの肝機能に及ぼす影響

Wistar ラット（投与群雄 8～12 匹、対照群雄 6～8 匹）を用い、リンデンを混

餌（0 及び 800 ppm）投与して、リンデンの肝機能に及ぼす影響が検討された。

血清アミノトランスフェラーゼ、肝グルコース-6-リン酸脱水素酵素及びアルドラーゼ活性の増加並びに肝グルコース 6-リン酸酵素活性の減少が認められた。肝ミトコンドリア中のジニトロフェノール/Mg⁺⁺/Ca⁺⁺活性型 ATPase 活性は減少し、ミクロソーム中の Na⁺及び K⁺-ATPase は対照群に比べて低値を示した。

（参照 7）

（6）リンデンの動物体内運命に対する栄養状態の影響

① 食餌制限の有無によるリンデンの体内分布に関する検討

Wistar ラット（一群 5 匹：雌雄不明）に 5、10 又は 15 日間混餌（原体：100 及び 800 ppm）投与して、リンデンの動物体内における分布が検討された。

また、リンデンを 2 週間混餌投与した後、直後にと殺した群、1 週間基礎飼料を自由摂取させた群及び 1 週間制限食を給餌した群を設定し、その比較によりリンデンの動物体内分布に及ぼす動物の栄養状態の影響が検討された。

脂肪組織を除き、リンデンの体内濃度に投与量及び投与期間による変動は認められなかった。脂肪組織におけるリンデンの分布は 800 ppm 投与群で 100 ppm 投与群の 2 倍の濃度を示した。また、投与期間に依存してリンデンの濃度の増加も認められた。リンデン投与後の食餌制限は、リンデンの体内での再分布に影響を及ぼさなかった。（参照 4、9）

② タンパク質欠乏食によるリンデンの体内分布に関する検討

Druckrey ラット（一群雄 120 匹）にカゼイン 5、10 又は 21%含有基礎飼料（21%が標準含有量）を 28 日間投与した後、リンデン原体の 6.5%含有飼料を 30 日間給餌（50 mg/kg 体重/日）して、リンデンの体内分布に対するタンパク質欠乏食の影響が検討された。

リンデンの臓器への分布は、飼料中のタンパク質含有量により影響を受けた。タンパク質欠乏飼料投与群では、脂肪組織及び副腎中のリンデン含量は基礎飼料投与群の 2 倍であった。腎臓、胸腺、脂肪、副腎、筋肉、肺、脾臓、精巣及び血液においては、基礎飼料投与群のリンデン含量はタンパク質欠乏飼料投与群に比べ低かったが、肝臓、心臓及び脳においてはやや増加した。（参照 4）

（7）リンデンのヒトにおける代謝

① 製造者及び林業者

リンデンの製造者及び林業者の尿及び血液の分析により、リンデンのヒト体内における代謝が検討された。

尿中代謝物として、 α 、 β 、 γ 及び δ -BHC、HCB、PCB、 γ 及び δ -PCCH、PCP、2,3,4,5-TeCP、2,3,4,6-TeCP、2,3,5,6-TeCP、数種類の TCP、並びにこれら代謝物のグルクロン酸抱合体が認められた。血中代謝物として、PCCH、TeCP、HCB

及び PeCB が同定された。（参照 4、7）

② 作業者

BHC 原料（ α -BHC : 16%、 β -BHC : 7%、 γ -BHC : 45%）から γ -BHC を製造する作業者（21 人、男、年齢 24~62 歳、作業期間 : 2、3 か月から 30 年）の尿を分析しリンデンのヒト体内における代謝が検討された。尿中の主要代謝物は 2,4,6-TCP、2,3,5-TCP 及び 2,4,5-TCP であり、同等量で認められた。血清中に認められた BHC は平均濃度で α -BHC : 49 $\mu\text{g/L}$ 、 β -BHC : 82 $\mu\text{g/L}$ 、 γ -BHC : 52 $\mu\text{g/L}$ であった。また、空気中の濃度は α -BHC : 2~4 $\mu\text{g/m}^3$ 、 β -BHC : 1~3 $\mu\text{g/m}^3$ 、 γ -BHC : 23~63 $\mu\text{g/m}^3$ であった。（参照 4、7、9）

（8）リンデンの酵素及びそのほかの生化学パラメータに及ぼす影響

① *In vitro*

- a. PB 処理したラットから調製した代謝活性系の存在下又は非存在下、BALB/c 3T3 細胞にリンデンを 10、50、100 及び 200 $\mu\text{g/mL}$ で処理し、リンデンによる細胞毒性及び細胞形質転換への影響が検討された（細胞形質転換は 10、50、100 $\mu\text{g/mL}$ で実施）。

代謝活性系非存在下で、リンデンはいずれの濃度においても細胞毒性を示さなかったが、代謝活性系存在下では細胞毒性が用量依存的に認められた。また、代謝活性系の存在/非存在にかかわらず、リンデンは用量依存的に細胞形質転換に影響を及ぼすことが認められた。このことより、リンデンは発がん性に関しプロモーターとして機能する可能性が示唆された。（参照 4）

- b. DDT（リンデンの代謝能亢進用）を 2 週間（2 mg）前投与された雌の Sharman ラット及び SD ラットから肝ミクロソームを調製し、リンデンの脱水素化に対する肝ミクロソーム酸化酵素系の機能が検討された。

リンデンの脱水素化が最大となるために、分子型酸素及び還元型ピリジンヌクレオチドが必要であった。SKF 525-A 及び一酸化炭素は脱水素過程に関与するシトクロム P450 系を阻害したが、シアン化合物は脱水素化を阻害しなかったことからシトクロム b 不飽和化酵素系が関与していないことが示唆された。DDT は脱水素酵素活性を増強することが示された。（参照 4、7）

- c. ラット肝ミクロソームを用いて、リンデンの代謝における飽和性及び用量依存性が検討された。

リンデンの脱水素化による HCCH の生成及び 2,3,4,6-TcCCH-OH への更なる代謝は、非線形的で用量依存的な増加及び継時的な減少を示した。このことから、リンデンの代謝は飽和性及び用量依存性であることが示唆された。

（参照 4）

- d. PB、3-メチルコラントレン、塩化コバルト、SKF 525-A 又はピペロニルブトキシドを前投与した Wistar ラット（雄）から調製した肝ミクロソームにリンデンを添加して、NADPH 存在下インキュベートし、リンデンの肝ミクロソームによる代謝が検討された。

リンデンの代謝は、脱水素化、脱塩化水素化、脱塩素化により進行した。SKF 525-A、ピペロニルブトキシド、N₂ の存在又は NADPH 非存在により酵素反応が阻害されることから、シトクロム P450 がこの反応に関与していることが示唆された。また、シアン化合物が脱水素化に関与しなかったこと、PB が脱水素化能を誘導することからシトクロム b 系がこの反応に関与しないことが示唆された。N₂、一酸化炭素、ピペロニルブトキシド及びシアン化カリウムの存在並びに NADPH の非存在は脱塩化水素化を阻害したが、SKF 525-A により誘導された。SKF 525-A 及び塩化コバルトがこの反応を誘導する一方、PB は影響を示さなかったことから、リンデンの脱塩化水素化反応にはシトクロム P450 の特定の分子種及びシトクロム b5 系又は他の酵素系が寄与していることが示唆された。（参照 4）

- e. ヒト肝ミクロソームを用いて NADPH 産生系下リンデンをインキュベートして、リンデンの代謝が検討された。主要代謝物として γ -HCCH、 γ -1,3,4,5,6-PCCH、 β -1,3,4,5,6-PCCH 及び 2,4,6-TCP の 4 種類が認められたほか、2 種類の第 2 主要代謝物 2,3,4,6-TeCP 及び PCB が認められた。（参照 4、7、9）

- f. ラット肝ミクロソームとリンデンを NADPH 及び窒素存在下でインキュベートし、嫌氣的条件下におけるリンデンの代謝が検討された。本試験条件下で、リンデンは 4-クロロメルカプツール酸への中間生成物である 3,4,6,5-TeCCH に脱塩素化されたことから、脱塩素化は *in vivo* におけるリンデン代謝の主要な経路であることが示唆された。（参照 4）

- g. リンデンをラットに腹腔内（17 及び 34 μ mol）投与し、肝臓から得られた粗可溶性酵素画分をグルタチオン存在下でインキュベートして、リンデン暴露によるメルカプツール酸の生成が検討された。本試験条件下では、ポリクロロシクロヘキセンに対する直接的なグルタチオン抱合が生じた。ほとんどのポリクロロシクロヘキセンの *in vivo* 及び *in vitro* での代謝が同様であったことから、HCCH は細胞質ゾルにおいて塩素化及び脱塩化水素化された後グルタチオン抱合を受けることが示唆された。（参照 4、7）

② *In vivo*

- a. CF1 マウス、B6C3F₁ マウス及び Mendel ラット（雌雄：匹数不明）にリンデンを 3 日間又は 3 か月間混餌（50～300 ppm）投与し、げっ歯類におけるリンデンの薬物代謝酵素に対する影響が検討された。

全ての動物種において、GSTs 活性は雌に比べ雄で高かったが、酵素活性の違いはリンデンへの感受性に基づくものとは考えられなかった。GSTs 活性は CF1 マウスで最も高く、雌は最高用量投与群で 5～6 倍高い酵素誘導を示した。高用量投与群における肝ミクロソーム中の UDPGT 活性は、ラットでマウスよりも高かった。UDPGT 活性の亢進によりリンデン由来のフェノール代謝物の抱合体が増加した。一方、モノオキシゲナーゼ活性は投与にかかわらず CF1 マウスでラットに比べ高かったが、リンデンを投与した CF1 マウスのエポキシド加水分解酵素活性はラットに比べて低かった。高いモノオキシゲナーゼ活性とエポキシド加水分解酵素活性の低下により、リンデン代謝に伴い生成する反応性エポキシドが蓄積することが示唆された。（参照 4、7）

- b. Wistar ラット（雌）及び Swiss マウス（雄）にアロクロール 1254 を腹腔内（500 mg/kg 体重）で 5 日間投与した後、調製した肝ミクロソームにリンデンを添加し、リンデンからのクロロフェノール代謝物の生成が比較された。両動物種から 2,6-DCP、2,3,5-TCP、2,3,6-TCP、2,4,6-TCP、2,3,4,5-TeCP、2,3,5,6-TeCP 及び PCP が認められた。2,6-DCP が最大量の代謝物で両動物種において同等量が認められた。また、2,4,6-TCP の生成量はラットでマウスより多かった。（参照 4）

- c. Wistar ラット（一群雌雄各 10 匹）を用い、リンデンを混餌（0、2、10、50 及び 250 ppm）投与して、リンデンの生体内酵素活性に対する影響が検討された。

250 ppm 投与群では、アミノピリン-*N*-デメチラーゼ、エトキシレゾルフィン-*O*-デエチラーゼの誘導を増加させたが、シトクロム P450 及びアシルヒドロキシラーゼの活性は増加しなかった。

50 ppm 以上投与群では、肝、腎及び甲状腺重量が増加した。（参照 7）

（9）リンデンのヒトに対する影響

① 製造作業員に対する影響

ハンガリーの肥料製造所においてリンデンを 2 年以上被ばくした一部の作業員に僅かな神経学的症状（14/37）及び脳波異常（3/37、1 名は重複）が認められた。γ-BHC の血中濃度は 0.002～0.34 mg/L であり、臨床症状及び脳波異常の発生頻度は血中γ-BHC の濃度が 0.02 mg/L の場合に高かった。脳波の変化はハンガリー人の 10～20%に一般的に認められる変化であり、作業員の 41%はその範

囲を超えた変化を示した。（参照 4、7）

② 中毒時の影響

リンデン製品の事故、自殺、誤用、医療使用時の極端な乱用による事故の際の症状は発作、痙攣、嘔吐、めまいである。また、2 種類の疫学調査で高濃度被ばくによる早産が認められ、早産が認められた女性では血清中濃度が一般人と比較し約 3 倍高いことが認められた。（参照 4、7）

Ⅲ. 食品健康影響評価

参照に挙げた資料を用いて農薬「リンデン」の食品健康影響評価を実施した。

食品安全委員会では、参照した資料には評価に当たって十分な試験が記載されており、本剤の評価は可能であると判断した。

^{14}C で標識したリンデンのラット及びマウスを用いた動物体内運命試験において、経口投与されたリンデンは、消化管から速やかに吸収され全身に分布した。ラットにおける吸収率は少なくとも 20%であった。放射能は主に脂肪組織に分布し、そのほか、腎臓、筋肉、肝臓、副腎、卵巣に少量が分布した。主要排泄経路は尿中であり、ラットでは投与後 72 時間で 46%TAR が尿中に排泄された。主な代謝物は 4 塩化及び 3 塩化フェノールの 2,4,6-TCP 及び 2,3,4,6-TeCP であり、遊離体及び抱合体（グルクロン酸及び硫酸抱合）で尿中に排泄された。

^{14}C で標識されたリンデンの畜産動物を用いた動物体内運命試験において、リンデン及び代謝物の残留は脂肪組織、乳汁及び卵に高かった。産卵鶏の組織及び卵から検出された主要成分はリンデンであった。同定された代謝物はラットと同様の傾向で、4 塩化、3 塩化、2 塩化フェノール等が認められ、2,4,6-TCP 等の 3 塩化フェノールが主要な代謝物として同定された。

^{14}C で標識されたリンデンを用いた植物体内運命試験の結果、検出された主要成分はリンデンであった。りんご果実中で PCP が最高で 14%TRR 認められたほか、10%TRR を超える代謝物は認められなかった。

乳牛、ブタ、ヒツジ及びニワトリを用いた畜産物残留試験の結果、脂肪組織中の残留が高く、乳牛の乳汁中の残留濃度は混餌投与開始後 7 日でほぼ定常状態に達した。

各種毒性試験から、リンデンの投与による影響は主に肝臓（重量増加、肝細胞肥大等）に認められた。雄ラットにおいては腎臓への影響（硝子滴の蓄積、多発性皮質尿細管壊死等）が認められたが、これらの腎臓の変化は $\alpha_{2\text{u}}$ -グロブリンの増加及びその関連変化と考えられた。 $\alpha_{2\text{u}}$ -グロブリンはヒトでは産生されないため、 $\alpha_{2\text{u}}$ -グロブリン腎症は雄ラットに特有の病変であると考えられており、ヒトに対する毒性学的意義は低いと考えられた。

生体において問題となる遺伝毒性は認められなかった。

発がん性試験において、雌のマウスで肺胞－細気管支腺腫の発生頻度の増加が認められたが、遺伝毒性試験の結果から、腫瘍発生機序は遺伝毒性メカニズムによるものとは考え難く、評価に当たり閾値を設定することは可能であると考えられた。

マウスを用いた発生毒性試験において、生存胎児数の減少が認められたが、ラット、ウサギ及びイヌを用いて実施された試験において催奇形性が認められなかった。JMPR 及び EPA では催奇形性はないと評価されており、食品安全委員会はこの判断を支持し、催奇形性は認められないと判断した。

ラットを用いた 2 世代繁殖試験において、児動物で体重増加抑制、発育遅延、生存率の低下が認められた。

各種試験結果から、農産物及び畜産物中の暴露評価対象物質をリンデン（親化合物のみ）と設定した。

各評価機関の評価結果及び各試験における無毒性量等は表 30 に示されている。

各試験で得られた無毒性量又は最小毒性量のうち最小値は、ラットを用いた 2 世代繁殖試験の無毒性量 0.087 mg/kg 体重/日であったが、より長期間実施されたラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験における無毒性量は 0.47 mg/kg 体重/日であった。参照した各機関とも一日摂取許容量（ADI）又は慢性参照用量（cRfD）の設定根拠としてラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験を採用しており、食品安全委員会もこれを妥当と判断した。

以上のことから、食品安全委員会はラットを用いた 2 年間慢性毒性/発がん性併合試験における無毒性量 0.47 mg/kg 体重/日を根拠とし、不確実係数 100 で除した 0.0047 mg/kg 体重/日を耐容一日摂取量（TDI）と設定した。

TDI	0.0047 mg/kg 体重/日
（TDI 設定根拠資料）	慢性毒性/発がん性併合試験
（動物種）	ラット
（期間）	2 年間
（投与方法）	混餌
（無毒性量）	0.47 mg/kg 体重/日
（不確実係数）	100

暴露量については、当評価結果を踏まえて暫定基準値の見直しを行う際に確認することとする。

表 30 各評価機関の評価結果及び各試験における無毒性量の比較

動物種	試験	投与量 (mg/kg 体重/日)	無毒性量 (mg/kg 体重/日) ¹⁾			
			JMPR	EFSA	米国	食品安全委員会
ラット	28 日間亜急性 毒性試験	0、1、10、100、400 ppm	雄：0.98 (10 ppm) 雌：9.6 (100 ppm) 雌雄：小葉中心性肝細胞 肥大等			雄：0.98 (10 ppm) 雌：9.6 (100 ppm) 雌雄：小葉中心性肝細胞 肥大等
	6 週間亜急性毒 性試験	0、80、200、400、 800 ppm	8 (80 ppm) 雌雄：肝細胞肥大等			LOAEL 雌雄： 8 (80 ppm) 雌雄：肝細胞肥大等
	90 日間亜急性 毒性試験	0、0.2、0.8、4、20、 100 ppm	7.6 ³⁾ (100 ppm)			雌雄：0.2
		0、0.01、0.04、0.2、 1、5 ²⁾	検体の影響は認められ ない			雌雄：肝細胞肥大及び肝 重量増加
	13 週間亜急性 神経毒性試験	0、20、100、500/400 雄：0、1.4、7.1、 28.1 雌：0、1.6、7.9、 30.2	7.1 接触に対する過敏反応、 円背位	6～7	雄：7.1 雌：1.6 雌雄：体重増加抑制、 摂餌量減少、臨床影 響 神経毒性 雄：7.1 雌：7.9 雌雄：接触に対する 過敏反応	雄：7.1 雌：1.6 雌雄：体重重増加抑制、 摂餌量減少等 神経毒性 雄：7.1 雌：7.9 雄：ハンドリング困難等 雌：接触に対する過敏反 応等
	2 年間慢性毒性	0、1、10、100、400	0.47	0.47	雄：0.47	雄：0.47

動物種	試験	投与量 (mg/kg 体重/日)	無毒性量 (mg/kg 体重/日) ¹⁾			
			JMPR	EFSA	米国	食品安全委員会
	/発がん性併合試験	ppm 雄：0、0.05、0.47、4.81、19.7 雌：0、0.06、0.59、6.00、24.3	雌雄：肝への毒性影響、脾臓重量の増加	雌雄：肝重量増加、肝細胞肥大、脾臓重量増加	雌：0.59 雌雄：小葉中心性肝細胞肥大、肝重量増加、脾臓重量増加、血小板増加 発がん性は認められない	雌：0.59 雌雄：小葉中心性肝細胞肥大、脾臓重量増加等 発がん性は認められない
	2世代繁殖試験	0、1、20、150 ppm 0、0.087、1.71、13.1	親動物：13 児動物：1.7 親動物：投与の影響は認められない 児動物：発達遅延、体重減少		親動物： 雄：0.087 雌：1.71 繁殖能：1.71 親動物： 雌：体重増加抑制、雄：腎重量増加、腎細胞病変、 $\alpha_2\mu$ -グロブリン蓄積 繁殖能：児動物体重増加抑制、F2 児動物成熟時期の遅延	親動物：0.087 児動物：1.71 繁殖能：1.71 親動物：肝細胞肥大 児動物：体重増加抑制、発達遅延等 繁殖能：児動物生存率低下
	発生毒性試験	0、5、10、20	母動物：5 胎児：5 母動物：体重減少、摂餌	明確な記載なし (参照 9)	母動物：5 胎児：10 母動物：体重減少、	母動物：5 胎児：5 母動物：体重減少、摂餌

動物種	試験	投与量 (mg/kg 体重/日)	無毒性量 (mg/kg 体重/日) ¹⁾			
			JMPR	EFSA	米国	食品安全委員会
			量低下 胎児：第 14 肋骨形成 催奇形性は認められない		摂餌量低下 胎児：第 14 肋骨形成 (20 mg/kg 体重/日)	量低下 胎児：第 14 肋骨形成 催奇形性は認められない
	発達神経毒性 試験	0、10、50、120 ppm	母動物：4.2 児動物 0.8	0.8	母動物：5.6 児動物：1.2	母動物：4.2 児動物 0.8
		妊娠期：0、0.8～ 0.9、4.2～4.6、8.0 ～10 哺育期：1.2～1.7、 5.6～8.3、14～19	母動物：体重増加抑制、 摂餌量減少、ハンドリン グ時の反応性亢進 児動物：死亡率増加、体 重増加抑制、運動量増加		母動物：体重増加抑 制、摂餌量減少、ハ ンドリング時の反応 性亢進 児動物：死亡率増加、 体重増加抑制、運動 量増加	母動物：体重増加抑制、 摂餌量減少、ハンドリン グ時の反応性亢進 児動物：死亡率増加、体 重増加抑制、運動量増加 等 発達神経毒性は認められ ない
マウス	78 週間発がん 性試験	0、10、40、160 ppm	5.2 (40 ppm) 雌：肺胞-細気管支腺腫 の発生頻度の増加			雌雄：5.2 (40 ppm) 雄：小葉中心性肝細胞肥 大等 雌：肺胞-細気管支腺腫の 発生頻度の増加

動物種	試験	投与量 (mg/kg 体重/日)	無毒性量 (mg/kg 体重/日) ¹⁾			
			JMPR	EFSA	米国	食品安全委員会
	発生毒性試験	0、12、30、60	母動物：12 胎児：設定できず 母動物：活動性の低下、 呼吸困難、歩行失調及び 妊娠率の低下 胎児：生存胎児数減少			母動物：12 胎児 LOAEL：12 母動物：活動性の低下、 呼吸困難、歩行失調及び 妊娠率の低下 胎児：生存胎児数減少
イヌ	90 日間亜急性 毒性試験	0、25、50、100 ppm	1 (100 ppm) 毒性所見なし			雌雄：1 (100 ppm) 雌雄：毒性所見なし
	104 週間慢性 毒性試験	0、25、50、100 ppm	0.83 (25 ppm) 副腎細胞質顆粒空胞形 成			雌雄：0.83 (25 ppm) 副腎細胞質顆粒空胞形成
	2 年間慢性毒性 試験	0、25、50、100 ppm ----- 0、0.8、1.6、2.9			1.6 ALP 活性増加、肝臓 の暗色化及び肥大	雌雄：1.6 ALP 活性増加、肝臓の暗 色化及び肥大
	発生毒性試験	0、7.5、15	母動物：15 胎児：7.5 胎児：死産の増加	NOAEL 記載なし 催奇性は認められな い、生存産児数に影 響は認められない		母動物：15 胎児：7.5 母動物：毒性所見なし 胎児：死亡の増加
TDI、ADI (cRfD)			NOAEL：0.47 SF：100 ADI：0.005	JMPR の ADI を参 照	NOAEL：0.47 UF：100 cRfD：0.0047	NOAEL：0.47 UF：100 TDI：0.0047
TDI、ADI (cRfD) 設定根拠資料			ラット 2 年間慢性毒性	JMPR の ADI を参	ラット 2 年間慢性毒	ラット 2 年間慢性毒性/発

動物種	試験	投与量 (mg/kg 体重/日)	無毒性量 (mg/kg 体重/日) ¹⁾			
			JMPR	EFSA	米国	食品安全委員会
			発がん性併合試験	照	性/発がん性併合試験	がん性併合試験

/ : 試験記載なし NOAEL : 無毒性量 LOAEL : 最小毒性量 TDI : 耐容一日摂取量 ADI : 一日摂取許容量 SF : 安全係数 UF : 不確実係数 cRfD : 慢性参照用量

1) : 備考には最小毒性量で認められた毒性所見の概要を示した。

2) : 文献に基づく平均値から求めた検体摂取量 (参照 12)。

3) : JMPR 評価書 (参照 4) に記載された検体摂取量。

<別紙 1：代謝物/分解物略称>

記号	化学名
HCCH	hexachlorocyclohexene
DCB	dichrolobenzene
DCP	dichlorophenol
TCB	trichrolobenzene
TCP	trichlorophenol
TeCP	tetrachlorophenol
TeCC-OH	tetrachlorocyclohexenol
TeCB	tetrachlorobenzene
PCB	pentachlorobenzene
PCP	pentachlorophenol
PCCH	pentachlorocyclohexene
PCCH-OH	pentachlorocyclohexene-(2)-ol-1
HCB	hexachlorobenzene

<別紙 2：検査値等略称>

略称	名称
AChE	アセチルコリンエステラーゼ
ACN	アセトニトリル
A/G	アルブミン/グロブリン比
ai	有効成分量 (active ingredient)
ALP	アルカリフォスファターゼ
BUN	血中尿素窒素
ChE	コリンエステラーゼ
Chol	コレステロール
CMC	カルボキシメチルセルロース
Cre	クレアチニン
DAT	処理後日数
EB	安息香酸エストラジオール
EC	乳剤 (emulsive concentrate)
EP	エストラジオールジプロピオナート
FSH	卵胞刺激ホルモン
Glu	グルコース
GSH	グルタチオン・S・トランスフェラーゼ
GGT	γ -グルタミルトランスフェラーゼ
Hb	ヘモグロビン (血色素量)
Ht	ヘマトクリット値 [=血中血球容積 (PCV)]
LC ₅₀	半数致死濃度
LD ₅₀	半数致死量
LH	黄体形成ホルモン
Lym	リンパ球数
MeOH	メタノール
PB	フェノバルビタール
PCB	ポリ塩化ベンゼン
PLT	血小板数
RBC	赤血球数
Ret	網状赤血球
T _{1/2}	消失半減期
TAR	総投与 (処理) 放射能
TRR	総残留放射能
UDPGT	UDP グルクロノシルトランスフェラーゼ (UDP グルクロン酸転移酵素)

	素)
UDS	不定期 DNA 合成

<別紙 3：作物残留試験成績>

作物名 (試験地) 実施年	種子処理					DAT (日)	時期 及び 植物 部位	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	g ai/t	kg ai/hl			リンデン
冬小麦 (米国) 1997 年	FS 305	9	1	328.5	2.8	6~26	播種	—
						244~285	穀粒	<0.005
春小麦 (米国) 1998 年	FS 305	5	1	328.5	2.8	12~30	播種	—
						110~140	穀粒	<0.005
なたね (米国) 1998 年	FS 399	6	1	8620	na	36~136	播種	—
						125~359	穀粒	<0.005~0.016

作物名 (試験地) 実施年	散布処理				DAT (日)	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	処理量 kg ai/ha		リンデン
りんご (ドイツ)	乳剤	6	2	0.25~0.4	0	0.04~0.29
					14	0.006~0.05
					21	0.006~0.02
					28	0.009~0.03
					35	0.007~0.013
アカフサ スグリ (ドイツ)	乳剤	2	1	0.16	0	0.08
					14	0.006
					21	<0.005
					28	<0.005
					35	<0.005
イチゴ (ドイツ)	乳剤	2	1	0.096	43~60	0.006~0.014
Sovoy キャ ベツ (ドイツ)	乳剤	1	1	0.16	0	0.11
					14	0.016
					21	0.011
					28	<0.005
芽キャベツ (ドイツ)	乳剤	2	1	0.16	0	0.11~0.16
					14	0.02~0.06
					21	0.01~0.05
					28	0.01~0.05
					35	0.01~0.04

作物名 (試験地) 実施年	散布処理				DAT (日)	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	処理量 kg ai/ha		リンデン
カリフラワー (ドイツ)	乳剤	1	1	0.096	0	0.22
					14	0.027
					21	0.020
					28	0.013
だいこん (radish) (ドイツ)	乳剤	6	1	0.096	0	-0.14
					14	<0.005
					21	<0.005
					28	<0.005
		1	1	0.16	0	0.081
					14	<0.005
					21	<0.005
					28	<0.005
えんどう (peas) (ドイツ)	粉剤	1	1	0.16	14	0.005
					21	<0.005
					28	<0.005
てんさい (ドイツ)	乳剤	2	2	0.10	93、107	<0.005
					26~30	<0.005、0.025
ほうれんそう (温室) (オランダ) 1970 年	乳剤		1	0.15	0	3.99~4.71
					2	2.44~3.49
					5	1.45~1.84
					8	0.81~1.15
					11	0.35~0.39
					14	0.32~0.45
					17	0.08~0.11
					21	0.04~0.06
ほうれんそう (野外) (オランダ) 1971 年 6 月	乳剤		1	0.21	0	2.3~2.8
					2	1.0~1.2
					4	0.19~0.21
					7	0.05~0.08
					9	0.03~0.06
					11	0.03~0.03
					14	0.01~0.02
ほうれんそう (野外)	乳剤		1	0.21	0	4.6~14
					2	1.3~2.8

作物名 (試験地) 実施年 (オランダ) 1971年9月	散布処理				DAT (日)	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	処理量 kg ai/ha		リンデン
					4	1.0~1.7
					7	0.33~0.59
					9	0.30~0.33
					11	0.21~0.29
					14	0.16~0.16
レタス (温室) (オランダ) 1970年	乳剤		1	0.15	0	2.66~4.05
					2	1.68~2.12
					5	0.96~1.19
					8	0.44~0.67
					11	0.29~0.35
					14	0.18~0.24
					17	0.054~0.070
					21	0.026~0.033
ばれいしょ (オランダ) 1971年	乳剤		2	0.15	30	0.01(平均値)
トマト (温室) (オランダ) 1973年	燻蒸剤	2	1	2.4 g/100m ³	3	0.34~0.50
					3	0.002~0.004
ぶどう (ドイツ)	粒剤	2	1	0.45 g/plant (土壌混和)	0	0.05
					21	0.01
					28	<0.005
					35	0.006
Sovoy キャ ベツ (ドイツ)	粒剤	2	1	1.875 kg/ha (移植前土壌散 布)	60	0.03
					74	0.02
		1	1	0.0128 g/plant (土壌混和)	42	0.05
					60	0.04
芽キャベツ (ドイツ)	粒剤	1	1	0.0128 g/plant (土壌混和)	42	0.07
					60	0.06
					90	0.04
カリフラワー (ドイツ)	粒剤	3	1	0.01~0.013 g/plant (土壌混和)	42	0.01
					60	0.01
					90	<0.005

作物名 (試験地) 実施年	散布処理				DAT (日)	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	処理量 kg ai/ha		リンデン
		2	1	0.015、0.037 g/plant (土壌混和)	90	<0.005、0.02
コールラビ (ドイツ)	粒剤	3	1	0.01~0.015 g/plant (土壌混和)	65	0.38~0.41
だいこん (ドイツ)	粒剤	3	1	1.875 kg/ha (移植前土壌散布)	35	0.47、0.51
					40~67	0.04~0.18

後作物の残留

剤型、処理及 び処理日	処理 作物	後作物			残留値 (mg/kg)	
		作物	試験 地数	採取日 (日月年)	リンデン	代謝物
粒剤 1.875 kg ai/ha 27.7.72	だいこ ん (radish)	ばれい しょ	3	2.10.73	<0.005 <0.005 <0.005	n.d. n.d. n.d.
		にんじ ん	3	2.8.73	0.40 0.22 0.23	0.02 <0.02 0.02
		土壌	1	6.4.73	0.12	0.02
				16.11.73	0.02	<0.02
		ばれい しょ	1	26.8.74	<0.005	n.d.
		にんじ ん	1	11.9.74	<0.005	n.d.
		土壌	1	11.9.74	0.06	n.d.
粒剤 1.5 kg ai/ha 23.3.73	てんさ い 夏小麦 とうも ろこし	ばれい しょ		9.9.74	<0.005 0.005	n.d. n.d.
		にんじ ん		9.9.74	0.1 0.1	0.02 <0.02
		土壌		19.9.76	0.13	0.02
粒剤 1.5 kg ai/ha 24.4.73 (温室)	野菜類	ばれい しょ		10.7.74	0.006	<0.02
		にんじ ん		14.8.74	0.04	<0.02

剤型、処理及び処理日	処理作物	後作物			残留値 (mg/kg)	
		作物	試験地数	採取日 (日月年)	リンデン	代謝物
		土壌		31.7.74	0.09	<0.02

飼料用作物

作物名 (試験地) 実施年	種子処理					DAT (日)	時期 及び 植物 部位	残留値 (mg/kg)
	製剤	試験圃 場数	回数 (回)	g ai/t	kg ai/hl			リンデン
冬小麦 (米国) 1997 年	FS 305	9	1	328.5	2.8	125~208	青刈り	<0.005~0.029
						180~244	乾牧草 (hay)	<0.005~0.025
						224~285	乾牧草 (straw)	<0.005
春小麦 (米国) 1998 年	FS 305	5	1	328.5	2.8	47~80	青刈り	<0.005~0.033
						80~110	乾牧草 (hay)	<0.005~0.010
						110~140	乾牧草 (straw)	<0.005

FS：種子処理用のフロアブル剤 (Flowable concentrate for seed treatment)

乾牧草(hay)：種子を含む

乾牧草(straw)：種子を含まない

—：分析せず

na：希釈せず製剤を直接使用するため不要。

分析値は新鮮重量当たりの濃度。回収率による補正を行わない。

後作物試験の代謝物として微量の γ -PCCH、1,2,4-TCB、1,2,3,4-TeCB が認められたが、0.02 mg/kg 未満であった。

<別紙 4：畜産物残留試験成績>

乳牛に 28 日間経口投与した後の乳汁及び組織中のリンデン残留濃度

試料	投与後日数	リンデン残留濃度 (μg/g)		
		20 ppm 投与群	60 ppm 投与群	200 ppm 投与群
全乳	1 日	0.12	0.68	2.1
	3 日	0.19	1.1	2.2
	7 日	0.54	0.94	3.9
	14 日	0.16	0.74	3.2
	21 日	0.26	0.86	6.9
	25 日	0.34	1.0	5.8
	28 日	0.56	1.5	10
	7-28 日の平均値	0.37	1.0	6.0
肝臓	28 日	0.10	0.19	0.72
腎臓	28 日	0.34	1.1	4.9
筋肉	28 日	0.97	1.8	8.8
脂肪	28 日	12	20	158

残留値は分析の回収率による補正を加えていない。

ブタに 28 日間経口投与した後の組織中のリンデン残留濃度

投与群 (ppm)	性別	リンデン残留濃度 (μg/g)			
		肝臓	腎臓	筋肉	脂肪
7	雄	<0.02	0.048	0.059	1.7
	雌	<0.02	0.050	0.11	1.7
21	雄	<0.02	0.28	0.33	6.3
	雌	<0.02	0.14	0.15	5.0
70	雄	<0.02	0.24	0.71	16
	雌	<0.02	0.54	0.85	17

残留値は分析の回収率による補正を加えていない。

ヒツジに 28 日間経口投与した後の組織中のリンデン残留濃度

混餌投与 (ppm)	性別	リンデン残留濃度 (μg/g)			
		肝臓	腎臓	筋肉	脂肪
17.5	雄	0.02	0.55	0.43	17
	雌	0.02	0.93	1.0	21
52.5	雄	0.03	2.3	1.9	43
	雌	0.01	1.2	1.3	43
175	雄	0.14	5.6	9.1	173
	雌	0.11	4.0	6.3	223

残留値は分析の回収率による補正を加えていない。

ニワトリに 28 日間又は 60 日間経口投与した後の卵中のリンデン残留濃度

投与 日数	リンデン残留濃度 (µg/g)					
	混餌濃度 1.5 ppm		混餌濃度 4.5 ppm		混餌濃度 15 ppm	
	投与期間 28 日	投与期間 60 日	投与期間 28 日	投与期間 60 日	投与期間 28 日	投与期間 60 日
1	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
3	0.018~0.021	0.025~0.027	0.046~0.054	0.033~0.051	0.14~0.18	0.12~0.24
14	0.20~0.23	0.20~0.24	0.52~0.62	0.64~0.66	2.0~2.3	2.0~2.3
28	0.16~0.22	0.20~0.24	0.54~0.58	0.59~0.65	2.2~2.6	2.3~2.4
60		0.24~0.30		0.53~0.57		2.4~2.6

残留値は分析の回収率による補正を加えていない。

ニワトリに 28 日間又は 60 日間経口投与した後の組織中のリンデン残留濃度

混餌濃度	投与日数	リンデン残留濃度 (µg/g)				
		肝臓	腎臓	大腿筋肉	胸筋肉	脂肪
1.5	28	0.10~0.14	0.15~0.19	0.18~0.19	0.03	2.5
	60	0.10~0.11	0.15~0.21	0.15~0.18	0.03~0.04	2.4~2.7
4.5	28	0.46~0.55	0.38~0.71	0.35~0.37	0.07~0.12	7.0~8.5
	60	0.17~0.33	0.41~0.45	0.43~0.60	0.08	8.1~9.7
15	28	0.72~0.83	1.6~2.5	1.2~1.5	0.32~0.40	27~28
	60	0.86~0.95	2.0~2.2	1.4~1.6	0.33~0.34	27~29

<参照>

- 1 諮問書（平成 15 年 7 月 1 日付け厚生労働省発食安第 0701015 号）
- 2 7 月 1 日に厚生労働省より意見の聴取要請のあった、清涼飲料水の規格基準の改正について：第 1 回食品安全委員会農薬専門調査会資料 6 及び参考資料 1～6
- 3 食品、添加物等の規格基準（昭和 34 年厚生省告示第 370 号）の一部を改正する件（平成 17 年 11 月 29 日付け平成 17 年厚生労働省告示第 499 号）
- 4 JMPR①：“Lindane” , Pesticide Residues in food - 2002 Toxicological Evaluations.nos 1000 on INCHEM (2002)
- 5 JMPR②：“Lindane” , Pesticide Residues in food – 2003, The Monograph (2003)
- 6 米国①：“Lindane”, HED Toxicology Chapter for the Risk Assessment for the Registration Eligibility Decision Document (RED), USEPA (2000)
- 7 WHO-IPCS (WHO-International Programme on Chemical Safety) Monograph of Environment Health Criteria 124 (EHC 124、Lindane) , 1991 on INCHEM
- 8 米国②：“Lindane”, EFED RED Chapter for Lindane in the Registration Eligibility Decision Document (RED), USEPA (2002)
- 9 EFSA: Panel on Contaminants in the Food Chain on Opinions of Scientific Commision/Scientific Panel (2005)
- 10 JMPR③：“Lindane” , Pesticide Residues in food - 1977 Toxicological Evaluations.nos 411 on INCHEM (1977)
- 11 JMPR④：“Lindane” , Pesticide Residues in food - 1997 Toxicological Evaluations.nos 934 on INCHEM (1997)
- 12 JMPR : Guidelines for the preparation of toxicological working papers for the WHO Core Assessment Group of the Joint Meeting on Pesticide Residues (2000)
- 13 食品健康影響評価について(平成 22 年 5 月 11 日付け厚生労働省発食安第 0511 第 1 号)