

[2 6] ヒドラジン

1 . 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名： ヒドラジン (別の呼称：ジアミン、ジアミド) CAS 番号：302-01-2 分子式：N ₂ H ₄ 分子量：32.0 構造式： $\text{H}_2\text{N}-\text{NH}_2$
--

注：本物質の水和物（ヒドラジン-水和物）には別の CAS 番号（7803-57-8）がある。

(2) 物理化学的性状

本物質は塩基性の無色の液体で、わずかにアンモニア臭を有し、還元力が強い。非常に吸湿性があり、大気中から二酸化炭素及び酸素を吸収する¹⁾。

融点	2.0 ^{2,3)}
沸点	113.5 ^{2,4)}
比重	1.011 (15) ^{2,3)} 、1.0036 (25) ^{2,4)}
蒸気圧	2.1 kPa (16 mmHg) (20) ³⁾
換算係数	1ppm=1.31 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	-1.37 (実測値) ³⁾
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし ⁵⁾
解離定数	K _{b1} = 8.5 × 10 ⁻⁷ 、K _{b2} = 8.9 × 10 ⁻¹⁶ (25) ⁴⁾
水溶性	自由に混和 ⁵⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質は水に溶解して水和物となることから、環境中では一水和物として存在すると考えられる。また、本物質の蓄積性は低いと想定される。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：難分解⁶⁾</p> <p>嫌氣的：報告なし⁵⁾</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 6.1 × 10⁻¹¹ cm³/分子・sec で⁷⁾、OH ラジカル濃度 = 5.0 × 10⁵ ~ 1 × 10⁶ 分子/cm³ とした時の半減期は 3.2 ~ 6.3 時間と計算される⁵⁾。</p> <p>(オゾンとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 3 × 10⁻¹⁷ cm³/分子・sec (25)⁷⁾、オゾン濃度 = 7 × 10¹¹ 分子/cm³ とした時の半減期は 9.2 時間と計算される⁵⁾。エアロゾル中のヒドラジンとオゾンとの反応の半減期は約 100 分との報告がある⁷⁾。</p> <p>(水中での酸化)：酸素飽和蒸留水では、ヒドラジン濃度 = 0.047、0.068、0.158、0.195 ppm で、温度 20 、pH 9 の時、4 時間でそれぞれ 72 %、60 %、47 %、39 % が酸素と反応したとの報告がある⁷⁾。</p> <p>BOD から算出した分解度：</p>
--

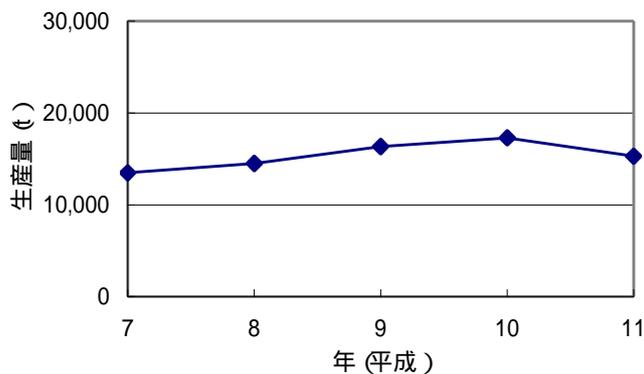
0～6%(試験期間：4週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)⁶⁾
 生物濃縮係数 (BCF): 魚類 (グッピー); 316⁷⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質は、日本国内ではロケット推進剤として年間数トン程度生産されているに過ぎない。一方、ヒドラジノー水和物の平成11年における国内生産量は15,312tであり、輸出入量の記載はないことから¹⁾、推定される国内流通量は15,312tである。国内流通量の目安として、ヒドラジノー水和物の生産量の推移⁸⁾を下図に示した。

ヒドラジノー水和物生産量の推移⁸⁾



用途

本物質の主な用途は、ロケット燃料である。

水和物の主な用途は、プラスチック発泡剤製造用、清缶剤(脱酸素及び脱炭酸ガス)、還元剤、重合触媒、水処理剤等である¹⁾。

2. 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いているが、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	46.2
水	質	14.7
土	壤	24.6
底	質	14.5

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 本物質の各媒体中の存在状況

媒	体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査地域	測定年	文献
食物	μg/g	< 0.0001		< 0.0001	0.0006	0.0001	14/45	全国	1999	3
公共用水域・淡水	μg/L	< 2	< 2			2	0/3	北海道、石川、大分	1986	4
公共用水域・海水	μg/L	< 2	< 2			2	0/7	全国	1986	4
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.2	< 0.2			0.2	0/3	北海道、石川、大分	1986	4
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.2	< 0.2			0.2	0/7	全国	1986	4

注：米国において、発生源大気データの最大値 2590 μg/m³ の報告がある(1979)⁵⁾。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

公共用水域淡水及び食物の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。ここで公共用水域淡水のデータを用いたのは、飲料水の分析値が得られなかったためである（表 2.3）。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事を

それぞれ 15m³、2L 及び 2,000g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。なお、空気（一般環境大気及び室内空気）中の濃度に関する分析値は得られなかった。

表 2.3 本物質の各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均値	大気		
	一般環境大気	データはない	データはない
	室内空気	データはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	概ね 2 µg/L 未満(1986)	概ね 0.08 µg/kg/day 未満
食物	概ね 0.0001 µg/g 未満 (1999)	概ね 0.004 µg/kg/day 未満	
土壌	データはない	データはない	
最大値	大気		
	一般環境大気	データはない	データはない
	室内空気	データはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	概ね 2 µg/L 未満(1986)	概ね 0.08 µg/kg/day 未満
食物	概ね 0.0006 µg/g (1999)	概ね 0.024 µg/kg/day	
土壌	データはない	データはない	

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.10 µg/kg/day 未満であり、このうち水質経由が 0.08 µg/kg/day 未満、食物経由が 0.024 µg/kg/day であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気		
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.08</u>	<u>0.08</u>
食物		0.004	0.024
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.084</u>	<u>0.104</u>
総暴露量		<u>0.084</u>	<u>0.104</u>

注：アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。また、総暴露量の項のアンダーラインは、不検出データによる暴露量が優位を示した総暴露量を示す。

(4) 水生生物に対する暴露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度、同海水域では概ね $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	概ね $2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1986)	概ね $2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1986)
公共用水域・海水	概ね $2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1986)	概ね $2 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満(1986)

注：公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ : 60 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀ : 570 ppm (750 mg/m ³)(4 時間)
ラット	腹腔	LD ₅₀ : 59 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀ : 59 mg/kg
マウス	吸入	LC ₅₀ : 252 ppm (330 mg/m ³)(4 時間)
マウス	腹腔	LD ₅₀ : 62 mg/kg
ウサギ	皮膚	LD ₅₀ : 91 mg/kg

注：()内の時間は暴露時間を示す。

本物質は強いアルカリ性により皮膚を侵し、粘膜等に強い腐食作用がある。

中・長期毒性

ア) ラット及びモルモットに 0、0.0003、0.003、0.03、0.3 mg/kg/day を飲水に添加して 7 ヶ月間投与した結果、0.03 mg/kg/day 以上の群で中枢神経障害（反射）、肝障害（¹³¹I 排泄、酵素活性）、貧血等を認めた²⁾。なお、文献が入手不可能で詳細については不明な点が多い。

イ) ICR マウス雌雄各 40 匹を 1 群とし、0、0.26、1.3 mg/m³ (0、0.2、1 ppm) または 0、1.3、6.5 mg/m³ (0、1、5 ppm) を 6 ヶ月間（前者の暴露群では 24 時間連続、後者では 6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、脂肪肝様の変化を伴う死亡率の上昇を認めた³⁾。この結果から、0.26 mg/m³ が LOAEL となる。

また、Sprague-Dawley ラット、ビーグル犬、アカゲザルについても同様な実験を実施し、様々な影響指標について測定した。その結果、マウスが最も感受性が高く、吸入開始 2～2.5 週の間用量に依存した死亡率の上昇を認めたが、その後は耐性を獲得したためか死亡はなかった。イヌでは 1.3 mg/m³ 以上の用量でヘマトクリットや赤血球の減少を認めた³⁾。

生殖・発生毒性

F344 ラット雌 6～27 匹を 1 群とし、0、2.5、5、10 mg/kg/day を妊娠 6 日～15 日目まで経口投与した結果、5 mg/kg/day 以上の投与群で母ラットと胎仔に影響を認めた。胎仔には発達遅延を認めたが、奇形は認めなかった⁴⁾。

ヒトへの影響

ヒトへの急性暴露によって中枢神経系、肝臓、腎臓に影響を及ぼすことが知られている。皮膚及び眼への刺激性、アレルギー性接触性皮膚炎の報告もある。

遅発性影響に関しては、同じ小規模な職業暴露集団を対象とした以下のコホート調査が報告されている。

イギリスのヒドラジン製造工場で 1945 年の操業開始から 1971 年までの間に少なくとも 6 ヶ月以上働いたことのある男性 427 人を対象に、1982 年 7 月末まで観察した（追跡率 95 %）結果、全死因、肺がんのリスクは 0.80（死亡数 49）、0.75（死亡数 5）で 1 を下回っていた。観察期間をさらに 1992 年 1 月末まで延長した観察では、計 86 人の死亡（うち肺がん 8、消化器がん 8）が確認され、肺がん、消化器がん、その他のがん、全死因のリスクはそれぞれ 0.74、0.95、0.75、0.75 であり、対象者のなかで本物質やその誘導体の製造工程に直接従事したことのある者や原料としての使用に関与した者（これらの職場での大気中濃度を実際に測定したデータはないが、10～100 ppm と推測している）に限ってみても、同様のリスクの大きさであった。

日本のヒドラジン—水和物及びその誘導体製造工場で本物質の暴露を受けた労働者 140 人（暴露期間 0.4～34 年）と暴露履歴のない 109 人を解析対象とした時間断面研究では、本物質の作業環境濃度は時間荷重平均濃度で 0.0109 ppm（検出下限～0.2 ppm）、年間累積暴露濃度は 2.8 ppm-year であったが、暴露を受けた労働者に有意に多く認められた健康障害は「夜間の悪夢」という自覚症状（調査自覚症状 90 項目）のみであり、健康影響は認められない⁵⁾と結論された。この結果から、0.0109 ppm が NOEL となるが、対象工場の過去の暴露レベルは調査時点よりも高かったことが推定されるため、0.0109 ppm は安全側に立った NOAEL であると判断する。0.0109 ppm (0.014mg/m³) を暴露状況より補正すると 0.003 ppm (0.003 mg/m³) となる。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

本物質の発がん性試験については、マウス、ラット、ハムスターを用いた吸入試験が実施されており、マウスでは乳房及び肺腫瘍、ラットでは肺、肝及び鼻腔腫瘍、ハムスターでは肝腫瘍、甲状腺アデノーマの発生がみられている。ラットについては、0.065 mg/m³ (0.05 ppm) で鼻腔腫瘍の発生率がわずかに増加しているが、対照群との比較では有意差は認められなかった。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARC の評価では 2B（ヒトに対して発がん性が有るかもしれない）に分類されている。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量（NOAEL）等の設定

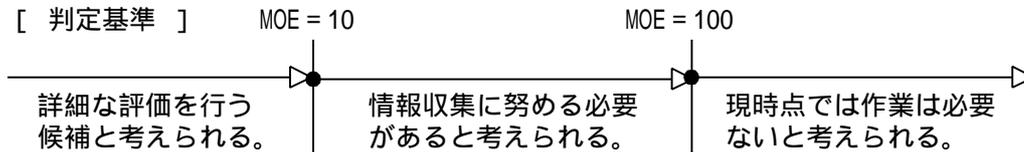
経口暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

吸入暴露については、ヒトの時間断面研究から得られた NOAEL 0.014 mg/m³（「夜間の悪夢」という自覚症状）が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況により補正した 0.003 mg/m³ を無毒性量等として設定する。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.1 健康リスクの初期評価結果

暴露経路	暴露量		無毒性量等		MOE
	平均値	予測最大量			
経口	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.024 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$	0.0009 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	ヒト	38



本物質については、経口暴露（食物と公共用水域・淡水）における暴露量についてのみ把握されていたことから、吸入暴露の無毒性量等 $0.003 \text{ mg}/\text{m}^3$ を経口摂取量に換算した値 $0.0009 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$ と食物からの暴露量を用いて健康リスクの初期評価を行う。

経口暴露における暴露量は平均値で $0.004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満、予測最大量で $0.024 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。ヒトに関する知見より設定された無毒性量等 $0.0009 \text{ mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 38 となるため、健康リスクについては情報収集に努める必要があると考えられる。

公共用水域の淡水を飲料水として常時摂取することは考えられないが、飲水からの暴露量の情報がなかったことから、参考として淡水を常時摂取した場合を仮定すると、食物と淡水からの予測最大量 $0.10 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満と無毒性量等から求めた MOE は 9 を超えるため、食物と淡水を摂取した場合の健康リスクについては詳細な評価を行う候補と考えることもできる。

4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [µg/L]	生物名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			<u>0.5</u>	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	NOEC GRO	6~11				7358
			0.8	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC ₅₀ GRO	6~8				7358
			6	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	3				7358
甲殻類			40	<i>Hyalella azteca</i>	LC ₅₀ MOR	2				5751
			160	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2				10452
			190	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2				10452
魚類			100	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC GRO	22~24				7405
			100	<i>Lepomis macrochirus</i>	NR EQU	4				5999
			610	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀ MOR	4				673
			1,000	<i>Pimephales promelas</i>	LOEC GRO	22~24				7405
			1,080	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4				5999
			3,400	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				7358
			8,500	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀ MOR	1				7358
その他			2,120	<i>Ambystoma sp.</i>	LC ₅₀ MOR	4				11999
			2,300	<i>Ambystoma sp.</i>	LC ₅₀ MOR	4				11999
			4,110	<i>Ambystoma sp.</i>	LC ₅₀ MOR	4				11999
			<20,000	<i>Dreissena polymorpha</i>	LC ₅₀ MOR	1時間				16208
			<20,000	<i>Dreissena polymorpha</i>	LC ₅₀ MOR	1				16208
			20,000	<i>Dreissena polymorpha</i>	NR-LETH MOR	1時間				16208
			20,000	<i>Dreissena polymorpha</i>	NR-LETH MOR	1				16208

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、

c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント) EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、LOEC(Lowest Observed Effect Concentration): 最小影響濃度、NOEC(No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NR(Not Reported): 記載無し、NR-LETH : 死亡率不明

影響内容) EQU (Equilibrium): バランス、GRO (Growth): 生長(植物)、成長(動物)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) The Merck Index, 12th. Ed. (1996) Merck & Co., Inc.
- 3) Richardson, M. L. *et al.* (1992) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 4) 化学辞典 (1994) 東京化学同人
- 5) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 6) (財)化学品検査協会 (1998) 既存化学物質安全性点検データ
- 7) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S.National Library of Medicine
- 8) 化学工業日報社 (1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 11 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 3) (財)日本食品分析センター 平成 11 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書
- 4) 環境庁保健調査室 昭和 62 年版化学物質と環境
- 5) WHO:Environmental Health Criteria 68

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Yakstet, B. Y. (1969) Experimental assessment of hydrazine hydrate maximum allowable concentration in water bodies. In: Industrial pollution of water bodies, Moscow, Medicine, pp. 186-200.
- 3) Haun, C.C. *et al.* (1973) Proceedings of the 4th Annual Conference on Environmental Toxicology, Paper 25, pp. 351-363, Aerospace Medical Research Laboratory, Wright-Patterson Air Force Base, Ohio, USA.
- 4) Keller, W. C. *et al.* (1982) Evaluation of the Embryotoxicity of Hydrazine in Rat. AFAMRL-TR-82-29 (AD/A119706) Air Force Aerospace Medicine Research Laboratory, Wright Patterson Air Force Base, Ohio, USA.
- 5) 日本産業衛生学会 (1998) 産業衛生学雑誌, 40 : 174-177.

参考資料

- Environmental Health Criteria 68, IPCS (1987) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 4 (1974) ; supplement 7 (1987) ; Volume 71 (1999) .

- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0352, Hydrazine/Hydrazine sulfate, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Hydrazine, ACGIH (1996) .

(4) 生態リスクの初期評価

1) データベース : U.S.EPA 「 AQUIRE 」

2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)

- 673:Slonim,A.R. (1977): Acute Toxicity of Selected Hydrazines to the Common Guppy. *Water Res.* 11(10): 889-895.
- 5751:Fisher,J.W., D.S.Myers, and M.L.Meyers (1980): The Effects of Selected Hydrazines upon Fish and Invertebrates. AMRL-TR-79-93, Tech. Rep. Aerosp. Med. Res. Lab., Wright-Patterson Air Force Base, OH:25 p. (U.S. NTIS AD-A082391).
- 5999:Fisher,J.W., C.B.Harrah, L.K.Weaver, and W.I.Wingo (1978): Acute and Behavioral Effects of Hydrazine on *Lepomis macrochirus*. *Aerospace Med. Res. Lab., Wright-Patterson Air Force Base, OH:10 p.* (U.S. NTIS AD-A057072).
- 7358:Harrah,C.B. (1978): Biological Effects of Aqueous Hydrazine Solutions. In: Proc. Conf. Environ. Chem. Hydrazine Fuels, Tyndall AFB, FL, Sept. 13, 1977, CEEDO- TR-78-14: TR-78-14:167-176 p.
- 7405:Henderson,V., J.W.Fisher, and R.D'Allessandris (1981): Toxic and Teratogenic Effects of Hydrazine on Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) Embryos. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26(6): 807-812.
- 10452:Velte,J.S. (1984): Acute Toxicity of Hydrazine Hydrate to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) and Daphnid (*Daphnia pulex*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33(5): 598-604.
- 11999:Slonim,A.R. (1986): Acute Toxicity of Some Hydrazine Compounds to Salamander Larvae, *Ambystoma* spp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37(5): 739-746.
- 16208:Evans,D.W. and L.M.Coughlin (1992): Effect of Lithium/Hydrazine Water Chemistry on Short-Term Survival of Zebra Mussel. *J. Shellfish Res.* 11(1): 224-225 (ABS).