

六ヶ所再処理工場： 放射性核種の推定放出量と集団線量

Dr Ian Fairlie

Consultant on Radiation in the Environment

February 2008

目次

要約	3
序	3
再処理にともなう放出核種	4
六ヶ所再処理工場の推定放出放射エネルギー	5
高燃焼度燃料と MOX* (すなわち再処理で抽出されたプルトニウム) 燃料	6
高燃焼度化による燃料インベントリへの影響	7
再処理による集団線量	13
六ヶ所再処理工場による集団線量	16
集団線量を用いた費用-便益分析	18
結論	19
資料 A	20
炭素 14	20
クリプトン 85	21
クリプトン 85 の回収・貯蔵	22
ヨウ素 129	23
トリチウム	24
資料 B	26
参考文献	27

イアン・フェアリー博士

環境放射線コンサルタント。電離放射線の健康への影響について多くの評価を手がけてきた。内部被ばくに関する英国政府の諮問委員会「内部放射体リスク検討委員会 (CERRIE)」の科学担当をはじめ、欧州議会、英国政府、地方政府、環境 NGO などのコンサルタントを歴任。欧州議会・科学技術オプション評価(STOA) ユニット委託によるセラフィールド及びラアグ再処理工場からの放出放射能に関する報告書など、著書、論文多数。

Dr. Ian Fairlie
115 Riversdale Road
LONDON N5 2SU
United Kingdom
ianfairlie@gmail.com

六ヶ所再処理施設：放射性核種の推定放出量と集団線量

要約

日本原燃は、青森県六ヶ所村に建設した再処理工場を、2008 年中*に竣工したいとしている。同工場が本格操業を開始したなら、大量の核種が放出されることになり、放射線による重大な影響が生じるだろう。六ヶ所再処理工場による燃料 1 トン当たりの放出放射エネルギーは、英・仏の再処理工場によるそれより大きい。

*訳註：日本原燃によると 2008 年 2 月竣工の予定が遅れている。現在、アクティブ試験の第 4 段階（2008 年 1 月 31 日現在）。

本報告書は、日本原燃が公表している放出管理目標値*を、以下のヤードスティック——①フランスのラアーグ再処理施設による標準化放出量、②ドイツのカールスルーエ再処理工場によるクリプトン 85 の標準化放出量、③スイスの PWR 燃料（貯蔵期間 12 年）を再処理した場合の推定放出量——と比較する。いくつかの核種については、日本原燃の放出管理目標値とヤードスティックの数値のあいだに差があり、前者が過小評価されている可能性がある。これは液状ヨウ素 129 の放出管理目標値に顕著である。

*訳註：実際の放出量は、管理目標値を下回ることもあれば、上回ることもあるだろう。ここでは「推定放出量」として用いられている。

本報告書はまた、六ヶ所再処理工場から放出され、世界中に広がる核種による地球全体の集団線量を計算する。これらの核種には、トリチウム（三重水素）、炭素 14、クリプトン 85 およびヨウ素 129 がある。これらの核種による集団線量は、六ヶ所再処理工場のほうが、フランスや英国の再処理工場より高い。実に、六ヶ所再処理工場の放出放射能による地球全体の集団線量の計算値は、1986 年のチェルノブイリ事故によるそれと同じ桁数にのぼるだろう。

序

1. 20 年以上かけて建設されてきた六ヶ所再処理工場は、2008 年中に商業運転が開始されようとしている。使用済み核燃料を再処理すると、半減期が長い放射性核種がきわめて大量に放出される。再処理による大規模な放出、とくにクリプトン 85 については、かねてから問題視されてきた（たとえば Mellinger et al, 1984）。そこで本報告書では、日本原燃が申請し日本政府が許可した、六ヶ所再処理工場からの放出管理目標値を検証する。工場の放出核種の多くは易動性がすこぶる高く、長寿命であるため、地球全体に拡散する（IAEA, 1985）。これが最大の懸念である。こうした核種には、トリチウム、炭素

14、クリプトン 85、ヨウ素 129 などがある¹。資料Aでそれらのいくつかについて検討する。これらの核種による線量は、六ヶ所村周辺の決定集団における**個人線量**と、世界人口における**集団線量**を増大させる。本報告書では、重大な値となる後者に重点を置く。

再処理にともなう放出核種

2. ラアーグ再処理工場の放出実績（1999 年を代表年とする）と六ヶ所再処理工場の推定年間放出量（放出管理目標値）の比較を、表 1 と表 2 に示す。

【表 1】年間放出放射能量（TBq）

核種		ラアーグ再処理工場 放出実績(1999)	六ヶ所再処理工場 推定年間放出量
トリチウム	気体	80	1,900
	液体	12,900	18,000
炭素 14	気体	19	52
	液体	10	-
クリプトン 85	気体	300,000	330,000
ヨウ素 129	気体	0.0074	0.011
	液体	1.83	0.043
ヨウ素 131	気体	-	0.017
	液体	10	0.17

資料出所：

フランス：「STOA 報告」（Fairlie,Schneider et.al, 2001）

日本：「事業変更許可申請書」（日本原燃、2001 年）

¹使用済み核燃料中の塩素 36 とテクネチウム 99 のソースタームや、放出後の環境中の移動についてはデータが限られているため、データが入手できるものを除き、ここでは言及しない。しかしそれらによる集団線量は重大になるものと見込まれる。

【表 2】 トン当たりの標準化放出核種量 (TBq/トン)

核種		ラアーグ再処理工場 a)	六ヶ所再処理工場 b)	ラアーグ再処理工場放出実績に対する六ヶ所再処理工場推定年間放出量の比率
トリチウム	気体	5.1 E-2	2.4 E+0	×47
	液体	8.3 E+0	2.3 E+1	×2.7
炭素 14	気体	1.2 E-2	6.5 E-2	×5.4
	液体	6.4 E-3	-	-
クリプトン 85	気体	1.9 E+2	4.1 E+2	×2.2
ヨウ素 129	気体	4.7 E-6	1.4 E-5	×3.0
	液体	1.2 E-3	5.4 E-5	×0.045
ヨウ素 131	気体	-	2.1 E-5	-
	液体	6.4 E-3	2.1 E-4	×0.033

a)ラアーグ再処理工場 (UP2 と UP3) の再処理実績(1999年)1560 トンで、放出実績(同)を割る。

b)六ヶ所再処理工場の年間処理能力 800 トンで、推定放出を割る。

六ヶ所再処理工場の推定放出放射能量

3. これらの標準化放出量は、六ヶ所再処理工場が扱う燃料に含まれる核分裂生成物 (クリプトン 85、ヨウ素 129) と放射化生成物 (トリチウムと炭素 14) は、ラアーグ再処理工場が 1999 年に扱った燃料に含まれるそれらより、全体的に 2～3 倍高くなると示唆している。再処理される燃料の高燃焼度化 (後述) が進んでいることに鑑みれば、これは当然かもしれないが、異常な数値がいくつかある(表 2 の太字部分)。それゆえ六ヶ所再処理工場の放出管理目標値 (表 1) については、とくに以下の点について、さらなる議論が必要である。

- 液状ヨウ素 129 の標準化放出量は、ラアーグ再処理工場と比べ、六ヶ所再処理工場の推定値 (トン当たり 5.4 E-5TBq) が最大 20 倍*低いとされる点。放出管理目標値に誤りがないとすれば、六ヶ所再処理工場が銀を固定材に使った処理装置を設置していない限り、この低減は説明がつかない。現時点では明らかではないが、東海再処理工場がそうした装置を備えているとされること、また六ヶ所再処理工場ではヨウ素 131 もヨウ素 129 と同様に放出低減が想定されていることから、同工場にはそうした装置が存在するのかもしれない。

ガス状トリチウムの標準化放出量は、ラアーグ再処理工場と比べ、六ヶ所再処理工場の推定値(トン当たり 2.4 TBq) が最大 50 倍* 近く高い点。なぜ、これほどの差がでるのかについては、明らかでない。

高燃焼度化燃料と MOX* (すなわち再処理で抽出されたプルトニウム) 燃料

* 訳註：ウラン・プルトニウム混合酸化物

4. 高燃焼度ウラン燃料と、MOX (すなわち再処理で抽出されたプルトニウム) 燃料は、どちらもより多くのエネルギーを核分裂性物質の核分裂から取り出すのを目的とすることから、両者を比較する必要がある。高燃焼度化により、燃料 1 トン当たりから取り出せる熱エネルギーは大きくなるため、その導入は世界的な傾向となっている。高燃焼度ウラン燃料は、従来の燃料より、ウラン 235 の濃縮度がやや高めである。たとえば 1980 年代から 90 年代に使用された燃料の燃焼度は 2～3% だったが、高燃焼度燃料のそれは 4～5% である。高燃焼度燃料は、1970 年代、米国の電力事業者が導入し始めた。当時、同国では燃焼度 30GWd/t が標準的だったが、現在は最高 50～70GWd/t が一般的である。

5. 高燃焼度ウラン燃料は、従来のウラン燃料と比べ、炉内で長く「燃焼」させることができるので、発生出力を高めることができる。そのため原子力発電の事業者にとって、原子炉の設備利用率、生産性、経済性の向上につながる。今日、再処理路線を掲げる国を除き、世界のほとんどの原子力発電事業者が高燃焼度化燃料を利用している。また、再処理路線を掲げる国においてさえも、経済性の観点からこれを導入する事業者が増えている。こうした傾向は、再処理を進める必要性を低下させる。なぜなら高燃焼度ウラン燃料のほうが、プルトニウム富化度を高めた燃料*より経済的なのは明らかだからだ。

* 訳註：MOX 燃料のことを指す。

6. 前述のように、高燃焼度ウラン燃料と MOX 燃料は、どちらもより多くのエネルギーを核分裂性物質の核分裂から取り出すことを目的とする。MOX 燃料は、当初、エネルギーを使用済みウラン燃料中の核分裂性プルトニウムから取り出す方法として正当化された。しかし高燃焼度ウラン燃料は、使用済み核燃料を再処理してプルトニウムを抽出する必要はないので、より経済的に同じ目的を達成できる。たとえばフランス核燃料公社 (Cogema) の最高幹部である Deroubaix によると、フランスの原子炉においては、MOX 燃料 (36GW d/ t) よりウラン燃料 (44GW d/ t) のほうが、高い燃焼度を安定して達成してきたという (Deroubaix,1999)。MOX 燃料は出力変動時の安全余裕が低いことから、フランスの規制当局はその燃焼度を 36GW d/ t までに制限している。

7. トン当たりで得られる電気エネルギー量は、高燃焼度燃料のほうが 22% 大きい。これは運転の経済性にとってきわめて大きな差であり、フランス電力公社 (EdF) は、高燃焼度ウラン燃料ではなく MOX 燃料を使用することで、財政負担を重くしていることを意味する (ドイツで MOX 燃料を使い続ける事業者が減ってきているのも、これが原因と考えられる)。さらにヨーロッパでは、電力市場の自由化に対応するため発電コストを低減させる必要があり、事業者の大半は MOX 燃料を導入するとした炉においても、現在、高

高燃焼度燃料を使用している。フランスでは EdF が 10 基の老朽化原発（900MW=90万キロワット）で MOX 燃料を使用しているが、Areva 社の相当な圧力にもかかわらず、運転年数が比較的短い原発では高燃焼度燃料を使用している。これらから MOX 燃料は事業者にとって魅力ある政策オプションとはいえないと結論できよう。また EdF が MOX を燃焼させているのは、主要には Areva 社が再処理を継続する理由付けを与えるためと結論せざるを得ない。

8. 英国では、以上のような理由から、同国政府は新規原子炉で今後発生する使用済み燃料は再処理しないと発表した (DBERR, 2008)。最近公表された 2008 年度のエネルギー白書 (116 頁) は、次のように結論している。

「英国で建設されるかもしれない新規原発の使用済み核燃料の再処理については、これまでに出版された議論とその根拠をレビューし、また産業界からもそうした提案がないことから再処理しないこととし、廃棄物処理計画とその予算はこれに基づいて進められるものとする。新規原発の使用済み核燃料を再処理する提案は、現在のところ、見込まれていない。そのような提案が将来なされるとしたら、その時点においてメリットを考慮するものとし、政府はそれらについて諮問するものとする」。

高燃焼度化による燃料インベントリへの影響

9. 燃料の高燃焼度化は原子力発電事業者にとってメリットが大きくなるものの、使用済み核燃料中の核種インベントリが高くなる。表 3 とグラフ A~E に示すように、使用済み PWR 燃料中の核種濃度は燃焼度に比例して高くなる。これらのデータは、炉から取り出されてから 12 年を経過したスイスの PWR (加圧水型原子炉) 燃料についての McGinnes による推定値から得た (McGinnes, 2002)。McGinnes は、BOXER モデル (Parotte, 1996) および ORIGEN-2 コード (Croff, 1980) を用いて核種インベントリを計算し、これらの推定値を得た。

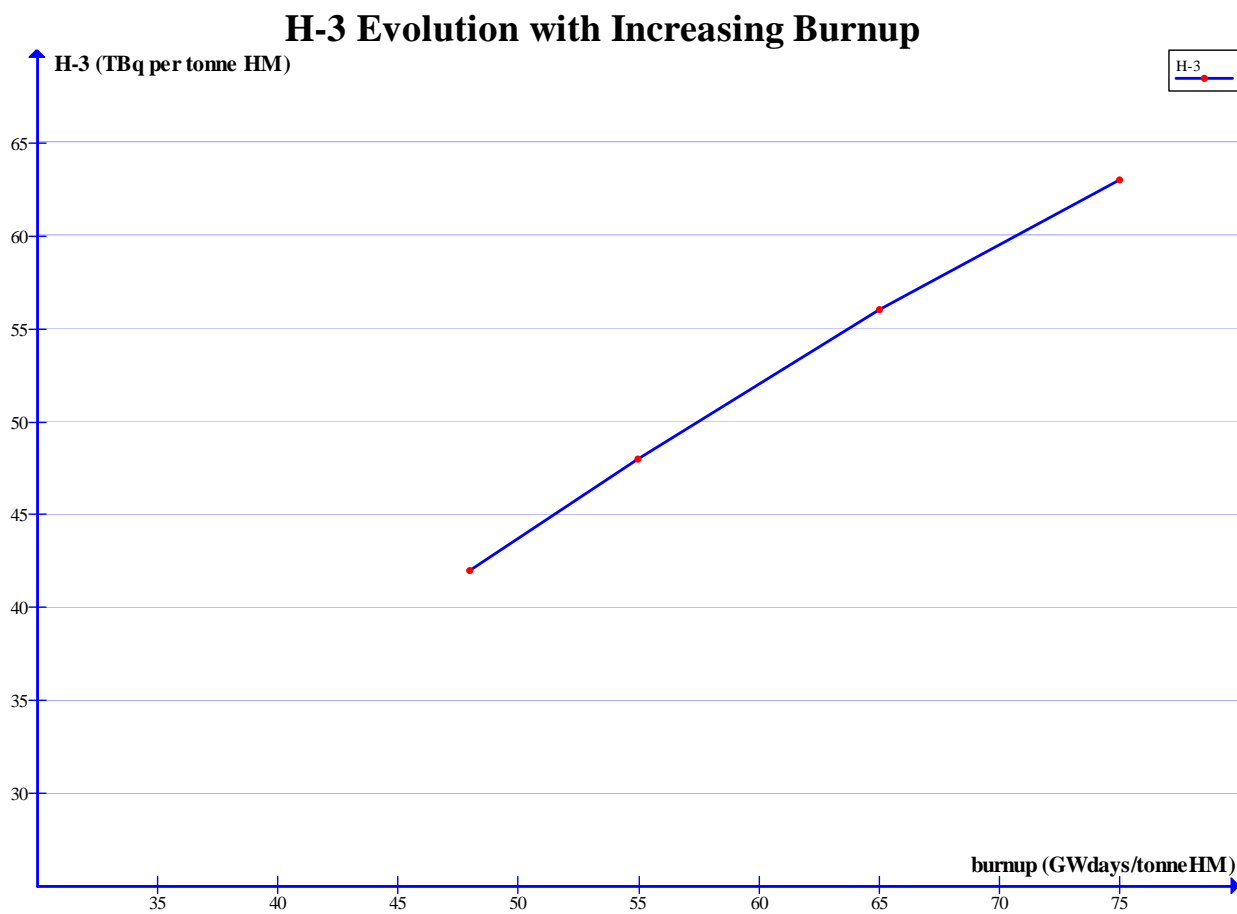
【表 3】 炉取り出し時における PWR 燃料中の燃焼度別核種インベントリ (Bq/tHM)

	48 GWd/ tHM	55GWd/ tHM	65GWd/ tHM	75GWd/ tHM
核種	Bq/tHM	Bq/tHM	Bq/tHM	Bq/tHM
トリチウム (三重水素)	4.2E+13	4.8E+13	5.6E+13	6.3E+13
炭素 14	6.4E+10	7.5E+10	9.2E+10	1.0E+11
塩素 36	1.1E+09	1.3E+09	1.6E+09	1.7E+09
クリプトン 85 (修正値)	4.6 E+14	5.0 E+14	5.6 E+14	6.2 E+14
ヨウ素 129	1.7E+09	1.9E+09	2.3E+09	2.6E+09

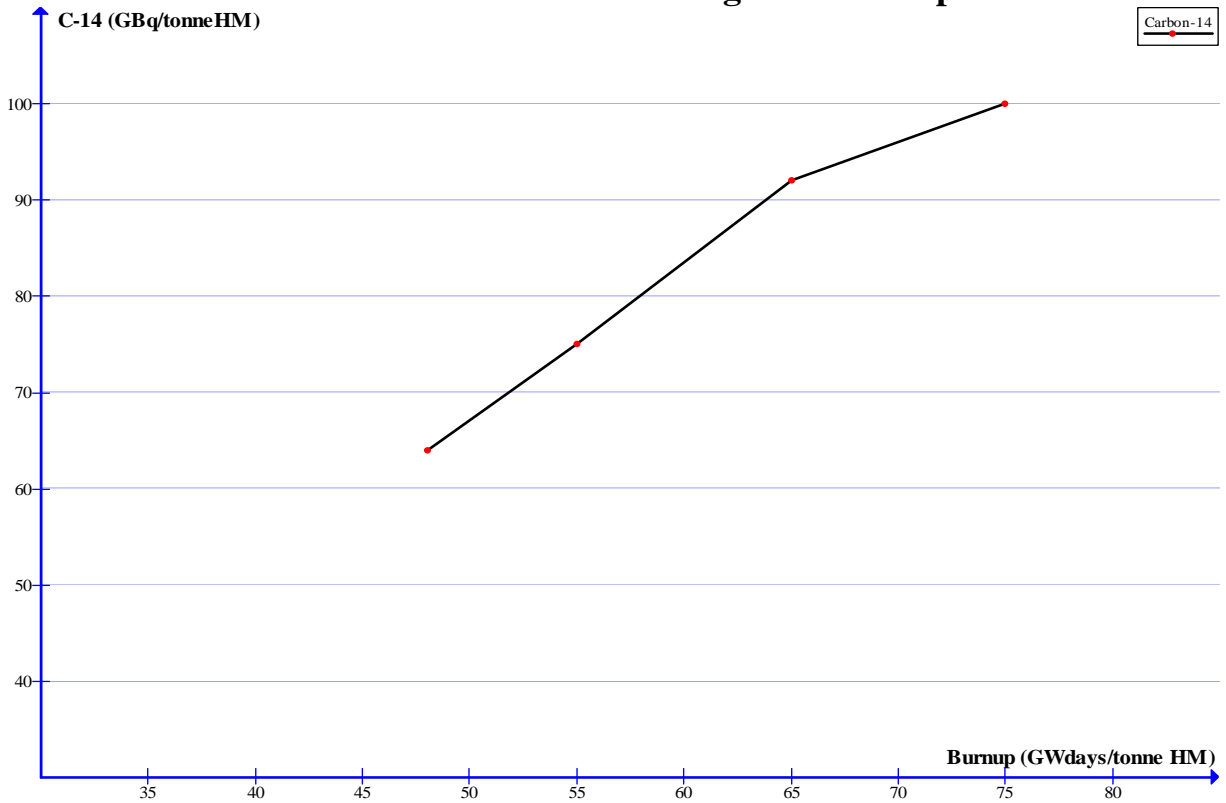
資料出所：McGinnes,2002

10. ドイツの研究者たちと検討した結果、クリプトン 85 に関する McGinnes のデータは 5 で割ることで修正した。その理由は次のとおりである。McGinnes は、核分裂によって生成される準安定状態の異性体クリプトン 85m は、全てクリプトン 85 に壊変するものとして計算している。しかしクリプトン 85 に壊変するのは 20% だけで、残りは非放射性的安定ルビジウム 85 になることが考慮されていない。これはクリプトン 85 についての McGinnes のデータは 5 倍過大であることを意味している。表 3、表 4 およびグラフ D では、修正値を用いている。

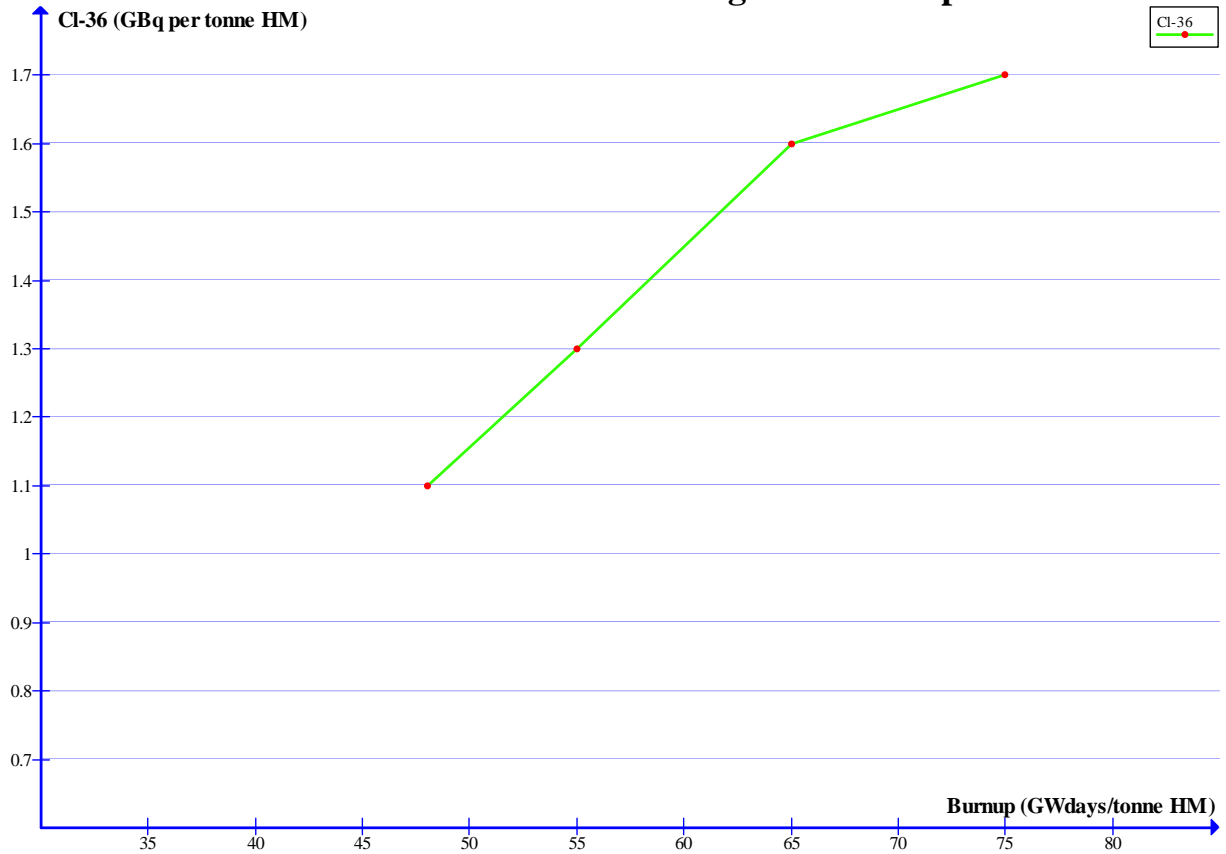
【グラフ A、 B、 C、 D、 E】



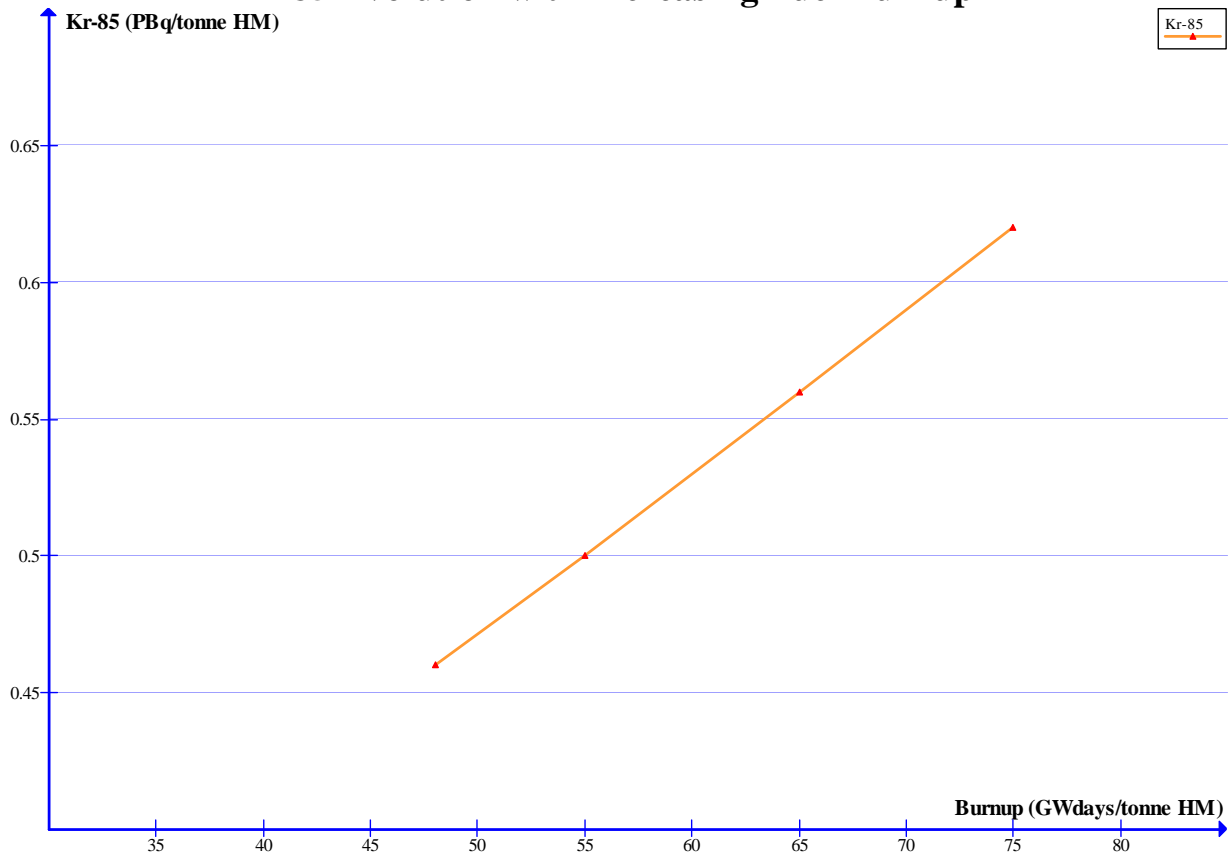
C-14 Evolution with Increasing Fuel Burnup



Cl-36 Evolution with Increasing Fuel Burnup



Kr-85 Evolution with Increasing Fuel Burnup



I-129 Evolution with Increasing Fuel Burnup



11. グラフ A～E から分かるように、使用済み核燃料中の核種の濃度は、燃焼度に近似的に比例して高くなる。これらの核種は原子炉の運転中ではなく、そのほとんどが再処理のせん断と溶解工程で放出される²。したがって使用済み核燃料中の核種濃度と、表 1 と表 2 に示された放出量を比較することは可能である。

12. しかし比較するにあたっては、いくつかの点を考慮しなければならない。Wigner et al(2005)によると、再処理工程で放出される放射エネルギーは、とりわけ、以下の三点に左右される。

- (a) 使用済み核燃料の種別
- (b) 照射履歴（すなわち燃焼度）
- (c) 再処理までの冷却期間（冷却プール、乾式貯蔵）

13. 簡約すると、(a) については日本で使われている燃料の約半分は PWR 燃料で、核種生成割合は残りの半分（BWR 燃料）と PWR 燃料の間に大きな違いはない。(b) についてはグラフ A～E で考察されている。したがって(c) について検討が必要である。日本の事業者は使用済み核燃料の貯蔵期間を 6 年から 20 年としており、その間の崩壊を考慮しなければならない（資料 B は大方の燃料の冷却期間は 6～20 年であることを示唆している）。ここでは冷却期間を 11 年——クリプトン 85（半減期 10.7 年）とトリチウム（同 12.3 年）のおよそ 1 半減期——と想定する。1 半減期で、もともとあった核種の量の半分が崩壊し、半減する。任意の 11 年を用いるのは、日本の事業者がどのくらいの冷却期間にするか定かでないためだが、厳密ではないにしても、冷却期間が短くなると放出量が高くなり、その逆も同じであることから、核種の放出レベルを推定する指標になるだろう。

14. McGinnes による燃焼度 48GWd/tHM（冷却期間 11 年）のデータ、ラアーグの標準化放出量、および六ヶ所再処理工場の推定放出量の比較を表 4 に示す。燃焼度 48GWd/t のデータを用いるのは、六ヶ所再処理工場がその操業予定期間中に扱うと推定される燃料燃焼度に近いからである。

² クリプトン 85 は、原子炉の定常運転中に少量（1%未満）放出されるとみなされるが、ここでは主に重要となる数値のみを対象としているため考慮しない。

【表 4】(A)ラアーグの放出実績(1999年)、(B)McGinnes(2002年)による 48GWd/tHM (冷却期間 11年)のデータ、(C)六ヶ所再処理工場が再処理する核燃料の標準化核種生成率(表 2より)を比較

核種	(A) ラアーグ再処理工場 放出実績(1999年) (ガス状と液状の合計)	(B) McGinnes による燃焼度 48GWd/ tHM の PWR 燃 料(冷却期間 11年)のデ ータ	(C) 六ヶ所再処理工場 推定放出量 (ガス状と液状の合計)
トリチウム	8.3 TBq/トン	~25 TBq/トン	25 TBq/トン
炭素 14	18 GBq/トン	64 GBq/トン	65 GBq/トン
クリプトン 85	190 TBq/トン	~230 TBq/トン (修正値)	410 TBq/トン
ヨウ素 129	1.2 GBq/トン	1.7 GBq/トン	0.068GBq/トン

15. トリチウムと炭素 14 の生成率はほぼ同じだが、ヨウ素 129 については大きな差があることが表 4 から分かる。六ヶ所再処理工場からのヨウ素 129 の推定放出量は 25 倍ほど過小である。これは六ヶ所再処理工場が、ヨウ素放出を銀吸着装置によって低減しているためかもしれないが、そうであったとしても、25 倍も低くなるというのはあまりにも高効率で、楽観的過ぎるだろう。日本原燃は東海再処理工場の銀吸着装置の効率と、六ヶ所再処理工場のそれとを比較することが求められよう。

16. 六ヶ所再処理工場からの処理量 1 トン当たりのクリプトン 85 の推定放出量を 410 TBq としている点についても説明が必要である。そこで、ここでは以下の報告書を検討した。ドイツのカールスルーエ再処理工場が、1985 年から 1988 年にかけて放出したクリプトン 85 に関する Kalinowski らの報告書(2004年)によると、シュターデ、ネッカーウエストハイム 1、およびオブリッヒハイムの各原発の使用済み PWR 燃料の再処理にともなうクリプトン 85 の平均放出量は、1 トン当たり約 260~330 TBq である。これらは比較的低い燃焼度、すなわち 30GWd/t 以下の燃料で、冷却期間は少なくとも 6 年と考えられる。六ヶ所再処理工場が扱う燃料は、1980 年代にドイツの原子炉で使用されていたものより燃焼度がずっと高いことから、したがって日本原燃による推定放出量(410 TBq)はおそらく正しいであろう。

再処理による集団線量

17. 欧州委員会は、トリチウム、炭素 14、ヨウ素 129 による、イギリス、欧州、そして世界人口に対する集団線量の計算モデルを開発した(Simmonds et.al, 1996)。クリプトン 85 についても基礎的なモデルはあるが、そのモデルではクリプトン 85 はガスのまま大気中に留まり、生物圏や岩石圏、水圏には取り込まれないものと想定している。塩素 36 とテクネチウム 99 については、残念ながら地球全体の移行に関するモデルはまだ開発されていない。塩素 36 は半減期が 30 万年と長く、それによる集団線量は大きくなることが

見込まれることから、今後の研究課題である。テクネチウム 99（その半減期は 21 万 1 千年と超寿命）に関する地球全体の同モデルもまだ開発されていないが、Fairlie と Sumner による準備的な推定（2001 年）では、時間範囲を切り縮めない地球全体の線量係数は、TBq 当たりおよそ 10 人・Sv である。テクネチウム 99 は、軽水炉燃料はマグノックス燃料ほどテクネチウム 99 を生成しないので、六ヶ所再処理工場からの同放出量は推定されていないものの、おそらく比較的低いであろう。

18. 世界人口 60 億人に対する、時間範囲で切り縮めない集団線量を、前述のモデルを使って計算した結果をここに述べる。なお、これについては以下の点を認識しておく必要がある。

- 国や地域の線量モデルは、それらの範囲に特定されたものであり、一方、地球全体の線量モデルはすべての地域に適用される。すなわち放出源がどこにあるかに依存しない。
- 時間範囲を 500 年に切り縮める研究者もいるが、炭素 14（半減期 5730 年）やヨウ素 129（同 1600 万年）のように、半減期が 500 年よりもはるかに長い核種があるため、これは実際的ではないと考えられる（Fairlie and Sumner, 2001）。そこで本報告書では、時間範囲を切り縮めていない。
- クリプトン 85（半減期 10.7 年）やトリチウム（同 12.3 年）のように、半減期が 500 年より短い核種の場合、それらによる地球全体の集団線量の 95 パーセント以上は、放出後の 50 年間、多くは最初の 10 年間にもたらされる。

19. 炭素 14、ヨウ素 129、クリプトン 85、そしてトリチウムについてと、英国・セラフィールド再処理工場や仏・ラアグ再処理工場によるそれらの放出については資料で概説する。

20. セラフィールド再処理工場とラアグ再処理工場による放出実績（代表年を 1999 年とする）、六ヶ所再処理工場の推定年間放出量による集団線量（日本原燃『事業変更許可申請書』、2001 年）との比較を、表 5，6，7 に示す。

【表5】セラフィールド再処理工場の放出放射能(1999年)による地球全体の集団線量

核種		地球全体の線量係数* (人・Sv/TBq)	セラフィールド 再処理工場の放 出量 (TBq)	地球全体の集団線量 (人・Sv)
炭素 14	気体	115	2.9	330
	液体	115	5.8	670
ヨウ素 129	気体	9454	0.0025	24
	液体	690	0.48	330
クリプトン 85	気体	0.004	100,000	400
トリチウ ム	気体	0.002	622	1.2
	液体	0.00004	1,800	0.07
合計				1,800

資料出所：Schneider, Fairlie et al (2001)

【表6】ラアーク再処理工場の放出放射能(1999年)による地球全体の集団線量

核種		地球全体の線量係数* (人・Sv/TBq)	ラアーク再処理 工場放出量 (TBq)	地球全体の集団線量 (人・Sv)
炭素 14	気体	115	19	2180
	液体	115	10	1150
ヨウ素 129	気体	9454	0.0074	70
	液体	690	1.83	1260
クリプトン 85	気体	0.004	300000	1200
トリチウ ム	気体	0.002	80	0.16
	液体	0.00004	12,900	0.52
合計				5,900

資料出所：Schneider, Fairlie et al (2001)

【表7】六ヶ所再処理工場の推定年間放出量による地球全体の推定集団線量

核種		地球全体の線量係数* (人・Sv/TBq)	六ヶ所再処理工 場推定放出量 (TBq)	地球全体の集団線量 (人・Sv)
炭素 14	気体	115	52	5,980
	液体	115	-	0
ヨウ素 129	気体	9454	0.011	104
	液体	690	0.043	30
クリプトン 85	気体	0.004	330,000	1,320
トリチウ ム	気体	0.002	1,900	3.8
	液体	0.00004	18,000	0.72
合計				7,400

資料出所：日本原燃『事業変更許可申請書』、2001年

*地球全体の線量係数は、以下による。

Simmonds et al (1996) and Mayall et al (1993)

21. これらの表から、六ヶ所再処理工場からの推定放出量から見込まれる年集団線量は、セラフィールド再処理工場のおよそ4倍、ラアーグ再処理工場のおよそ1.3倍大きいことが分かる。三工場による燃料1トン当たりの集団線量の比較を表8に示す。六ヶ所再処理工場の推定放出量（放出管理目標値、2001年）に基づくと、処理量トン当たりの集団線量は、セラフィールド再処理工場（1999年実績）によるそれのおよそ7倍、ラアーグ再処理工場（同）によるそれの約2.5倍大きい。

22. 六ヶ所再処理工場からの放出核種量が大きいのは、1999年に他の二工場が再処理したそれより高い燃焼度の核燃料を再処理することになるためである。セラフィールド再処理工場が再処理するのは、主に英国の（マグノックスとAGR）燃料で、燃焼度が低い（それぞれ最大6GWd/トンと最大20GWd/トンである）。フランスでは、同国製90万キロワット級PWRの大半は高経年化しており、安全上の理由から、燃焼度を30GWd/トン未満に制限している³。それに対し六ヶ所再処理工場は、現在、日本の電力事業者が使用している45～55GWd/トン、あるいはそれ以上の高燃焼度燃料を再処理するものと見込まれる。

【表8】処理量1トン当たりの集団線量

再処理工場	年間処理量 (トン)	地球全体の集団線 量 (人・Sv)	処理量1トン当たりの集団 線量 (人・Sv/トン)
セラフィールド	1,380 (1999年)	1,800	1.3
ラアーグ	1,560 (1999年)	5,900	3.8
六ヶ所	800 (推定値)	7,400	9.2

六ヶ所再処理工場による集団線量

23. ICRPは癌死リスク係数を1シーベルト当たり5パーセントとしている。これを7400人・Svに適用すると、六ヶ所再処理工場が毎年放出する放射能によって、毎年、世界でおよそ370人が癌で死亡すると計算される。六ヶ所再処理工場が、その予定操業期間である40年間にわたり最大能力で運転したなら、その間の累積集団線量は296,000人・Svとなり（表8参照）、将来、世界でおよそ15,000人が癌死すると計算される。

24. トリチウムとクリプトンによる集団線量は、主に放出されてから最初の50年間にも

³ 主要には電力需要に応じた負荷追従運転のために、原子炉を出力変動させる必要があるからである。

たらされるだろう。しかしヨウ素と炭素によるそれは何百万年にもわたって続き、将来の世代にももたらされるだろう。実際にこうした線量による被ばくが絶対に起こるかどうかについては、多くの不確かさが存在する。しかし今日入手可能な情報と、現在認められている放射線影響モデル⁴を考慮すると、二再処理工場における放出放射能からの放射線による将来の損害(デトリメント)を推定するうえで、もっとも妥当なのは集団線量である。

25. これらの不確かさから、集団線量は一般に絶対的ではなく相対的、つまり他の工程による集団線量との比較で用いられる。たとえばスウェーデンの 100 万 Kw 級原子炉の年間放出量による集団線量は 5 人・Sv だが、これをレフェレンス値として六ヶ所再処理工場のそれと比較すると、後者がきわめて大きいことが分かる。

26. 他の原子力工程/事故による集団線量と、操業予定期間の 40 年間で六ヶ所再処理工場が放出する放射エネルギーから推定される集団線量を表 9 に示す。同工場から推定される放出放射エネルギーによる累積集団線量は、実に大きいことが分かる。

【表 9】 人工放射線源による地球全体の集団線量

放出源	地球全体の集団線量 (人・Sv)
旧ソ連・チェルノブイリ原発事故(1986年)	600,000
世界の原子力発電にともなう核燃料サイクル(~1989年)	400,000
六ヶ所再処理工場：2008年から2047年まで操業 (年7,400人・Svと想定して推定)	296,000
ラアーグ再処理工場：1990年から2019年まで操業 (年5900人・Svと想定して推定)	180,000
世界の放射性同位体の生産と利用(~1989年)	80,000
世界の核兵器加工(~1989年)	60,000
セラフィールド再処理工場：1980年から2009年まで操業 (年1800人・Svと想定して推定)	54,000
旧ソ連・「ウラルの核惨事」(1957年)	2,500
英国・ウィンズケール再処理工場事故(1973年)	2,000
世界の地下核実験(~1989年)	200
米国・スリーマイル原発事故(1979年)	40

資料出所：Bennett, 1995; UNSCEAR, 1993; 筆者による推定

⁴ とくに、放射線の影響については「しきい値なし直線仮説(LNT)」を、世界の全ての放射線管理当局者が引き続き用いている。

集団線量を用いた費用 - 便益分析

27.費用と便益について、共通のコンパレーターを持たない選択肢（たとえば除去設備の**新規導入費用**と、それによって削減できる**放出放射能量**）を比較するため、放出放射能による集団線量を、ICRP の放射線リスク係数（人・Sv 当たり 5%）を用いて癌死数に変換し、それを平均寿命当たりの金銭価値を用いてポンドやドル、ユーロなどに変換する。次にこれを、慣用的な費用 - 便益分析の手法にのっとり、新規設備の導入費用と比較する。一般にポンドやドル、円、ユーロを用いて、新規設備の導入によって防げる人・Sv を金銭価値に換算することで短縮化される。

28. 人・Sv に対する金銭価値には幅があり、これまでの文献では人・Sv 当たり 2 万ポンドから 10 万ポンドとなっている。1995 年、欧州委員会は燃料サイクルの外部費用*に対する一人の平均寿命の価値を 300 万ドルとしたが、これは人・Sv に対して 10 万ポンド相当に近い（CEC、1995 年）。これはまた、BNFL による「統計学的なリスクと企業イメージ」を反映した 10 万ポンドという値にも近い（Robb,1990）。比較するにあたっては、人・Sv 当たり 10 万ポンド（あるいは 2000 万円）が妥当な値である。この値を、セラフィールド再処理工場とラアーグ再処理工場による 30 年間の放射能放出に適用した、時間範囲を切り縮めない地球全体の集団線量を表 10 に示す。

*訳註：エネルギー利用における外部費用とは、それによる健康被害、環境への影響、食物への影響などに起因する費用。

【表 10】 最適化の最大価格（1 ポンド=200 円）

	地球全体の 集団線量 (人・Sv)	金銭価値 (10 億円/人・Sv)	最大価値: (10 億円)
セラフィールド (30 年間)	54,000	0.02	1,080
ラアーグ (30 年間)	177,000	0.02	3,600
六ヶ所(40 年間)	296,000	0.02	5,900

29.最適化の措置（すなわち、線量を合理的に達成できるかぎり低くするための措置）では、線量低減のための改善または除去対策の費用は、表 10 の右端にある金額まで考慮されるべきである。除去対策に費やされる金額はきわめて大きく、セラフィールド再処理工場、ラアーグ再処理工場の操業による年間利益を、そしておそらく六ヶ所再処理工場の操業によるそれを優に上回るだろう。

結論

30. 本報告書は、公表されている六ヶ所再処理工場の推定放出放射エネルギー（放出管理目標値）を検証してきた。同再処理工場からのトリチウム、炭素 14、クリプトン 85 そしてヨウ素 129 の標準化放出量を推定し、それをフランスのラアグ再処理工場の放出実績値とスイスの PWR 燃料中の生成核種推定値と比較したところ、数値が矛盾していることが分かった。日本原燃と日本政府は、六ヶ所再処理工場の放出核種の推定値をどのように計算したのか、とりわけ計算に用いられた燃料燃焼度とその冷却期間について情報公開するよう勧告する。またヨウ素 129 の放出を低減するプロセス（それが存在すればだが）と、プロセスのそれぞれの効率についても情報公開するよう勧告する。

31. 本報告書はまた、セラフィールド再処理工場及びラアグ再処理工場の年間放出量と、六ヶ所再処理工場の放出管理目標値による、時間範囲を切り縮めない世界全体の集団線量を求めた。これらの集団線量の重要性を評価するため、他の原子力/核関連活動による集団線量と比較し、またそれを従来の費用・便益分析の手法を用いて査定した。

32. 六ヶ所再処理工場の推定放出放射エネルギーによる、そして他の再処理施設の放出実績による、時間範囲を切り縮めない地球全体の集団線量は、他の原子力/核関連活動によるそれと比較して非常に大きい。集団線量を金銭的な価値に換算すると、その額は非常に大きくなり、当該工場の操業による利益を優に超える。これらを考慮すると、こうした工場の操業は一般的な商業上の期待も、国際放射線防護委員会（ICRP）の原則のひとつである「放射線被ばくを伴う行為の正当化」（ICRP、2007）も満たすとは思われない。推定される集団線量はきわめて大きいことから、予定される六ヶ所再処理施設の操業には、きわめて大きな疑問が付される。同工場による集団線量が実際にどれくらいの値になるかは、ヨウ素 129 の除去プロセスが設計どおり運転し、かつ 100%の効率で機能することに、決定的に依拠するだろう。

Appendix A

Carbon-14

- i. Carbon-14 is a radioactive isotope of carbon with a half-life of 5,730 years: it emits beta particles of maximum energy 156 keV. Carbon-14 arises in irradiated nuclear fuel from neutron activation of nitrogen (as impurity or additive) and oxygen (as UO_2). Carbon-14 is retained in spent fuel until reprocessing when it is released in gaseous and liquid discharges. Carbon-14 is produced naturally in the upper atmosphere as a result of the capture of cosmic ray neutrons by nitrogen-14. Because carbon-14 behaves in the same way as stable carbon, it is rapidly distributed among environmental compartments — stratosphere, troposphere, biosphere and surface ocean waters. Transfers between atmosphere, biosphere and surface ocean waters take place within a few years; transfer to deep ocean proceeds more slowly.
- ii. Carbon is a major constituent of all life forms. All carbon-14, whether anthropogenic or naturally-occurring enters the carbon pool in biota. Because the half-life of carbon-14 is long, doses from carbon-14 introduced into the environment will be delivered to local, regional and global populations for thousands of generations. C-14 is the main contributor to collective doses from reprocessing discharges. C-14 collective doses are similar whether the C-14 is released to atmosphere or sea.
- iii. Although carbon-14 discharged from reprocessing is distributed globally, there are significant local increases in concentration. For example, Begg et al (1991) have reported that carbon-14 discharged from Sellafield has resulted in an approximate doubling of current ambient concentrations in the Irish Sea. In 1998 and 1999, C-14 levels in botanic plants near La Hague as measured by OPRI and Cogema were 500 to 2,000 Bq/kg (cf natural background levels of 260 Bq/kg) Guillemette (2000) states that a level of 2000 Bq/kg in humans near La Hague corresponds to an annual dose of about 130 μSv , of which 115 μSv (90%) would be due to La Hague C-14 discharges. This is an appreciable fraction of the 0.3 mSv per year dose constraint usually applied to critical group doses.
- iv. Reprocessing plants have different approaches to carbon-14 management. For example, the Rokkasho plant is designed to remove most carbon-14 to sea. However no details are available of how the Rokkasho operators intend to achieve this aim. This is an important matter, because C-14 is a potent contributor to collective dose. At Sellafield, about 27% of sea discharges of carbon-14 is removed in a caustic soda washing column and then precipitated as a solid (barium carbonate) which is then encapsulated in cement and stored in drums

(BNFL,1993). Cogema currently releases all C-14 arisings from reprocessing. It has stated that C-14 abatement was not cost effective in their view (Cogema, 1999).

Krypton-85

- v. Kr-85 is a fission product retained in reactor fuel until released during reprocessing. Kr-85 is a strong beta-gamma emitter with a half-life of 10.7 years. The mean energy of the beta particle is 251 keV and that of the less frequent gamma ray is 514 keV. Krypton-85 exposes people to external beta irradiation of the skin, and to uniform whole body gamma irradiation. Although the dose from a single decay of Kr-85 is small, the amounts of Kr-85 discharged are very large – indeed, the largest of the various nuclides emitted from reprocessing. Accordingly, doses from Kr-85 are appreciable. Krypton-85 distributes uniformly throughout the earth's atmosphere within a few years after release, therefore its collective doses are important.
- vi. Being immersed in a radioactive gas inevitably results in radiation doses. Most of the dose from krypton comes from external exposures to its beta and gamma radiation. The dose from beta particles is a skin dose, and the gamma dose is to the whole body. In equivalent dose terms, the beta and gamma doses are about the same.
- vii. As for internal doses, Krypton is an inert gas and is currently not thought to enter life processes nor be incorporated in biota, unlike I-129, C-14 and H-3. Although it is breathed in, it is presumed to be breathed out relatively quickly with a half time of about 30 seconds (Diethorn and Stockho, 1972). However it should be borne in mind that this model for krypton-85 uptake is based on intuition rather than experimental data. Some people could raise the example of radon-222 which is also an inert radioactive gas but which does result in substantial internal doses. The reason for these high doses is the extremely radioactive daughters of radon-222 which result from its decay inside the lung. On the other hand, Kr-85 decay results instead in stable rubidium. (Rubidium is an element in the alkali metals group of the periodic table, similar to potassium and caesium.)
- viii. In 1989, the global inventory of krypton-85 was estimated to be about 3,300 PBq (1 PBq = 10^{15} Bq) nearly all of which was from reprocessing plants (Kollert and Butzin, 1989). Since 1989, this will have decayed to about a quarter of this figure, but a further 2,000 PBq was discharged from La Hague and 1,000 PBq from Sellafield between 1980 and 2001. Kr-85 is a significant contributor to collective dose. For example, for Sellafield's Kr-85 releases, Jackson et al (1998) have

calculated that the (500 yr truncated) global collective dose from the annual doses of 0.1 to 4 person Sv over the past approx 50 years was 594 person Sv.

Separation and Storage of Kr-85

- ix. Since the 1970s, many observers have expressed clear views on the need for the separation and storage of Kr-85 from reprocessing plants. For example, in 1972, Diethorn and Stockho (1972) from the US Nuclear Engineering Department of Pennsylvania State University concluded that

“...although the dose from krypton-85 is small, ...there seems to be little justification for continuing the present world-wide practice of dumping it into the atmosphere.....the only solution for krypton-85 is permanent storage.”

In 1975, the US NCRP (1975) concluded

“...prudence would seem to dictate that fuel reprocessing plants be equipped with krypton-85 removal systems as soon as the technology is practicable”

At an IAEA Conference in 1977, J Couture (1977) then director of COGEMA stated as regards the then proposed UP3 reprocessing plant at La Hague in France

“The UP3 plant will be accompanied by new equipment for the solidification and vitrification of all the liquid effluent. Moreover, studies will continue within the French Commissariat a l’Energie Atomique on the trapping of gases and, if necessary, krypton trapping units can be installed in 1985. Studies on the trapping of tritium are making good progress and studies on carbon-14 form part of the programme.”

During the 1977 Windscale Inquiry on the proposed Thermal Oxide Reprocessing Plant (THORP) at Sellafield, UK, Mr Justice Parker (1978) in recommendation 3 required that

“BNFL should devote efforts to the development of plant for the safe removal and retention of krypton 85 and, if development proves successful, should incorporate it in the proposed plant.”

In 1983, US regulations limited krypton-85 releases to a maximum of 1.85 PBq per 1000 MW electricity produced, a ten-fold reduction from previous practice (NCRP, 1980).

- x. However by the end of the 1990s, no such technologies had been implemented at any reprocessing facility in the world. Speaking on the experience at BNFL, Roger Coates – a BNFL director stated in 1999 (CEPN, 2000)

“Krypton was rather different. You can do the cost-benefit analysis, dispersion modeling, and for the lifetime of Thorp, you can come up with detriment valuations of a few tens of millions of pounds. If we could have got viable Krypton removal and storage technology, then on the information that was available, it was clearly going to cost a few hundreds of millions of pounds. That makes it not viable, economically. The critical group doses were about 2 or 3 μSv , so on that basis, it was easy to make the decision, but it was even easier to make the decision, because there’s no viable technology. People have operated troublesome pilot plants on small scales, on an intermittent basis, some using CFCs. If we had have installed that, the most promising technology, there would have been major discharge of CFC greenhouse gases. So it was a reasonably simple decision to make no Krypton removal.”

- xi. However in 2002 Dr Coates’ comments were contradicted by a comprehensive analysis of noble gas removal and storage carried out for the UK Environment Agency (2002). This study investigated the feasibility of re-routing reprocessing off-gases to a cryogenic plant in order to separate and recover xenon (a stable inert gas also released during reprocessing) as a by-product, in parallel with krypton-85 abatement. The study reviewed UK and international developments in cryogenic and gas separation technology, and carried out a literature review of the industrial applications for xenon and the extent of commercial markets available worldwide. The study showed that the quantity of xenon recoverable from THORP off-gas was a significant proportion (15%) of current world production. The report concluded that cryogenic separation of xenon from reprocessing plant off-gas was technically possible as part of a Kr-85 abatement process, and appeared to be commercially feasible. Its market survey indicated an expanding market for xenon, with growth driven by research in high technology industries.
- xii. To date, neither BNFL nor La Hague has indicated any intention to retrofit krypton removal and storage. It is not proposed to construct krypton removal and storage at Rokkasho.

Iodine-129

- xiii. Iodine-129 is a medium energy beta emitter (maximum energy 193 keV) with a very long half-life of 16 million years. It is produced in the fission of uranium with a yield of 1% and is released during reprocessing in relatively large quantities. Its

long half-life means it will accumulate in the environment, become part of the iodine pool, and deliver a thyroid dose to the general population. Iodine is mobile in the environment, and rapidly incorporated in foodstuffs ingested by individuals. The highest environmental concentrations of iodine occur in seawater. Considerable uncertainty surrounds the transfer of iodine-129 to deep oceans and the sedimentation processes that may remove activity from biological chains (UNSCEAR, 1988). The estimated residence of iodine in the ocean is ~ 100,000 years (Raisbeck, 1995).

- xiv. Iodine-129 discharges from La Hague between 1975-1992 are estimated to be about 632 kg, and from Sellafield between 1967-1992 about 608 kg. The total from the two plants up to 1992 is therefore about 1.2 tonnes. This is 10 times larger than the total iodine-129 present in the oceans before the nuclear era, approximately 25 times the input from nuclear weapons testing, and several hundred times greater than released by Chernobyl. In the period from 1993-1998, a further 1.4 tonnes of iodine-129 were discharged from La Hague and 0.36 tonnes from Sellafield, i.e. discharges in the 6 years after 1992 were more than in the previous 25 years. Annual I-129 discharges from the two sites have been steadily increasing, and have risen 10 fold in the past decade.
- xv. The amount of iodine-129 discharged from La Hague and Sellafield in 1999 was eight times the total iodine-129 from all weapons test fallout. Iodine-129 from reprocessing therefore dominates all other iodine-129 sources in the world's oceans. In comparison, annual reprocessing emissions of caesium-137 and strontium-90 were never larger than 1% of cumulative nuclear weapons fallout (Raisbeck et al, 1995).

Tritium

- xvi. Tritium (^3H) is the radioactive isotope of hydrogen. It is a low-range beta-emitter with a maximum decay energy of 18 MeV, and a half-life of 12.3 years. Tritium is formed naturally through cosmic ray interaction with H in the upper atmosphere. However anthropogenic tritium emissions considerably exceed natural production. Tritium commonly occurs as tritiated water, i.e. ^3HOH , and as elemental tritium gas, ^3HH . Tritium is created in nuclear fuel by activation of ^1H and ^2H , and as a tertiary fission product. Some tritium is released at reactors but the majority is released from reprocessing plants at the fuel dissolution stage.

xvii. In many respects, tritium is an unusual radionuclide. Tritium's high mobility and cycling in the biosphere, its multiple pathways to man, its relatively high RBE⁵ value, its ability to bind with cell constituents to form organically-bound tritium (OBT), and the heterogeneous distribution of bound tritium in humans mark it out as a hazardous radionuclide (Fairlie, 1992). Unfortunately, these characteristics are not recognised in tritium's exposure limits: these are based solely on its extremely low dose per unit intake⁶. Ingested tritiated water has a biological half-life of 10 days, but ingested tritiated foodstuffs (ie OBT) have much longer half-lives which are poorly defined and may extend to many years in low turnover tissues. In sum, tritium is a very efficient distributor of radioactivity in the environment, including humans: its dose coefficient may be considerably greater than the current low value. The UK Government's CERRIE Report (2004) put forward a number of scientific arguments for increasing tritium's dose coefficient by a factor of ten or more. In 2006, the US EPA (2006) recommended that tritium's radiation weighting factor and therefore its dose coefficient) should be increased by a factor of 2.5 The following year, the UK Government's AGIR Committee (2007) recommended that tritium's radiation weighting factor (and dose coefficient) should be doubled.

⁵ RBE – the relative biological effectiveness of tritium's beta particle compared with gamma rays

⁶ tritium's dose coefficient is by far the lowest of all common radionuclides, and this is a cause for serious concern

Appendix B

Approximate age of fuels to be used during commissioning at Rokkasho reprocessing plant.

Fuel Type and Configuration	Quantity (tonnes U)	Burnup (MWd/ tU)	Years of cooling
PWR 17x17	90	12000-47000	8 to 20 years
PWR 15x15	110	34000-47000	6 to 15 years
PWR 14x14	10	32000-36000	9 to 17 years
BWR 8x8	220	18000-40000	8 to 20 years

参考文献

AGIR (2007) HPA Advisory Group on Ionising Radiation. UK Health Protection Agency. Chilton Oxon.

Begg FH, Baxter MS, Cook GT, Scott EM, and McCartney M (1991) Anthropogenic Carbon-14 as a Tracer in Western UK Coastal Waters. Pp 52-60. In P J Kershaw and D S Woodhead (Eds), Radionuclides In The Study Of Marine Processes. Elsevier. London

BNFL (1993) The Economic and Commercial Justification for THORP. Risley, Warrington, UK

CEC (1995) ExternE Report. Externalities Of Fuel Cycles Nuclear Fuel Cycle. Commission Of The European Communities. Brussels. Prepared By CEPN.

CEPN (2000) Report N° 266. The Management Of Public Exposures Associated With The Radioactive Releases Of Nuclear Installations. Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le Domaine Nucleaire. Proceedings of a Conference held at Cachan (France), May, 1999. Editors: C. Schieber, T. Schneider.

CERRIE (2004) Report of the Committee Examining the Radiation Risks of Internal Emitters. www.cerrie.org accessed January 8, 2008.

COGEMA (1999) Dossier D'Enquête Publique: UP2-800. I.N.B. No 117.

Croff AG (1980) User's Manual for the ORIGEN2 computer code. ORNL/TM-7175, July 1980. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.

DBERR (2008) Meeting the Energy Challenge: A White Paper on Nuclear Power Department for Business, Enterprise & Regulatory Reform.
<http://www.berr.gov.uk/files/file43006.pdf>

Deroubaix D (1999) The French View of Spent Fuel Treatment: Reprocessing, Conditioning and Recycling. In Proceedings of an Advisory Group Meeting, IAEA Vienna. September 1998. Published as IAEA-TECDOC-1103. IAEA, Vienna.

Diethorn WS and Stockho WL (1972) The Dose To Man From Atmospheric Krypton-85

Health Physics, 23, 653-662.

Elayi AG and Schapira JP (1989a) Long-term Radiotoxicity of HLW and Spent Fuels Produced by LWRs: Impact of Burn-Up Extension and of the Use of MOX Fuels. Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle, Vol. 8(1) pp 1-21.

Elayi AG and Schapira JP (1989b) Impact of the Changes from ICRP 26 to ICRP 48 Recommendations on the Potential Radiotoxicity of Discharged LWR, FBR and CANDU Fuels. Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle, Vol. 8(4) pp 327-338.

Environment Agency (2002) Technical Feasibility Study Of The Cryogenic Separation Of Xenon From Reprocessing Plant Off-Gases. Prepared By: RM Consultants Ltd. Report No. R02-054(N)

Fairlie I (1992) Tritium: The Overlooked Radioactive Hazard. The Ecologist, Vol 22, No5

Fairlie I (1997) Radioactive Waste: An International Examination Of Storage and Reprocessing Of Spent Fuel. PhD Thesis. Imperial College Of Science, Technology and Medicine. Centre For Environmental Technology. London, UK.

Fairlie I and Sumner D (2001) "Environment Agency's Explanatory Document on Tc-99 Discharges". A critique prepared for Greenpeace UK and submitted as evidence to the UK Environment Agency's technetium-99 consultation.

Guillemette, André (1998) Le Carbone 14 des combustibles irradiés. La Gazette Nucléaire. n°169/170, 14 April 1998.

IAEA (1985) The Radiological Impact of Radionuclides Dispersed on a Regional and Global Scale. Methods for Assessment and their Application. Technical Report Series No. 250. International Atomic Energy Authority. Vienna.

ICRP (2007) Publication 103: Recommendations of the ICRP. Annals of the ICRP Volume 37/2-4. Elsevier. London

Jackson D, Zimmerman CH, and Gray J (1998) Discharges of Krypton from Sellafield, 1951-1997 and resultant doses to members of the public. J. Radiol. Prot. Vol. 18 No 2

pp111–118.

Kalinowski MB, Sartorius H, Stefan Uhl S, and Weiss W (2004) Conclusions on plutonium separation from atmospheric krypton-85 measured at various distances from the Karlsruhe reprocessing plant. *Journal of Environmental Radioactivity* 73 (2004) 203–222.

Kollert R and Butzin M (1989) Climatic Aspects Of Radioactive Trace Gases, In Particular Krypton-85 A Study Carried Out On Behalf Of The German Bundestag. Kollert and Donderer, Bremen.

Mayall A, Cabianca T, Morris TP, Nightingale A, Simmonds JR, and Cooper JR (1993) Collective Doses from Sellafield. NRPB Report M453 (Chilton, Oxon).

McGinnes DF (2002) Model Radioactive Waste Inventory for Reprocessing Waste and Spent Fuel. Nagra Technical Report 01-01. December 2002.

McKerron G (1999) Analyses of Fuel Cycle Assumptions in Draft 5 of NEA/OECD Radiological Impact of Spent Nuclear Fuel. SPRU University of Sussex. Available from Greenpeace UK.

Mellinger PJ, Brackenbush LW, Tanner JE and Gilbert ES (1984) Krypton-85 health risk assessment for a nuclear fuel reprocessing plant. Pacific Northwest Laboratory, 1984. Richland, Washington US.

NCRP (1975) Krypton-85 In The Atmosphere - Accumulation, Biological Significance, and Control Technology NCRP Report No 44.

NCRP (1980) Krypton-85: With Specific Reference To The Public Significance Of The Proposed Controlled Release At Three Mile Island.

OECD/NEA (1989) Plutonium Fuel: An Assessment. Report by an Expert Group. Office of Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency. Paris.

Paratte JM, Grimm P and Holland JM (1996) Laboratory LRS, Elcos – The PSI Code system for LWR core analysis. Part II: User's manual for the fuel assembly code BOXER. PSI Bericht No. 96-08. PSI, Würenlingen, Switzerland.

Parker (1978) Hon Mr Justice Parker. The Windscale Inquiry, Volume 1 Report and Annexes 3–5 London: HMSO.

Raisbeck GM, Yiou F, Zhou ZQ, Kilius LR (1995) I-129 From Nuclear Fuel Reprocessing Facilities At Sellafield and La Hague; Potential As An Oceanographic Tracer. *Journal Of Marine Systems* 6, 561-570.

Robb JD (1990) Valuing Radiation Detriment for Optimising Purposes, *Radiat. Prot. Bull.*, March 1990, Vol 110, pp 8-12.

Schieber C and Schneider T (2000) The Management Of Public Exposures Associated With The Radioactive Releases Of Nuclear Installations. Decision makers' seminar held in Cachan (France), the 28th of May, 1999.

Schneider M and Fairlie I et al. (2001) Possible toxic effects from the nuclear reprocessing plants at Sellafield (UK) and Cap de La Hague (France). Commissioned by the Scientific and Technological Option Assessment (STOA) Panel of the European Parliament. European Parliament, November 2001.

Simmonds JR, Lawson G, and Mayall A (1996) Methodology For Assessing The Radiological Consequences Of Routine Releases Of Radionuclides To The Environment. Report CEC, DG XI, XI-5026/94, Radiation Protection-72 (Luxembourg: CEC).

UNSCEAR (1988) Sources, Effects and Risks Of Ionizing Radiation. UNSCEAR, Vienna. "Exposures from the Chernobyl accident", Annex D.

US EPA (2006) Draft White Paper. Modifying EPA Radiation Risk Models Based on BEIR VII. August 1 2006.

Winger K, Feichter J, Kalinowski MB, Sartorius H and Schlosser C (2005) *Journal of Environmental Radioactivity* 80, 183-215.

謝辞：本報告書の作成にあたっては、「美浜・大飯・高浜原発に反対する大阪の会」の小山英之氏
にご協力いただきました。



グリーンピースは、「緑」豊かで、「平和」な地球をめざして活動する国際環境保護団体です。現在、ヨーロッパ、アメリカ、アジア、太平洋など、世界41カ国に支部を持ち、本部をオランダのアムステルダムに置く非営利組織です。グリーンピース・ジャパンは1989年に設立されました。気候変動・エネルギー問題、海洋生態系保護などのグリーンピースの活動は、市民の立場に立ち、その独立を維持するため、政府や企業から資金援助を一切受けていません。世界290万人、日本では6000人の個人の方からの財政的支援のみですべての活動を行っています。

グリーンピースは、1971年にカナダのジャーナリスト、若者たちがアメリカの核実験をとめるためアラスカ沖の核実験現場に船で向かったことがきっかけで発足しました。地球規模の環境破壊の現場を目撃し、平和的な行動でそれをとめるという姿勢はグリーンピースのモットーであり、船はグリーンピースの活動の重要な一部を占めています。

特定非営利活動法人グリーンピース・ジャパン

〒160-0023 東京都新宿区西新宿8-13-11 N・Fビル2F

TEL:03-5338-9800 FAX:03-5338-9817

<http://www.greenpeace.or.jp>