

油濁汚染と自然資源損害に対する責任

—米国油濁法と国際条約との比較を通して—

梅 村 悠

1. はじめに
2. 米国OPA '90における自然資源損害に対する責任制度とEU指令への影響
3. 国際条約（CLC・FC）における環境損害の賠償・補償
4. 両制度の比較と考察
5. おわりに

1. はじめに

油濁損害に対する責任に関するルールは、我が国を含む国際条約（いわゆる「民事責任条約（International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage: CLC）」及び「国際基金条約」（International Convention on the Establishment of an International Fund for Compensation for Oil Pollution Damage: FC）」の批准国と、国際的な賠償・補償のスキームと決別し、独自の油濁法（OPA '90）を定める米国とで異なるが¹⁾、国際追加補償基金が成立し、補償限度額の大幅な引き上げが実現した今日において²⁾、両制度の最大の相違点は、私人の法益侵害を伴わない環境そのもの

(environment *per se*) に対する損害—米国法にいう自然資源損害 (natural resource damages) —に対する責任の在り方にあるといえよう³⁾。

すなわち、国際条約の下では、「環境の悪化について行われる補償…は実際にとられた又はとられるべき修復 (reinstatement) のための合理的な措置の費用に係るものに限る」(CLC第1条6項(a)) とされているのに対して、OPA '90においては、「損害評価の合理的な費用を含む、自然資源の損傷、破壊、損失、または利用の喪失についての損害賠償額」が責任当事者に課される (1002条(b)(2)(A)) こととなる。

制定当時において、国際条約のそれをはるかに上回る賠償・補償水準を定めるとともに、上記のような自然資源損害に対する責任規定をも設けた

-
- 1) これらの法制度については、谷川久「油濁損害の賠償・補償制度について」損害保険研究 59巻2号271頁 (1997)、落合誠一「油濁事故損害賠償・補償のあり方への基本的考察」落合誠一＝江頭憲治郎 (編)『海法大系』151頁 (2003)、藤田友敬「海洋環境汚染」落合誠一＝江頭憲治郎 (編)『海法大系』76頁 (2003) を参照。
 - 2) 落合誠一「国際的石油賠償・補償制度の新展開」ジュリ1253号163頁 (2003) 参照。
 - 3) その他の相違点として、①法制度の包括性 (賠償・補償に限定されるか)、②対象となる船舶の違い (オイルタンカーに限定されるか)、③責任当事者の範囲 (運航者や備船者に及ぶか)、④責任制限に関するルール (限度額や不適用となる条件の違い) が挙げられる。See Mans Jacobsson, *The International Liability and Compensation Regime for Oil Pollution from Ships - International Solutions for Global Problem*, 32 TUL. MAR. L. J. 1, 19-21 (2007).

米国における自然資源損害に対する責任制度を考察した邦語文献として、大塚直「環境損害に対する責任」淡路剛久教授・阿部泰隆教授還暦記念『環境法学の挑戦』77頁以下 (日本評論社、2002年)、大塚直「環境損害に対する責任」ジュリ1372号42頁 (2009)、ダニエル A. ファーバー「自然に対する不法行為—アメリカ法における自然環境に対する被害の回復」ジュリ1372号54頁 (2009)、梅村悠「自然資源損害に対する企業の環境責任(1) —アメリカ法, EU法を題材として—」上智法学論集47巻2号19-50頁 (2003)、梅村悠「自然資源損害に対する企業の環境責任 (2・完) —アメリカ法, EU法を題材として—」上智法学論集47巻3号45-73頁 (2004) などを参照。

OPA '90は、——その規則において、一定の場合にCVM（仮想評価法）⁴⁾のような損害額の算定手法が認められていることと相俟って——しばしば、1989年に生じたエクソン・バルディーズ号事故（アラスカ湾沖での原油流出事故で100万頭の野生生物が死に追いやられた）に「過剰に反応」した「常軌を外れた」法律である⁵⁾、大衆への迎合・衆愚の産である⁶⁾、などと批判されてきた。同法の署名に際して、当時のブッシュ大統領は「我々が議定書を批准しなかったことにより、国際的な海事基準の発展について米国が果たしてきた長年のリーダーシップは弱体化することになるだろう」との遺憾の意を表明し⁷⁾、事実、その後の国際会議において、米国の代表団は発言力を失い、米国の外交的交渉能力は著しく低下したとされる⁸⁾。

しかし、OPA '90の定める自然資源損害に対する責任ルールは、その後、米国において、環境そのものへの損害を適切に評価しうる合理的なスキームとして、責任当事者に受容されるようになっただけでなく、外国法制

4) CVM (Contingent Valuation Method: 仮想評価法) とは、アンケートを実施することによって、環境が改善された状態、または破壊された状態を回答者に説明し、環境改善に対する支払意思額 (WTP: willingness to pay) や環境悪化に対する受入補償額 (WTA: willingness to accept compensation) を直接たずね、その金額から環境の価値を評価する手法である。CVMに関しては、栗山浩一『公共事業と環境の価値-CVMガイドブック』(築地書館, 1997), Robert Cameron Mitchell, & Richard T. Carson(環境経済評価研究会(編))『CVMによる環境質の経済評価』(山海堂, 2001)などを参照。

5) 津留崎裕「ナホトカ号重油流出事故と危機管理—ひしゃくと民主主義と危機屋」海運1997年4月号23頁。

6) 高橋清「エクソン・バルディーズ号油濁事故と1990年米国油濁法」海運1991年6月号73頁。

7) 谷川久(監)・東京海上火災保険株式会社船舶損害部(編)『アメリカ合衆国油濁法の解説』(保険毎日新聞社, 1993年)14頁。

8) 谷川・前掲注(1)290頁参照。

(EUの環境責任指令)にも大きな影響を及ぼすに至っており、「常軌を逸した法」との評価が妥当かは検討の余地があるように思われる。

むしろ、地球環境問題が深刻化し、かけがえのない「公共財」としての地球環境の重要性が認識されるようになった今日において、私人の法益侵害を伴わない環境そのものへの損害、換言すれば、従来の民事賠償責任原理に馴染みにくい種類の損害をいかに回復するかは重要なテーマである⁹⁾(今日、環境問題を処理するにあたっては、従来無償と考えられてきた、自然環境の便益や効用を正当に評価するとともに、その独占的利用は有償であるとの原理を確立する必要がある¹⁰⁾)とて、自然環境の便益や効用を正当に評価しうる法制度として、OPA '90は世界に範を示しているとの見方も可能ではないだろうか。

さらに、後述するように、米国の責任レジームに疑いのまなざしを向け、これを敵対視さえしていたとされる¹¹⁾国際条約のレジームは、条約における「汚染損害」に関する近年の解釈指針(Claims Manual)において、一定の場合に、損害を受けたサイト以外の場所における修復措置も補償の対象として認めるに至っており、重大な方針の転換(OPA '90の定める責任ルールへの歩み寄り)として注目される。

そこで、本稿では、以上のような問題意識の下、国際条約との比較を通して、OPA '90が定める自然資源損害に対する責任ルールの意義を明らかにし、そこから得られる示唆について検討したい。

9) 吉川栄一『企業環境法』139-140頁(上智大学出版会、第2版、2005年)

10) 大塚直『環境法』29頁(有斐閣、第2版、2006年)

11) Louise Angélique de La Fayette, *New Approaches for Addressing Damage to the Marine Environment*, 20 Int'l J. MARINE & COASTAL L. 167, at 172 (2005).

2. 米国OPA '90における自然資源損害に対する責任制度とEU指令への影響

(1) OPA '90における自然資源損害賠償規定

1) OPA '90制定前の法律の規定と立法趣旨

油濁汚染による自然資源の損害賠償自体はOPA '90の規定によってはじめて認められたものではなく、1977年の水質汚濁防止法において既に規定が存在していた。同法によれば、連邦政府および州政府には「油または有害物質の放出の結果損害を受け、または破壊された自然資源の修復または代替によって生じた費用または支出」の回収が認められていたものの、損害賠償額は「当該資源の代替や、その他の方法で損害を軽減することで…実際に生じた合理的費用」に限定されていた¹²⁾。

これに対して、議会は、OPA '90における損害賠償額の算定にあたって、ラッコのような野生生物の死に対しても正当な評価をすることを意図していた¹³⁾。このため、同法は自然資源を「(排他的経済水域の資源を含む)合衆国、あらゆる州・地方公共団体、またはインディアン部族、もしくはあらゆる外国政府に、所属し、運営され、受託され、帰属し、または他の方法によって支配される、土地、魚、野生生物、生物相、大気、水、地下水、飲料水源、およびその他の資源」(1001条(2))と定義したうえで、責任当事者¹⁴⁾が負うべき損害賠償額に、「損害評価の合理的な費用を含む、

12) 33 U.S.C. § 1321(f)(4),(5) (1977).

13) Russell V. Randle, *The Oil Pollution Act Of 1990: Its Provisions, Intent, and Effects*, in OIL POLLUTION DESKBOOK 3, at 9 (Environmental Law Institute, 1991).

14) 船舶の所有者・運航者または傭船者、陸上施設の所有者、海上施設の賃借人・被許可者、1974年深水港法の被免許者、パイプラインの所有・運営者、放棄された船舶、陸上施設、深水港、パイプラインまたは海上施設の放棄前の責任当事者とされている (1001条(3))

自然資源の損傷、破壊、損失、または利用の喪失についての損害賠償額であり、合衆国受託者、州受託者およびインディアン部族受託者、または外国の受託者によって回収されるべきもの」(1002条(b)(2)(A))が含まれることを明示した。

なお、上記のようなかたちで自然資源損害に対する責任ルールを設けたのはOPAが初めてではない。すなわち、1986年に成立した包括的環境対処・補償・責任法(CERCLA)において、有害物質(hazardous substance)に関して「当該放出に起因する損傷、破壊、または損失を評価するための合理的な費用を含む、自然資源の損傷、破壊または損失に対する損害賠償額」を潜在的責任当事者に課す旨の立法がなされており(107条(a)(c))、OPAの規定は、これと軌を一にするものである¹⁵⁾。

2) OPA '90における請求権者

自然資源の損傷、破壊、または損失に起因する税金、使用料等の損害賠償額は、合衆国政府、州、またはその下部組織によって回収される(1002条(b)(2)(D))。自然資源の受託者として、大統領は連邦職員、各州知事は州職員をそれぞれ指名するものとされる(1006条(b)(2)・(3))¹⁶⁾。私人は、動

15) 落合・前掲注(1) 171頁参照, See EDWARD H.P. BRANS, LIABILITY FOR DAMAGE TO PUBLIC NATURAL RESOURCES, at 68-69 (Kluwer Law International, 2001); Linda B Burlington, *Valuing Natural Resource Damages: A Transatlantic Lesson*, 6 ENV L REV 77, at 78. 但し、規則レベルにおける損害算定ルールには相違がみられる。CERCLAに関する内務省(DOI)規則につき問題点を指摘したうえで、立法論を提示するものとして、Patrick E. Tolan, Jr. *Natural Resource Damages under CERCLA: Failures, Lessons learned, and Alternatives*, 38 N. M. L. REV. 409 (2008) を参照。

16) 本規定のルーツは公共信託理論(public trust doctrine)とされている(See Laura Rowley, *NRD Trustees: To What Extent Are They Truly Trustees?*, 28 B.C. ENVTL. AFF. L. REV. 459, 470 (2001). Kevin R. Murray et al., *Natural Resource Damage Trustees: Whose Side Are They Really On?*, 5 ENVTL. LAW 407, 422 (1999).

産、不動産、または自然資源の損傷、破壊または損失による得べかりし利益と等しい損害賠償額、および当該資源の所有または管理に関係なく、自然資源の生活利用の喪失に対する損害賠償額を回収することができるが(1002条(b)(2)(C)・(D))、公的な自然資源の損傷、損失または破壊に対する損害賠償を求めることはできない。これは、私人と受託者との間の利益に相違があるため、すなわち、OPA '90の下、損傷を受けた自然資源の修復、回復、代替、または同等物の取得のための総額を回収する義務があるのは受託者であって、かかる義務は私人には課されていないからであると説明される¹⁷⁾。

3) 責任原理

責任当事者は、連帯責任・厳格責任を負うが、①不可抗力、②戦争行為、③第三者による作為または不作為(一定の事項の証明が必要)によって損害が生じた場合、ならびに事故が権利主張者の重過失または故意の違反行為によって生じた場合は免責される(1003条(a)(b))¹⁸⁾。

(2) NOAA (商務省国家海洋大気管理局) 規則による自然資源損害評価 (Natural Resources Damage Assessment: NRDA) ルール

1) OPA '90の規定

受託者は、自然資源に対する損害賠償額の算定をするものとされ、自然資源の修復、回復、代替、または同等物の取得についての計画を作成し、実行する(1006条(c)(1)-(4))。OPA '90の下、損害賠償額の算定基準は、①損害を受けた自然資源の修復、回復、代替または同等物の取得費用、

17) BRANS, *supra* note 15, at 74. 同旨の判例として、*Alaska Sport Fishing Ass'n v. Exxon Corp.*, 34 F.3d 769 (9th Cir. Alaska 1994) を参照。

18) 但し、①事故の報告、②浄化作業についての当局への協力、③水質汚濁防止法または公海介入法による命令の遵守を怠るか拒否する責任当事者は免責されない(1003条(c))。

②修復の間に生じた自然資源の価値の減少、および③それらの損害賠償額を評価する合理的費用とされる（1006条(d)(1)¹⁹⁾。かかる算定基準および規則にしたがって算定された損害賠償額は反証可能な推定（rebuttable presumption）の効力を有し（1006条(e)(2)）、同一の事故及び自然資源について二重の回収（double recovery）は禁じられている（1006条(d)(3)²⁰⁾。

2) NOAA規則案の変遷

大統領は、自然資源の損害賠償額算定のための規則をOPA '90 施行後、2年以内に公布するものとされたが（1006条(e)(1)）、これをめぐって、環境の評価手法の一つであるCVMの利用の可否を中心とした大論議が巻き起こった。バルディーズ号事故では、和解交渉の中でCVMに基づく28億ドルという評価額が明示的に利用されたため、これに大きな恐れを抱いた産業界を中心として、CVMに対する厳しい批判がなされた。1992年には、エクソン社の後援によってシンポジウムが開催され、著名な経済学者によってCVMがいかにバイアスのかかったものであり、信頼性に欠けるものであるかということが主張された²¹⁾。

一方、同年、商務省国家海洋大気管理局（NOAA）は、2人のノーベル経済学賞受賞者をメンバーに含む、NOAAブルーリボン・パネルとい

19) 本規定の立法過程においては、CERCLAに関するオハイオ判決（*Ohio v. United States DOI*, 279 U.S. App. D.C. 109 (1989)）に従うことが意図されていた（Randle, *supra* note 13, at 9）。CERCLAにおける自然資源損害賠償規定については、梅村・前掲注(3)を参照。

20) これについては、自然資源に対する管轄権や請求が重複する可能性を生ぜしめているとの指摘もなされている（*See* COLIN DE LA RUE & CHARLES B. ANDERSON, *SHIPPING AND THE ENVIRONMENT: LAW AND PRACTICE*, 516 (Informa Maritime & Transport, 2nd ed. 2009).）。

21) 同シンポジウムでなされた講演は論文集として後に出版された。JERRY A. HAUSMAN ed., *CONTINGENT VALUATION: A CRITICAL ASSESSMENT* (North-Holland, 1993) を参照。

22) 58 Fed. Reg. 4601 (1993) .

う検討委員会を組織した。同委員会では、CVMによる損害評価の適用可能性について徹底的に議論が行われ、翌年1月にNOAAガイドライン²³⁾が公表された。その結論は、CVM研究は、失われた受動的利用価値も含めて、損害評価プロセスの出発点として、十分に信頼できる評価を提供するというものであった。これを受けて、公表された1994年規則案²³⁾は、自然資源損害に対して、金銭による適切な賠償額を決定するためのプロセスを提供することを目的とするものであった。しかし、翌年、NOAAが公表した1995年規則案²⁴⁾は、1994年規則案とは全く性質の異なるものであった。すなわち、同規則案においては、議論の絶えなかった金銭的手法による失われた自然資源の経済的な評価から、コンセンサスの得やすい実物的な修復措置へのシフトがなされた²⁵⁾。1996年1月5日、NOAAは自然資源損害の評価に関する最終規則²⁶⁾を公表した。同規則は、1995年規則案を基本的に踏襲しており、ゆえに1994年規則案とは根本的に性質の異なるものである。このことから、NOAA最終規則において重要な点は、1994年規則案が自然資源への損傷に対する適切な金銭賠償を決定するためのプロセスを提供することを目的としていたのに対して、最終規則は損害を受けた自然資源の「修復 (restoration)」²⁷⁾を目的としていることだといわれている²⁸⁾。

23) 59 Fed. Reg. 1062 (1994).

24) 60 Fed. Reg. 39804 (1995).

25) BRANS, *supra* note 15, at 127.

26) 61 Fed. Reg. 440 (1996).

27) 「損害を受けた自然資源・サービスの修復、回復、代替、または同等物の取得のための、あらゆる行為、または行為の組み合わせ」と定義されている (15 C.F.R. § 990.30)。

28) BRANS, *supra* note 15, at 128; DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 517.

3) 1996年最終規則による損害評価プロセス

「修復」は、「基本的修復 (primary restoration)」と「填補的修復 (compensatory restoration)」から構成される。前者は、「損傷を受けた自然資源・サービスを基礎状態に戻すためにとられる、自然回復を含むあらゆる措置」を意味し、後者は、「事故の日から回復までの間に発生する、自然資源・サービスの当座の損失を填補するためにとられるあらゆる措置」を意味する²⁹⁾。最終規則の損害評価プロセスは、プリアセスメント・フェーズ、修復計画フェーズ、修復実行フェーズの3つの段階から構成されるが³⁰⁾、修復措置としていかなるものを選択するかが決定されるのは、修復計画フェーズにおいてである。同フェーズにおいて、受託者は、自然資源またはサービスへの損傷がその事故から生じたかどうか決定し³¹⁾、損傷の程度と空間的・時間的範囲を数量化したうえで³²⁾、合理的な修復選択肢の範囲を検討する。各修復選択肢は、基本的修復要素と填補的修復要素から成り立っている³³⁾。次頁の図（注34参照）によって示されているように、損傷を受けた自然資源の回復を促進させる基本的修復措置がとられた場合、当該自然資源の修復中に失われたAの部分の価値が、修復中の当座の（暫定的）損失 (interim losses) として、損害賠償の対象となる。これに対して、基本的修復措置が行われず、当該自然資源が自然回復を目的として放置された場合、当該回復が完了するまでに失われた価値、すなわちAとBの部分を合わせた部分が損害賠償の対象となる³⁴⁾。

A. 基本的修復措置の特定

受託者は、自然回復に加えて、以下の積極的な基本的修復措置を検討す

29) 15 C.F.R. § 990.30.

30) 15 C.F.R. § 990.12.

31) 15 C.F.R. § 990.51.

32) 15 C.F.R. § 990.52.

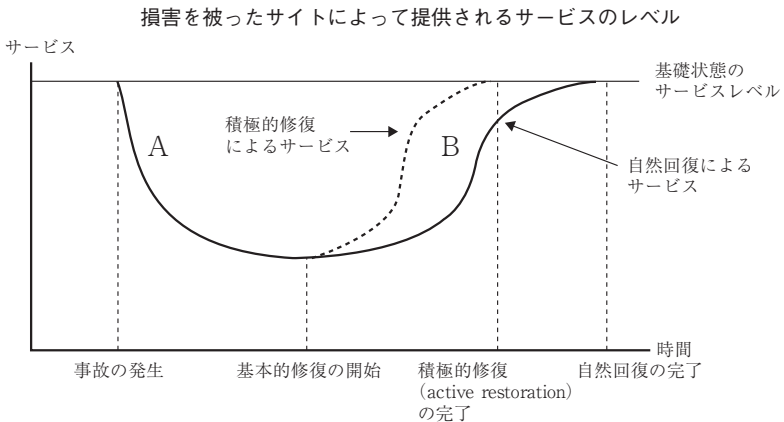
33) 15 C.F.R. § 990.53(a) (2).

ることができる。すなわち、①あらゆる修復措置の実効性を妨げ、または制限するであろう状態を除去する措置³⁵⁾、②損傷を受けた資源の回復または修復を可能ならしめるような物理的科学的状態または生物学的状態に当該資源を戻すために必要な措置、または、③重要な自然資源・サービスを元の状態に戻す措置、および基礎状態への回帰を達成し促進するための効果的なアプローチとなるであろう措置である³⁶⁾。

B. 填補的修復措置の特定

受託者は、損傷を受けた自然資源と同様の種類・質および同等の価値のサービスを提供する填補的修復措置についても、検討するものとされる。同様の種類・質および同等の価値が合理的な選択肢の範囲で提供で

34) BRANS, *supra* note 15, at 131.



(BRANS, *supra* note 15, at 132を参照して作成)

35) 同条項は後述するGeneral Electric Co. v. NOAA事件 (*GE v. United States DOC*, 327 U.S. App. D.C. 33(1997)) において違法と判示されたため、その後改正された。改正後は、「あらゆる修復措置の実効性を妨げまたは制限するであろう状況に対処する」ための措置と規定されている。

36) 15 C.F.R. § 990.53(b).

きない場合、受託者の判断において、受託者は同等の種類・質の自然資源・サービスを提供する措置を特定する必要がある。損傷を受けた自然資源と同自然資源・サービスの代替が同価値でない場合、スケーリング・プロセス (scaling process)³⁷⁾ が失われたサービスおよび代替サービスの評価に伴うこととなる³⁸⁾。填補的修復措置の規模を決定する場合、受託者は、スケーリングの方法として、資源対応測定アプローチ (resource-to-resource scaling approach)、または効用対応測定アプローチ (service-to-service scaling approach) の利用を検討するものとされる。これらのアプローチの下、受託者は失われた自然資源・サービスと同量のものを提供する修復措置の規模を決定する³⁹⁾。

損傷を受けた自然資源・サービスの利用が基本的に間接的になされている場合、資源対応測定アプローチまたは効用対応測定アプローチの下、HEA (Habitat Equivalency Analysis)、または同種の手法の利用が推奨されている。HEAは、多数の種を維持する全生息地を代替する修復措置、または様々な自然資源サービスを提供する各種を代替する修復措置を評価するために利用される。被った損傷に対して填補的修復措置の規模が過少あるいは過大とならないことを確保するため、受託者は失われたサービス量の現在価値と、修復措置によって時がたてば提供されるようになるサービス量の現在価値とが同等であることを立証する⁴⁰⁾。HEAは、自然資源損害賠償評価において通常適用される手法となっており、湿地帯・マング

37) 「スケーリング」の概念は必ずしも規則において明確に定義されていないが、修復措置の適切な程度および範囲を決定することを意味するとされている。DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 524.

38) 15 C.F.R. § 990.53(c).

39) 15 C.F.R. § 990.53(d)(2). なお、各アプローチの訳語については、大塚直ほか「環境損害の未然防止及び救済に係る環境責任に関する欧州議会及び理事会の指令案」環境研究126号116頁以下(2002年)に従った。

ロープ・塩性沼沢・珊瑚礁および海中植物層等への損傷など、多くのケースにおいて填補的修復措置の規模を決定するための手段として利用されている⁴¹⁾。

他方、レクリエーション目的でなされるフィッシングのように、サービスの利用が直接的になされている場合は、経済的な評価手法や、当該サービスの利用に関する行動モデルをスケーリングに利用できる。海岸における直接的なサービスの利用が一定期間できなくなった場合の修復措置としては、たとえば現存する公共の海岸へのアクセスを改善することによって、一定の期間、必要なレクリエーション利用の海岸を提供することが計画される⁴²⁾。また、湿地帯の拡大や、新たな生息地または人工礁の創設などの措置も、失われた生物量を回復させ、個体数を増加させるために利用することができる⁴³⁾。

資源対応測定アプローチも効用対応測定アプローチも適切ではないと決定した場合、受託者は、評価アプローチ (valuation scaling approach) を利用することができる。評価アプローチにおいて、受託者は、CVMを含む、様々な評価手法を利用することができる⁴⁴⁾。ここでは、2つのスケーリングアプローチ、すなわち、value-to-valueアプローチおよびvalue-to-costアプローチが存在する⁴⁵⁾。

2つのスケーリングアプローチのうち、value-to-valueアプローチの適用が、第一に検討されなければならない。同アプローチにおいて、受託者

40) 61 Fed. Reg. 440, 498 (1996). HEAが実施された事例として、United States v. Fisher 事件 (977 F. Supp. 1193 (S.D. Fla. 1997)) がある。同事件については、梅村・前掲注 (3)47巻 3号56頁参照。

41) BRANS, *supra* note 15, at 136.

42) 61 Fed. Reg. 440, 453 (1996).

43) BRANS, *supra* note 15, at 137.

44) 61 Fed. Reg. 453 (1996). DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 525.

45) BRANS, *supra* note 15, at 137.

は、社会に対して失われた価値をもたらすために提供される自然資源またはサービスの総額を決定する。受託者は、損傷を受けた自然資源・サービスの価値を明確に算定するものとされ、そこで社会に対する価値と同等の自然資源・サービスをもたらすために必要な修復措置の規模を決定するものとされる⁴⁶⁾。ゆえに、同アプローチは、「請求のため、失われた価値の絶対的な金額を算定する」目的で利用されるわけではない^{47) 48)}。

これに対して、value-to-costアプローチは、失われた自然資源・サービスの代替の評価は実行可能であるが、それを合理的な時間内または合理的な費用において行うことができないと判断された場合に利用される。この場合、受託者は失われたサービスの金銭的価値を算定し、失われた価値と同等の費用がかかる修復措置の規模を選択することができる⁴⁹⁾。この手法は、選択された修復計画によって、修復期間中の損害について社会に対して十分に賠償がなされることが確実ではないため、最終的な手段として推奨されており、同手法は限られた状況においてのみ利用されるであろうと考えられている⁵⁰⁾。

近年の事例によれば、修復に基づくアプローチは、公平に首尾よく適用

46) 15 C.F.R. § 990.53(d)(3)(i).

47) 61 Fed. Reg. 440, 486 (1996).

48) たとえば、原油流出によって5000件の海岸を目的地とする旅行が中止となり、観光客による当該海岸の利用価値が4万ドルである場合、同アプローチの下、4万ドルの価値に相当する海岸への訪問を促進する修復計画が特定される。しかし、修復計画を実行するための費用は、必ずしも4万ドルである必要はなく、それよりも低い金額であっても良い。責任当事者は、4万ドルに相当する海岸の質を向上させるであろう修復計画を実行する費用について責任を負うこととなる (BRANS, *supra* note 15, at 138)。

49) 15 C.F.R. § 990.53(d)(3)(ii).

50) BRANS, *supra* note 15, at 139. 填補的修復措置の一部にvalue-to-costアプローチが適用された例としては、1996年のノース・ケープ号油流出事故が挙げられる。同事故については、梅村・前掲注(3) 47巻3号157頁参照。

され、責任当事者および受託者の双方にとって認容できる結果を生んでおり、新しいアプローチの利点として、当該自然資源・サービスの性質および範囲と選択された填補的修復措置との間に直接的な因果関係が存在するということや、議論のある評価手法を含む、金銭的評価手法の役割が減少したことが挙げられている⁵¹⁾。

4) General Electric Co. v. NOAA事件⁵²⁾

OPA '90の下で公布された規則には、利害関係人の申し出による審査が認められており(1017条(a))、NOAA最終規則に対しては、産業界と保険業界から成る二つの団体から異議申し立てがなされた。産業界の主な主張は、同規則がCVMの使用を受託者に認めていることから、恣意的であり、信頼性がないというものであった。また、保険業界は、同規則が受動的利用価値の回収を認めていることが、OPA '90に反していると主張した。これらの異議申し立てに対して、合衆国巡回控訴裁判所は、OPA '90やNOAA規則の立法過程にも言及しつつ、以下のように判示した。

産業界の主張は、つぎのような理由で斥けられた。すなわち、NOAAは、NOAAパネルの意見もパネルが検討したCVMに関する批判も無視しておらず、「手続は特定の事件にとって信頼性があり妥当なものでなければならぬ」という連邦規則990.27条(a)(3)の要件が満たされる限りにおいてCVMを利用する裁量を与えているだけであること、受託者の裁量は、連邦規則の諸基準によって濫用されないように保証されており、さらには責任当事者には訴訟提起の機会も与えられていること、および、CERCLAに関するオハイオ判決もCVMの有効性を認めていることなどがその理由として挙げられた。

保険業界の主張に対して、裁判所は、OPA '90の1002条(b)(2)(A)が、自然

51) BRANS, *supra* note 15, at 175.

52) *GE v. United States* DOC, 327 U.S. App. D.C. 33 (1997).

資源の損害賠償額を「損害評価の合理的な費用を含む、自然資源の損傷、破壊、損失、または利用の喪失についての損害賠償額であり、合衆国受託者、州受託者およびインディアン部族受託者、または外国の受託者によって回収されるべきもの」であると規定しており、また、1006条(d)(1)(B)が、自然資源の損害賠償額の算定基準について「修復の間に生じた自然資源の価値の減少」を含んでいることから、かかる条項が受動的利用価値を除外しているとはいえないとして、これを斥けた。

5) 受託者と責任当事者との協同

協同的アセスメント (co-operative assessment) の促進は、米国の自然資源損害評価ルールを構成する重要な一要素と位置付けられている⁵³⁾。従来の損害評価プロセスにおいては、しばしば受託者と責任当事者によって別個にアセスメントが行われており、これは、時間のかかる、高価な、訴訟を誘発する (litigation-driven) モデルであると指摘されていた⁵⁴⁾。しかし、1996年規則では、受託者と責任当事者との協同を重視するアプローチへの転換がなされた。当該アプローチの下、受託者は、責任当事者に、損害評価アセスメントに参加する機会を与えなければならず⁵⁵⁾、責任当事者と受託者は、合同アセスメントを実施し、協同して修復計画を作成することができる⁵⁶⁾。

他方、受託者による損害評価および基本的・填補的修復措置の選択に同意しない場合、責任当事者は支払を拒絶し、受託者に対して訴訟を提起す

53) 61 Fed. Reg. 443 (1996), Edward H.P. Brans, *Liability for Damage to Public Natural Resources under the 2004 EC Environmental Liability Directive—Standing and Assessment of Damages*, in ENVIRONMENTAL LIABILITY IN THE EU, at 210 (Cameron May, 2005).

54) Brans, *supra* note 53, at 210.

55) 15 CFR 990.14(c).

56) もっとも、責任当事者の活動は、受託者の文書や計画に対してコメントすることに限定される。61 Fed. Reg. 443-444 (1996), Brans, *supra* note 53, at 211.

ることとなる。しかし、受託者によってとられたアプローチを不服として訴訟が提起されることは稀であり⁵⁷⁾、多くの事案は和解によって解決されている⁵⁸⁾。協同的アセスメントの利点として、費用が節減されること、修復のための時間が短縮されること、訴訟に至る可能性が低くなることが挙げられている。協同的アプローチは、今日、通常適用されるようになっており、成功を治めるに至ったと評価されている⁵⁹⁾。

(3) 外国法制への影響—EU環境責任指令における損害評価プロセス

1) 環境責任指令成立までの経緯

EUでは、従来より、環境責任制度の創設に向けた議論がなされており、これに関して最初に公表された法的文書は、「廃棄物による損害に関する民事責任指令案」⁶⁰⁾ (1989年)である。同指令案は環境に損害を与えた廃棄物の発生者 (producer) に無過失責任を課すものであったが (同指令案3条)、成立には至らなかった⁶¹⁾。

1993年3月、「環境損害の救済に関するグリーンペーパー」⁶²⁾ が公表され、ECの環境政策の基礎となる予防原則や汚染者負担の原則⁶³⁾ の実現のため、廃棄物のような一定の分野に制限せずに、厳格責任に基づく民事責

57) 裁判所が受託者によってとられたアプローチを審査した僅かな事例の一つとして、U.S. v. Great Lakes Dredge事件のフロリダ南地方裁判所判決 (*United States v. Great Lakes Dredge & Dock Co.*, 1999 U.S. Dist. LEXIS 17612 (S.D. Fla. 1999)) がある。同事件については、梅村・前掲注(3) 47巻3号156頁参照。

58) BRANS, *supra* note 15, at 142-143.

59) See D. Helton, *The Benefits of Cooperative Natural Resource Damage Assessments* (NOAA: Silver Spring, 2000); Brans, *supra* note 53, at 211.

60) Proposal for a Council Directive on civil liability for damage caused by waste, COM(89) 282 final.

61) BRANS, *supra* note 15, at 180-181.

62) Green Paper on Remedying Environmental Damage, COM(93) 47 final.

任制度を導入する旨の提言がなされた⁶⁴⁾。

グリーンペーパーに関して聴取した各界の意見を踏まえ、2000年2月、委員会によって「環境責任に関する白書」⁶⁵⁾が公表され⁶⁶⁾、これをベースとして、2002年1月、「環境損害の予防および修復に係る環境責任に関する欧州議会および理事会の指令案」⁶⁷⁾が採択された⁶⁸⁾。以上のような経緯を経て、2004年4月、「環境損害の予防および修復に係る環境責任に関する指令（環境責任指令）」⁶⁹⁾が成立した。

2) 環境責任指令の概要⁷⁰⁾

①目的と定義

環境責任指令の目的は、環境損害を予防し、修復するため、「汚染者負

63) 共同体の環境政策は…予防原則、並びに予防措置が講じられるべきこと、環境損害はまず原因において是正されるべきこと、および汚染者が負担を負うべきことという原則に基礎を置く（EC条約174条2項）。

64) グリーンペーパーにつき、河村寛治＝三浦哲男（編）『EU環境法と企業責任』（信山社、2004）161－163頁参照。

65) White Paper on environmental liability, COM(2000) 66 final.

66) グリーンペーパーにおいては、厳格責任に基づく「民事責任（civil liability）」制度の導入が提言されていたのに対して、白書・指令案となるにつれて、その責任の性質は「行政責任（administrative liability）」へと変容したといわれている（Maria Lee, *The Changing Aims of Environmental Liability*, 14 ELM 189, 189-190 (2002); Brian Jones, *European Commission: Proposal for a framework Directive on environmental liability*, 14 ELM 5, 5-6 (2002).)。白書については、大塚・前掲注(3)『環境法学の挑戦』85-87頁、川村＝三浦・前掲注(64)163頁以下を参照。

67) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage, COM(2002) 17 final.

68) 指令案に関しては、川村＝三浦・前掲注(64) 163頁以下、梅村・前掲注(3) 47巻3号 151頁以下を参照。

69) Directive 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage, Official Journal L 143, 30/04/2004 P. 0056-0075.

担の原則」に基づき、環境責任に関する枠組みを確立することにある（1条）。「環境損害」とは、「保護された生物種及び自然生息地（protected species and natural habitats）、水、並びに土壌」（これらを総称して「自然資源」という（2条12号））に対して「重大な悪影響（significant adverse effects）」や「重大なリスク」を及ぼす損害を意味する（2条1号）。

②責任原理・適用範囲など

附属書Ⅲにおいて列挙されている業務上の活動によって環境損害が生じた場合、当該事業者には厳格責任が課され、附属書Ⅲによって列挙されていない活動によって保護された生物種及び自然生息地に損害が生じた場合は過失責任が課される（3条1項）。指令は、戦争行為や不可抗力の自然現象などの一定の場合（4条1項）のほか、油濁に関する国際条約（CLC・FC）の適用範囲に含まれる環境損害についても適用されない（4条2項）。また、第三者による行為や公的機関の命令・指示の遵守など、一定の事項を事業者が証明した場合には費用負担を要求されない（8条3項⁷¹⁾。指令は、構成国が環境損害の予防および修復に関して、より厳しい規定を採用することを妨げるものではなく、「二重の回収」の禁止について適切な措置をとることを妨げるものではない（16条）。

③所轄官庁の役割

構成国は、指令において規定される義務を履行する責任のある所轄官

70) 環境責任指令は損害の「予防」に関するルールも定めているが、本稿では環境損害の「修復」のみをとりあげる。環境責任指令につき検討したのとして、大塚直「環境損害に対する責任—EU指令を中心として」L&T30号24頁（2006）、邦訳として、大塚直ほか（訳）「環境損害の未然防止及び修復についての環境責任に関する2004年4月21日の欧州議会および理事会の指令」環境研究139号141頁（2005）を参照。

71) これに加えて、構成国は、無過失の事業者が、①国内法・規則の遵守、許可に基づく排出等、②排出当時の科学的・技術的知見では環境損害を生じさせるおそれがあるとは考えられなかった排出等によって生じた環境損害であることを証明した場合には費用負担を要求しないものとするができる（8条4項）。

庁を指名しなければならない(11条)。環境損害が生じた場合、事業者は、所轄官庁に対して、当該状況の全ての関連する側面に関して情報提供義務を負い(6条1項)、所轄官庁は、事業者に対して、(a)追加的な情報提供を求めること、(b)さらなる環境損害の防止のために必要な手段の実施等を求めること、(c)必要な修復措置の実施を求めること、(d)実施すべき必要な修復措置に関して指示を行うことができ、(e)所轄官庁自身が修復措置を実施することもできる(6条2項)。所轄官庁は、事業者によって修復措置が実施されることを要求するものとされ、所轄官庁自身が修復措置を実施するのは最後の手段とされる(6条3項)。予防措置及び修復措置のための費用は事業者が負担するものとされ(8条1項)、所轄官庁自身が修復措置を実施した場合は、当該措置に関連して生じた費用は所轄官庁が事業者から回収するものとされる(8条2項)。

3) 修復措置の決定

指令において、「修復措置(remedial measures)」とは、「損害を受けた自然資源・サービスを修復し(restore)、回復し(rehabilitate)、もしくは代替する(replace)措置または措置の組み合わせ、または、附属書IIにおいて規定された当該資源またはサービスと同等の代替物を提供するための措置または措置の組み合わせを意味する」と定義される(2条11号)。事業者は、(所轄官庁自身が修復措置を実施しない場合)附属書IIに従って、実施可能な修復措置を特定し、所轄官庁は(必要がある場合、事業者と協力して)附属書IIに従って、いかなる修復措置が実施されるべきかを決定する(7条1項・2項)。

附属書IIによれば、環境損害(水または保護された生物種もしくは自然生息地に関するもの)の修復は、(a)基本的(primary)修復措置(損害を受けた自然資源・サービスを基礎状態に回復させる修復措置)、(b)補足的(cplementary)修復措置(基本的修復が損害を受けた自然資源・サービスを完全に修復するに至らない場合に実施される修復措置)、及び(c)填補

的 (compensatory) 修復措置 (損害が生じた日から基本的修復が完全に達成されるまでに生じる自然資源・サービスの当座の損失を填補するために実施される措置) によって、当該環境を基礎状態へ修復することを通して、達成されるものとされる (附属書 II 1 (a)-(c))。

まず、基本的修復措置として、自然資源・サービスを直接的に修復して、基礎状態への回復を早めるための諸措置 (自然回復を含む) が検討される (附属書 II 1.2.1)。つぎに、補足的及び填補的修復措置の規模を決定するに当たって、資源対応測定アプローチまたは効用対応測定アプローチ (resource-to-resource or service-to-service equivalence approaches) が第一に検討される (附属書 II 1.2.2)。さらに、それらのアプローチを利用することができない場合、(金銭的な評価手法のような) それらに代わる評価手法が利用される。失われた自然資源・サービスの評価が可能ではあるが、合理的な時間的枠内または合理的な費用の範囲内で実施することができない場合、所轄官庁は、失われた自然資源・サービスについての算定された金銭的価値に等しい費用を要する修復措置を選択することができる (附属書 II 1.2.3)。

修復選択肢の選択に当たっては、各選択肢の公衆の健康及び安全への影響・当該選択肢の実施費用・各選択肢が成功する可能性等の基準に基づき、利用可能な最善の技術を利用して、評価がなされる (附属書 II 1.3.1) 異なる修復選択肢が特定され、それらを評価する場合、基本的修復措置として、損害を受けた水または保護された生物種もしくは自然生息地を完全に基礎状態には回復させない措置か、より時間をかけて回復させる措置を選択することも可能であるが、かかる措置は、以前と同等の水準の自然資源・サービスを提供するために、補足的措置または填補的措置を増加させることによって、主たるサイトにおける以前の自然資源・サービスが埋め合わされる場合にのみ実施されうる (附属書 II 1.3.2)。

4) NOAA規則との相違点と油濁に関する国際条約 (CLC・FC) との関係

以上のように、環境責任指令においては、修復措置として、基本的（及び補足的）修復措置に加えて、損害を受けた自然資源が基礎状態に回復するまでの間の損害についても損害賠償の対象とする填補的修復措置が規定されている。委員会は自然資源に対する損害の評価と修復に関する研究として、アメリカ法の研究を詳細に行っており⁷²⁾、その結果として、OPA'90におけるNOAAの損害賠償額の算定規則と類似した損害の算定ルールが規定されるに至ったのである⁷³⁾。

他方、Bransは、相違点として、EU指令では自然資源損害に起因する（利益や収益の損失を理由とする）私人による訴訟が認められないことのほか、NOAA規則の方が、「より修復期間中における人によるサービスの利用の喪失（レクリエーション目的のビーチの利用やフィッシング）に重点を置いているような印象を受ける」と指摘する⁷⁴⁾。もっとも、Brans自身が述べているように「指令の附属書Ⅱが定めるガイドラインはOPAの下でのNRDAルールよりも詳述されていない」ため⁷⁵⁾、かかる相違が生じるか否かは、実際のルールの運用に委ねられるところが少なくない。また、NOAA規則では、協同的アセスメントの義務付けがなされているが、EU

72) *Supra* note 67, at 9. その成果が「環境責任を目的とする自然資源損害の評価および修復に関する研究 (Study on the Valuation and Restoration of damage to natural resources for the purpose of environmental liability (B4-3040/2000/265781/MAR/B3))」である。同報告書は、<http://www.europa.eu.int/comm/environment/liability/biodiversity.htm>から入手可能である。

73) NOAA規則と環境責任指令における損害評価ルールとの類似は多くの論者によって指摘されている。大塚・前掲注(3) ジュリ1372号44頁, Burlington, *supra* note 15, at 85, Brans, *supra* note 53, at 202-203などを参照。

74) Brans, *supra* note 53, at 202-203.

75) *Ibid.*

指令では、「所轄官庁は（必要がある場合、事業者と協力して）付属書Ⅱに従って、いかなる修復措置が実施されるべきかを決定する（7条1項・2項）」とされるに過ぎない。これが（NOAA規則のように）事業者にとってアセスメントの結果を受容しやすい結果を生むかどうかは、「必要がある場合」の解釈に左右されることとなろう⁷⁶⁾。

指令と油濁に関する国際条約（CLC・FC）との関係について、上述のとおり、指令は、それらの国際条約の適用範囲に含まれる環境損害について適用除外を定めている（4条2項）が、同規定は、今後の指令の改正にあたって、委員会が再検討（review）すべき事項とされている（18条3項）。すなわち、EUは、国際交渉の結果に満足しない場合、独自の責任レジームを構築する権利を指令において留保しており、国際油濁補償基金のワーキンググループに対して、環境損害に対する補償の問題を再検討するように促している⁷⁷⁾。このように、EUの環境責任指令は、NOAA規則とともに、今後、国際条約における環境損害に対する責任ルールに大きな影響を及ぼし得るものとして注目されよう⁷⁸⁾。

(4) 小括

OPA '90における自然資源損害賠償規定を具体化するNOAA規則は、当初、失われた自然資源を金銭的手法によって経済的に評価するものであったが、その後、コンセンサスの得やすい実物的な修復措置へのシフトがなされた。かかる「修復を重視したアプローチ」は、NOAAによる自然資源損害評価ルールが成功に至った要因の一つとして評価されている。すな

76) Bransは、OPAにおけるNOAA規則による同プロセス採用が、制度の効率化や費用の節減につながったことから、EU指令がこれを促進しなかったことは「残念（regrettable）」であると評価している。*Ibid.*

77) Fayette, *supra* note 11, at 214-215.

78) *See Id.* at 172.

わち、NOAA規則においては、(資源対応測定アプローチまたは効用対応測定アプローチによって)失われた自然資源サービスと同等のサービスを提供する措置に要する費用はいくらであるか算定することによって、填補的修復措置の規模が決定される。このようなアプローチは、金銭的評価手法の役割を減少させることにつながり、責任当事者および受託者の双方にとって認容できる結果を生むこととなった。また、費用や時間、訴訟提起の可能性を低減させる(受託者と責任当事者との)「協同的アセスメント」も、上記のアプローチと相俟って、自然資源損害評価ルールを成功に至らしめた要因として評価されている。

NOAA規則に範を得たEU環境責任指令における修復措置の決定プロセスにおいても、同様に、修復を重視したアプローチが採用されている。NOAA規則と比較した場合、一定の相違点も指摘されるものの、EU環境責任指令が、損害額の算定手法としてNOAA規則を有用なものとして認めて、基本的な枠組みを同規則に依拠していることは明らかであり、自然資源損害の評価手法として、NOAA規則の合理性が国際的に認められつつあることを示す証左と言えよう。さらに、EU環境責任指令では、油濁に関する国際条約の適用範囲に含まれる環境損害は適用除外とされているものの、同条項は再検討の対象となっていることから、将来的な国際条約の責任レジームの発展に影響を与えうるものとして注目される。

3. 国際条約 (CLC・FC) における環境損害の賠償・補償

(1) 条約における「汚染損害」の定義

CLCの1969年議定書(及びFCの1971年議定書)において、「汚染損害(pollution damage)」とは「油を輸送している船舶からの油の流出又は排出(その場所のいかんを問わない。)による汚染によってその船舶の外部において生じる損失または損害(loss or damage)をいい、防止措置の費

用および防止措置によって生ずる損失または損害を含む。」(1条6項)と定義されていた⁷⁹⁾。

しかし、かかる定義は1979年のアントニオ・グラムシ号事件によって見直しを迫られることとなった。すなわち、同事件において、旧ソ連のリガ地方裁判所は、旧ソ連の国内法による汚染水量に一定額を乗じた額(1立方メートルあたり2ルーブル)を損害額とする損害算定方式(“Methodika” formula)を採用し、莫大な損害額を認容した。かかる事態を憂慮し、翌年10月、国際基金総会は、「国際基金により支払われるべき補償の額の評価は、理論的モデルに従って計算された損害の抽象的量を基礎としてなされるべきではない」旨の決議(決議第3号)を行い、算術的のみなし損害額算定方式を補償額の評価方法として否定することを明らかにした⁸⁰⁾。

総会による上記決議は法的拘束力を有しないことから、条約の定義も見直されることとなり、1984年議定書では、「汚染損害」の定義に「環境の悪化について行われる補償(環境の悪化による利益の喪失に関するものを除く。)は実際にとられた又はとられるべき修復(reinstatement)のための合理的な措置の費用に係るものに限る」という但書が追加された⁸¹⁾。これが補償の対象から環境そのものへの損害を排除することを企図していたものであることは明らかであり、かかる定義の下では、浄化及び修復が可能でない場合、環境そのものに対する損害は補償の対象外となると解されている⁸²⁾。米国が批准をしなかったことから、1984年議定書は発効に至ら

79) 運輸省海上交通局(監修)『最新 油濁損害賠償保障関係法令集—英和对訳国際条約と国内法』(成山堂, 1998) 60頁参照。

80) 谷川・前掲注(1) 342-343頁, DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 481-482; Carol Adaire Jones, *Compensation for natural resource damages from oil spills: a comparison of US law and international conventions*, 11 INT. J. ENVIRONMENT AND POLLUTION 1, 91 (1999).

81) 運輸省海上交通局(監修)・前掲注(79) 36頁参照。

なかったが、同議定書における定義は1992年議定書に引き継がれ、現在に至っている⁸³⁾。

(2) 1994年の国際油濁基金総会決議及び万国海法会のガイドライン

アントニオ・グラムシ号事件以降も、1985年のパトモス号事件、1991年のヘヴン号事件など、環境そのものへの損害に関する補償請求が相次いだことから、総会は、補償の認容基準に関するいくつかの問題を検討するための作業部会を設けた⁸⁴⁾。作業部会の報告を受け、国際油濁基金は、1994年の第17回総会において、油濁損害の補償請求についての認容基準を作成し、修復措置費用につき補償が認められるための条件（①措置費用が合理的であること、②措置費用が達成された結果又は合理的に期待される結果に対して不均衡でないこと、③措置が適切であり、成功の相当の見通しがあること（2.7.3））や「合理性」の基準（措置の当時入手可能な情報に基づき客観的に合理的であること（2.7.4）、実際に行われた又は行われようとしている措置費用のみが認容される（2.7.5））について明示した⁸⁵⁾。なお、これらの基準はClaims Manualに明記されたが⁸⁶⁾、これには締約国を直接拘束する力がないため、認容される修復措置の範囲については、各国の裁判所によって見解が分かれる可能性があり得る⁸⁷⁾。

また、同年10月、万国海法会（CMI）も、同様の趣旨で、油濁損害の

82) かかる定義については、「なお不明瞭であって、いかなる種類の損害が補償の対象になるのかが明示されていないことから、新たな汚染損害の定義も理想とは程遠い（far from ideal）」との批判がある。Fayette, *supra* note 11, at 180-181.

83) *Ibid.*

84) *Id.* at 182.

85) 谷川・前掲注①6 346 - 347頁参照。

86) International Oil Pollution Compensation Fund, *Claims Manual* (4th ed. June 1995)

87) 藤田・前掲注①1) 92頁参照。

賠償の範囲に関するガイドラインを採択し⁸⁸⁾、より詳細な規定を設けた⁸⁹⁾。同ガイドライン11条は、環境損害の修復費用に関する総則的な規定であり、1992年CLC議定書の汚染損害の定義に「理論的モデルに従って計算される抽象的な損害額積算方式をもとに請求がなされる場合には、補償されない。」という文言が付加された⁹⁰⁾。前条を補足する各論的規定である同12条では、「修復のための合理的な措置の費用」には「損害を受けた環境の修復を促進し、またはその自然回復を助長するような適切な措置も含まれる」(12条(a)項)とされ、修復措置が合理的かどうかを決定するにあたっては、①環境損害と当該事故との因果関係の程度、②修復措置の技術的実行可能性及び生態系の再生に寄与する可能性、③自然回復の速度及び当該修復措置による自然回復の促進の度合い、並びに、④修復措置の費用と当該損害または合理的に期待されうる結果との釣り合い、を含むあらゆる関連する技術的要素を考慮するものとされた(12条(d)項)。また、汚染損害を計量または検証し、復旧措置が現実に行き得る自然回復を助長するかどうかを決定するための調査費用は「それらが現実の損害に比して釣り合いが取れており、かつ、必要とされるデータを提出した(または、その見込みがある)」場合に支払の対象となるものとされた(12条(b)項)⁹¹⁾。

CMIは、第一に、国際条約における環境損害に関する請求について認容の範囲をもう少し広げるかたちで、国際条約と米国との間のシステムの和解(rapprochement)の可能性を探ること、第二に、その一般原則

88) 新谷顕一「油濁損害に関するCMIガイドライン」海法会誌復刊39号24頁(1995年)参照。

89) 新谷顕一(訳)「油濁損害に関するCMIガイドライン」海法会誌復刊39号26-27頁(1995年)参照。

90) 理論的モデルとは、アメリカのCVMやロシアのMethodikaを指している。新谷・前掲注⁸⁹⁾ 24頁参照。

91) 新谷・前掲注⁸⁹⁾ 28-31頁参照。

(general principles) 及び実務 (practice) をガイドラインのかたちで成文化することによって、国際的なシステムをより精緻なものにすることを望んでいた。これに対して、基金側は、自身の作業部会の結論とCMIのガイドラインの内容との調整を試みたが、CMIが自らの立場を固守した結果、基金側はCMIのガイドラインを尊重しないこととされた⁹²⁾。

(3) Claims Manualの改訂と環境損害に関する補償範囲の拡大

近年まで、国際油濁補償基金は、条約における「汚染損害」の定義を明確化することについても、一般原則と経験を明文化することについても、反対の立場をとってきた。基金が、損害に関する古い定義を維持し、請求の認容や損害の評価のための基準を曖昧かつ不明確なままにすることを望んだ結果、請求者は不利な立場におかれ、裁判所間に不統一が生じていた⁹³⁾。

しかし、1999年12月にフランスで生じたエリカ号事故を契機として、基金の加盟国の態度に変化が生じることとなる⁹⁴⁾。すなわち、基金では、2000年4月に、92CLCと92FCによる国際補償制度の充実度に関して検討を行うための作業部会を設置した。作業部会では、様々な問題について審議がなされたが、環境損害もテーマの一つとして取り上げられた。同部会において、フランスは環境損害の概念の再検討を求め、Claims Manualにおいて環境損害に対する補償を可能とすべき旨の提案を行い、これに対し

92) Fayette, *supra* note 11, at 184.

93) たとえば、Braer号事故に関するスコットランドの裁判所の法解釈が例として挙げられる。 *Id.* at 184.

94) *Id.* at 184, 208. その動きはプレステージ号事故 (2002年11月) によって加速することとなった。同事故を受けて、欧州委員会は、国際条約のレジームによってなされる環境そのものへの損害の補償は不十分であるとして批判している (See Communication from the Commission - Report to the European Council on action to deal with the effects of the Prestige disaster, COM (2003) 105 final)。

て賛成した国もあったもの、多くの国は、そのような急進的な改正は既存の方針と相容れないものであるとして反対した。しかし、Claims Manualにおける環境損害に関する条項の改正について検討を行うこと自体については、多くの加盟国が前向きであり、現在の条約における「汚染損害」の定義の制約の中で、環境修復費用と調査費用がどこまで認められるのかにつき検討することに合意がなされた。そして、2001年10月会期では、環境修復費用と調査費用の新たな容認基準に関する数カ国からの提案について検討がなされたが、修復措置に関する基準の文言について強い疑念を表明した代表が少なくなかったことから、検討の継続が決定された⁹⁵⁾。

翌2002年4月～5月、作業部会は、上記容認基準につきさらなる検討を行い、Claims Manualの関連条項の改訂案を作成した⁹⁶⁾。同改訂案は油流出の効果に関する調査への資金拠出についてより緩やかな基準を採用し、修復措置に関する補償について新たな基準を示すものであったが、日本および韓国は、文言が不明確であり、投機的 (speculative) な訴訟を誘発するものであるとして、これに反対した⁹⁷⁾。両国の指摘を踏まえて、一定の修正が施されたうえで、改訂案は同年10月の総会で承認され、改訂版のClaims Manualが同年11月に公表された⁹⁸⁾。

改訂版のClaims Manualは、容認される環境損害について、以下のよう

95) Fayette, *supra* note 11, at 184-185; International Oil Pollution Compensation Funds, *Annual Report 2001*, at 34; 石油海事協会 (訳) 年次報告書 (2001年度) 25頁参照。

96) Third Intersessional Working Group, *Review of the international compensation regime – Compensation for the costs of measures of reinstatement and post-spill environmental studies*, 92 FUND/WGR.3/11/3, 28 March 2002.

97) Third Intersessional Working Group, *Review of the international compensation regime – Environmental damage – Submitted by Japan and the Republic of Korea*, 92FUND/WGR.3/11/4, 15 April 2002; Fayette, *supra* note 11, at 209.

98) International Oil Pollution Compensation Funds, *Annual Report 2003*, at 32; 石油海事協会 (訳) 年次報告書 (2003年度) 28頁参照。

な立場をとっている。すなわち、まず「大きな油流出事故であっても自然の回復力は偉大であり海洋環境が恒久的に損なわれることはまずない」との前提をおいたうえで⁹⁹⁾、「自然の回復を促進するためにとることができる対策は限られるが、合理的な回復措置を取ることによって自然の回復プロセスを促進することが可能な場合がある。そのような場合の費用は一定の条件の下に容認される」¹⁰⁰⁾として、損害を受けたサイト自体の修復が一定の条件の下に認められることを明らかにした。

そして、修復措置については、「損害を受けた地域を事故以前とまったく同じ生物学的状態に戻すことは現実的に不可能であるとの事実を考慮して、修復のための合理的な措置は、事故以前に存在していた当該地域に特有の生物が存在し、通常の状態で生息できるような生態系を再構築することを目的とする」としつつ、「損害を受けた地域からある程度離れてはいるが、概ねその周辺の範囲内においてとられる修復措置も、損害を受けた環境の構成要素の回復を現実に促進するであろうことの証明がなされる限りにおいて、容認されうる」とした¹⁰¹⁾。従来、修復措置は損害を受けたサイトそれ自体のみにしか認められていなかったが、本改訂によって、その「周辺」にまで拡張がなされたことになり、これは従来の方針からの転換を意味するものであって、「驚くべきこと」と言われている¹⁰²⁾。

環境損害に関する請求については、一般的な請求の容認基準のみならず、①当該措置が自然回復のプロセスを大幅に促進することが見込まれること、②当該措置が、事故による損害の拡大を防止することを目的としているこ

99) これは、日本および韓国による「多くの場合、環境は自然回復する」旨の主張を受けたものである。Fayette, *supra* note 11, at 209.

100) International Oil Pollution Compensation Fund 1992, *Claims Manual* (November 2002), at 29.

101) *Id.* at 29; Fayette, *supra* note 11, at 210.

102) See Fayette, *supra* note 11, at 210.

と、③当該措置が、可能な限り、他の生物に悪影響を及ぼさず、またその他の自然資源または経済資源に悪影響を及ぼさないこと、④当該措置が技術的に実行可能なこと、⑤当該措置の費用が、損害の程度と存続期間、及び得られるであろう利益に比して不釣り合いでないこと、という基準を満たすべきものとされた¹⁰³⁾。これらの基準については、環境損害の補償に対する制限的な態度をなお示すものであり、何もしないのが最良の選択肢である（少なくとも、最短で最安の選択肢が最良である）との考えが窺い知れるとの指摘がなされている¹⁰⁴⁾。

また、損害の調査費用についても、その判断基準が詳しく示された。すなわち、基金の「汚染損害」の定義に該当する損害に関する調査であれば、調査費用も補償の対象となりうるとしたうえで、「当該調査は、専門性、科学的精密性、客観性、及びバランスを備えたものでなければなら」ず、加盟国において、委員会その他の機構を設けることが、その目的の達成に資するものとされた。さらに、調査の必要性の決定に参加するよう、基金を「早い時期から招聘すべき」であり、調査の必要性が合意された場合、「調査の計画立案と調査内容の決定に基金を関与させるべき」とされ、基金は「調査の重複を避けるうえで重要な役割を果たし」、「適切な技術を選択し適切な専門家を雇用するうえで援助ができる」ものとされたが、他方で「環境調査に関する計画に基金が参加することは、その後、提案または実施される全ての修復措置が認容されることを必ずしも意味しない」ということを強調することも重要である」との言及もなされた¹⁰⁵⁾。

103) IOPCF 1992, *supra* note 100, at 29-30.

104) Fayette, *supra* note 11, at 210.

105) IOPCF 1992, *supra* note 100, at 30-31.

(4) 小括

国際条約 (CLC・FC) の条文上、「汚染損害」については、「環境の悪化について行われる補償 (環境の悪化による利益の喪失に関するものを除く。) は実際にとられた又はとられるべき修復 (reinstatement) のための合理的な措置の費用に係るもの」に限定されている。その趣旨は、旧ソ連において採用されていた “Methodika” formula等の算定方式を評価方法として否定するためであった。さらに、これを明確化するため、1994年の国際油濁基金総会決議において、修復措置費用につき補償が認められるための条件が明示され、当時のClaims Manualにその旨の内容が盛り込まれた。

ところが、2002年11月に改訂されたClaims Manualでは、「損害を受けた地域からある程度離れてはいるが、概ねその周辺の範囲内においてとられる修復措置」も、損害を受けた環境の構成要素の回復を現実促進するであろうことの証明がなされる限りにおいて、認められることとなった。

従来、国際油濁補償基金は、抽象的な算定方式による過大な請求を阻止するために、環境損害について補償の範囲を制限する立場をとってきたが、2002年11月改訂によって、初めて補償の範囲の拡張を認めたこととなり、重大な方針の転換として注目されよう。

4. 両制度の比較と考察

OPA '90においては、「損害評価の合理的な費用を含む、自然資源 (natural resources) の損傷、破壊、損失、または利用の喪失についての損害賠償額」が責任当事者に課される (1002条(b)(2)(A)) ものとされ、いわゆる環境そのもの (environment per se) への損害が賠償の対象として明示的に規定されている。損害額の算定方法を定めるNOAA規則では、当初、損害を金銭的に評価するアプローチがとられていたが、最終規則では、基本的修復措置 (損傷を受けた自然資源・サービスを基礎状態に戻す

ためにとられる、自然回復を含むあらゆる措置」と填補的修復措置（事故の日から回復までの間に発生する、自然資源・サービスの当座の損失（interim losses）を填補するためにとられるあらゆる措置）によって構成される「修復を重視したアプローチ」がとられている点に特徴がある（EUの環境責任指令における修復措置の決定プロセスにおいても、NOAA規則に類似したアプローチが採用されている）。

他方、国際条約（CLC・FC）では、補償の対象から環境そのものへの損害を明示的に排除するために、環境損害の賠償・補償の範囲に関して、「環境の悪化について行われる補償は実際にとられた又はとられるべき修復のための合理的な措置の費用に係るものに限る」との但書が設けられたものの、2002年11月に改訂されたClaims Manualでは、「損害を受けた地域からある程度離れてはいるが、概ねその周辺の範囲内においてとられる修復措置」も、「損害を受けた環境の構成要素の回復を現実に促進するであろうことの証明がなされる限り」において、補償の対象として認められるに至っている。

これらを比較すると、米国のOPA '90と国際条約（CLC・FC）の責任レジームとの違いは、一般的に受け止められている程大きくないことが見てとれる¹⁰⁶⁾。NOAA規則は、当初、金銭的な損害評価に基づくアプローチを採用していたものの、最終規則では、修復を重視したアプローチへのシフトがなされており、また、国際条約に関する基金の解釈も、従来は一貫して環境損害について制限的に解するものであったが、近年のClaims Manualの改訂において補償の範囲を拡張しており、方針の転換（環境そのものへの損害をカバーする米国法への歩み寄り）が見られる。将来的には、OPA '90を継受したEU指令が国際条約の責任レジームの発展に影響を与えることによって、両制度間の距離はさらに縮まっていく可能性もあ

106) Fayette, *supra* note 11, at 219.

ろう¹⁰⁷⁾。

しかしながら、両制度については、環境そのもの（自然資源）への損害に関して、つぎのような重要な相違点が指摘される。すなわち、第一に、米国（およびEU）法と異なり、国際条約の下では、「同等の構成要素（equivalent component）」の導入は補償の対象とならないこと、第二に、国際条約の下では、損害を受けたサイトが元の状態に回復するまでの間の自然資源・サービスの喪失（当座の損失（interim losses））は補償の対象とならないこと、第三に、損害の程度が著しく、修復が困難である場合、米国（および）EU法では、周辺の地域における「同等の」サイトの創設または取得がなされることとなるのに対して、国際条約の下では、損害を受けたサイトの修復に資する限りにおいて、周辺のエリアにおいてとられる措置が補償の対象になりうるに過ぎない¹⁰⁸⁾。

これらの相違点から、国際条約の現行の責任レジームが有する以下のような問題点が明らかになる。

第一に、国際条約の下では、当該生息地に固有の植物層または動物層の個体群が回復不可能な形で損害を被ったとしても、それらの個体群と同等の構成要素を導入することは補償の対象外となる。これは、国際油濁補償基金のメンバーは「同等の要素」の概念を採用することに強く反対してきた結果であるが、環境の保護において、国際条約のレジームが有する欠陥の一つと言わざるをえない¹⁰⁹⁾。基金は、これに対して「大きな油流出事故であっても自然の回復力は偉大であり海洋環境が恒久的に損なわれることはまずない」と反論するであろうし、権威のある体系書にも同旨の記述

107) *Ibid.*

108) *Id.* at 220; BRANS, *supra* note 15, at 360-361.

109) 例えば、原子力損害についての民事責任に関するウィーン条約（Vienna Convention on Civil Liability for Nuclear Damage）では、同等の構成要素の導入が補償の対象とされている。Fayette, *supra* note 11, at 219.

がみられる¹¹⁰⁾。しかし、米国のNatural Resource Councilによってなされた近年の研究は、大規模な油濁流出による環境への影響は従来考えられていたよりも長く継続するものであり、少量の石油でさえも海洋の生命体及び生態系に重大な損害を与える可能性があることを明らかにした¹¹¹⁾。例えば、ジェシカ号の原油流出事故の1年以内に、ガラパゴスのSanta Fe島に生息していたイグアナの62%が死滅したとされ、また、Science誌（2003年12月に公表された掲載論文）では、バルディーズ号事故から14年が経過したにも関わらず、流出した油の沈殿物はなかなか消えずに、ほとんど致死量に近い、長期にわたる量の油によって、当該地域における海洋生物の健康状態、成長及び生殖が危険にさらされていることが指摘され、損害を受けた種が、破壊的なカスケード効果（cascade effect）により、いかに相互に悪影響を及ぼしあうかが明らかにされた¹¹²⁾。このように、科学的な研究によって、修復措置は基金のメンバーが考えているよりもはるかに必要かつ重要であることが明らかにされているところであり¹¹³⁾、自然の回復力を過大に見積もることの妥当性について、基金は考えを改める必要がある。

第二に、「当座の損失（interim losses）」を補償の対象とすることは、つぎのような論拠によって正当化されうる。すなわち、法と経済学（法の経済分析）の観点からは、企業に環境損害を防止するための措置をとらせるために十分なインセンティブを与えるには、責任当事者に対して、単な

110) DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 487.

111) NRC Report available at <http://www.nap.edu>; News Report at <http://ens-news.com/ens/may2002/2002-05-27-02.asp>; Fayette, *supra* note 11, at 211.

112) Charles H. Peterson et al., *Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill*, SCIENCE Vol. 302, at 2082-2086 (19 December, 2003); Fayette, *supra* note 11, at 211.

113) Fayette, *supra* note 11, at 211.

る財産上の損失のみならず、事故に関する社会的費用をすべて課すべきであると論じられている¹¹⁴⁾。「社会的費用」には、修復費用のみならず、当該資源が損害を受けた時から完全に回復するまでに、社会の各メンバーが被った社会的な損失に対する補償も含まれることから¹¹⁵⁾、「当座の損失」を補償の対象としない限り、外部不経済の内部化が不十分なものとなってしまふ¹¹⁶⁾。さらに、「当座の損失」について責任当事者に責任を課すことによって、修復措置を適時 (in a timely manner) に実施するためのインセンティブが責任当事者に生じることとなる。これは、修復が遅れば遅れるほど「当座の損失」が増加するためである¹¹⁷⁾。たとえば、速い速度でなされる修復はより遅い速度でなされる修復よりも費用がかかるかもしれないが、修復が完了するまでの間に失われる損失の評価額はより少なくなるというように、修復費用と当座の損失の評価額とはトレード・オフの関係にあるため、複数の修復選択肢のうち、最も費用のかからない修復措置（自然回復）を選択したとしても、損害賠償額の総計は必ずしも低くならない¹¹⁸⁾。このように、合理的な修復選択肢が実施されることを確保するためにも「当座の損失」の概念が必要になるのであって、これを補償の対象外とする国際条約の責任レジームの妥当性については検討の余地があると考えられよう。

なお、「当座の損失」を補償の対象とする点について、米国法の責任

114) Jones, *supra* note 80, at 92; See e.g. STEVEN SHAVELL, ECONOMIC ANALYSIS OF ACCIDENT LAW (Harvard University Press, 1987).

115) Jones, *supra* note 80, at 92.

116) なお、Fayetteによれば、環境そのものへの損害に対する責任制度の目的は、損害の填補よりも抑止にあるとされる (Fayette, *supra* note 11, at 222-224)。この点に関して、森田 果=小塚莊一郎「不法行為法の目的—『損害填補』は主要な制度目的か」NBL874号10頁 (2008) を参照。

117) Jones, *supra* note 80, at 92.

レジームの下では、仮想評価法（CVM）などの経済学上の評価手法に基づいて「当座の損失」に関する損害額が金銭的に算定され、（旧ソ連の“Methodika” formulaのように）正確性及び信頼性を欠くものであるとの批判が少なくないが¹¹⁹⁾、これは誤解に基づく批判である¹²⁰⁾。上述のとおり、NOAAは、その最終規則において「修復を重視したアプローチ」を採用しており、実務においても、米国当局（受託者）は、自然資源損害を経済学上の評価手法に基づいて金銭換算するのではなく、損害を被った環境の修復を促進することに専念している。そのうえ、当局は自らが修復を実施するよりも、汚染者自身に修復措置を実施させ（または専門の請負業者に修復措置を実施させるための費用負担を求め）、自らは監督の役割

118) 以下の例のように、最も低額な修復選択措置(1)をとっても、損害賠償額の総額は必ずしも、最低とはならない（BRANS, *supra* note 46, at 123を参照して作成）。

修復選択肢	当該自然資源が基礎状態に戻るまでに要する期間	修復費用	当座の損失の評価額	損害賠償額の総計
I 損害を受けた自然資源について積極的な修復措置が全くとられなかった場合	12年	50万ドル (監視・防護費用)	1200万ドル	1250万ドル
II 500万ドルを要する修復措置が実施された場合	7年	500万ドル	700万ドル	1200万ドル
III 600万ドルを要する修復措置が実施された場合	4.5年	600万ドル	450万ドル	1050万ドル
IV 1300万ドルを要する修復措置が実施された場合	3年	1300万ドル	300万ドル	1600万ドル

119) Fayette, *supra* note 11, at 173-174, 219. See e.g. DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 531; Richard B. Stewart et al., *Evaluating the Present Natural Resource Damages Regime: The Lawyer's Perspective*, in NATURAL RESOURCE DAMAGES: A LEGAL, ECONOMIC, AND POLICY ANALYSIS 153 (Richard B. Stewart ed., The National Legal Center for the Public Interest, 1993) 参照。この点に関して de la Rue は、CVMによる非利用価値に対する損害賠償は過剰（overcompensate）であって、CVMから得られるあらゆる便益は、訴訟や専門家間の争いによって生じる莫大な取引費用を下回るものであるなどとして、痛烈に批判している。DE LA RUE & ANDERSON, *supra* note 20, at 530.

120) Fayette, *supra* note 11, at 219.

のみを果たすことを選好しており、規則自体においても、(当局による)当該規則の運用においても、修復が重視されていることが指摘されている¹²¹⁾。確かに、既述のとおり、value-to-costアプローチが利用される場合、CVM等によって算定された環境の価値が算定され、失われた価値と同等の費用を要する修復措置が実施される可能性があることから、CVMに対する懐疑論者はこの点をもって、不当であると批判するかもしれない。しかし、既に述べたように、そのようなケースはごく限られた場合にしか生じないものであるうえに、環境経済学の分野において、CVM研究は日進月歩の分野であり、その正確性と信頼性は多くの研究によって向上しつつあること¹²²⁾、そして、何よりも、CVM(のような非利用価値を算定できる環境の評価手法)を利用しなければ、美しさ、文化、歴史的価値といった自然の重要な側面が補償システムから排除されてしまうこと¹²³⁾を銘記すべきだろう。

121) *Id.* at 219.

122) CVM(を含む表明選好法)の弱点として「仮説バイアス(hypothetical bias)(心の中のWTPと仮に表明されたWTPとの間に乖離が生じること)が挙げられる(諸富ほか『環境経済学講義』189頁(有斐閣、2008年)参照)。Cass Sunsteinは、環境問題の規模の大小にかかわらず、人々のWTPは変化しないという「驚くべき、そして啞然とする事実」を強調する(CASS R. SUNSTEIN, FREE MARKETS AND SOCIAL JUSTICE, at 142-143 (Oxford University Press, 1999))が(ファーバー・前掲注(3) 60頁)、これも仮説バイアスに起因するものである。そのような弱点を乗り越えるため、「調査の手順が詳細に検討され、弱点を克服する努力が積み重ねられて」おり、その結果「周到に準備された表明選好法の適用は信頼に足る評価結果を提供できる」とされる(諸富ほか・前掲書189頁)。CVMに関する最近の研究として、例えば、栗山浩一「表明選好法におけるバイアスの経済分析」環境経済・政策研究1巻2号51~63頁(2008)、栗山浩一=庄子康「協力金が訪問行動に及ぼす影響の経済分析—屋久島におけるCVMによる実証研究」環境科学会誌21巻4号307~316頁(2008)などを参照。

123) ファーバー・前掲注(3) 60頁。

第三に、損害の程度が著しく、修復が困難である場合、国際条約の下では、損害を受けたサイトの修復に資する限りにおいて、周辺のエリアにおいてとられる措置が補償の対象になりうるに過ぎず、回復不能な損害は補償の対象から除外されてしまう点については、次のような批判がなされうる。すなわち、合理的な時間と費用の範囲内で修復が可能な比較的小規模の環境損害が惹起された場合は、責任当事者に修復のための費用負担が生じる。これに対して、回復不可能な（または修復に多大な時間と費用を要する）環境損害が惹起された場合、あるいは、損害の対象が代替性のない稀少価値のある環境である場合、修復措置による回復は不可能であり、回復措置がとれないため、責任当事者に費用負担は生じないという逆説的な事態が生じ得る¹²⁴⁾。つまり、国際条約の責任レジームの下では、悪質な責任当事者ほど責任逃れが可能になり、「汚染者負担の原則」に反する結果を招来しうることになる¹²⁵⁾。これは、正義・公平の観点から問題がある (unjust and unfair) と言わざるを得ないだろう¹²⁶⁾。この問題の明白な解決策は、米国法（及びEU指令）の責任レジームを採用し、修復不可能な損害が生じた場合であっても、当該サイトにおいて同等の構成要素を導入することや、その近くに同等のサイトを創設することに要する費用を責任当事者に課すことである¹²⁷⁾。

124) See Edward H. P. Brans, *Liability and Compensation for Natural Resource Damage under the International Oil Pollution Conventions*, Review of European Community and International Environmental Law, Vol.5(4). p.301-302; 高村ゆかり「国際法における環境損害」ジュリ1372号86頁; BRANS, *supra* note 15, at 363; Fayette, *supra* note 11, at 220.

125) BRANS, *supra* note 15, at 363; Brans, *supra* note 53, at 214.

126) Brans, *supra* note 124, at 301.

127) Fayette, *supra* note 11, at 220.

5. おわりに

本稿では、国際条約（CLC・FC）との比較を通して、OPA '90が定める自然資源損害に対する責任ルールの意義を明らかにし、そこから得られる示唆について検討することを試みた。

「常軌を外れた」法律と批判されてきたOPA '90（及びNOAA規則）は、その後、米国において、環境損害を適切に評価しうる合理的なスキームとして、責任当事者に受容されるようになっただけでなく、外国法制（EUの環境責任指令）にも大きな影響を及ぼすに至っている。他方、国際条約に関する基金の解釈指針（Claims Manual）も、環境損害について制限的に解するものから、補償の範囲の拡張へと方針の転換（環境そのものへの損害をカバーする米国法への歩み寄り）が見られる。

共に「修復」を重視する点において、両制度の枠組みには共通する部分もあり、それらの違いは一般的に受け止められている程大きくないが、重要な相違点も指摘される。とくに、「当座の損失（interim losses）」を補償の対象としないために、修復措置を適時に実施するためのインセンティブが責任当事者に生じない点や、回復不可能な環境損害が惹起された場合に責任当事者に修復のための費用負担が全く生じないことになる点は、国際条約が有する重大な欠陥と言わざるを得ない。

近年、国際法上責任の対象として賠償が認められる損害は「主として人身侵害及び財産損害に焦点を置くことから、環境損害それ自体に対する損害に、より大きな焦点を置く方向へ転換」¹²⁸⁾ しつつあるとされる。すなわち、「環境損害」が責任の対象として位置づけられ始め、金銭に換算し

128) L. de La Fayette, *The Concept of Environmental Damage in International Liability Regimes*, in M. BOWMAN AND BOYLE, ENVIRONMENTAL DAMAGE IN INTERNATIONAL AND COMPARATIVE LAW, at 154 (2002).

がたい価値を含め、「環境」の持つ価値がより包括的に法によって保護される方向にある¹²⁹⁾。

かかる文脈において、CLC・FCは未だ「伝統的 (traditional)」な責任レジームに留まるものと位置づけられるが¹³⁰⁾、タンカーの大型化に伴う油濁損害の大規模化や近年認知されつつある海洋の生態系の脆弱性（事故から長時間が経過したにも関わらず、現場の生態系に依然として重大な悪影響がみられるとの研究成果）に鑑みると、CLC・FCについても、一刻も早い「進化」が望まれよう¹³¹⁾。既述のとおり、EUは、国際油濁補償基金のワーキンググループに対して、環境損害に対する補償の問題を再検討することを促しており、NOAA規則（及び同規則に依拠したEU環境責任）が、今後、国際条約における環境損害に対する責任ルールに大きな影響を及ぼす可能性は十分あり得るのであって、環境立国を志向するわが国も、国際条約の見直しに関して積極的な役割を果たしていくべきと考えられる¹³²⁾。

129) 高村・前掲注(124) 87頁。高村教授によれば、例えば、国連賠償委員会の2005年の賠償決定 (United Nations Compensation Commission Governing Council, *Report and Recommendations made by the Panel of Commissioners Concerning the Fifth Instalment of "F4" Claims*, doc. S/AC.26/2005/10 (30 June 2005)) において、放牧地や生態系の損失、海岸の保護区の破壊により、回復不可能な形で損失を受けた生態系サービスに代わるものを導入する費用についてイラクの責任が肯定されたことが、その例として挙げられる (高村・前掲注(124) 86頁) とされる。

さらに、最近公表されたUNEP (国連環境計画) の「環境への危険を伴う活動によって生じた損害に対する責任、対応措置及び賠償に係る国内法の整備のためのガイドライン案 (United Nations Environment Programme, Draft Guidelines for the development of domestic legislation on liability, response action and compensation

for damage caused by activities dangerous to the environment, UNEP/Env. Law IGM. Lia/2/2 (9 October 2009))」では「国内法は、…環境の修復費用及び予防措置に関する費用が賠償の対象となることを確保すべきである。基本的なルールとして、修復措置は、その費用が被った損害に比して不釣り合いでない限り、当該サイトにおいて損害を被った環境の構成要素をもとに戻すことを目的とすべきである。…修復が物理的に不可能であるか、またはその費用が不相当に高額となる場合、国内法は、同等の構成要素を導入したり、当該サイトから離れた場所において措置を講じたりすることによって、(損失を) オフセットする措置を要求すべきである。」(Id. at 6)とされており、本文において述べた動きは、今後、国内法レベルにおいても広まっていくこととなろう(わが国における国内法の整備も喫緊の課題であることは言を俟たない。立法論につき、大塚・前掲注(3)『環境法学の挑戦』88-92頁、大塚・前掲注(3)ジュリ1372号42頁、梅村・前掲注(3)上智法学論集47巻3号69-73頁参照)。

- 130) 海上汚染に関する責任を規定する条約については、HNS条約やバンカー条約も同様の意味で「伝統的な」条約に分類される。Fayette, *supra* note 11, at 217.
- 131) 当然のことながら、「進化」はCLC・FCのみならず、HNS条約やバンカー条約についても望まれる。Id. at 221, 224.
- 132) 環境損害に対する責任が適切に責任当事者に課されることを確保するためには、損害概念の見直し(賠償・補償の範囲を広げ、損害額算定のためのルールを整備する)だけでは十分ではない。例えば、Linda B. Burlingtonは、両制度の修復措置のリスクを負う主体の違いによって、修復を行うためのインセンティブへ影響が生じると指摘する。Burlingtonによれば、国際条約の下、修復措置のリスクは加盟国が負担(条約の加盟国は実際に修復に要したコストを基金に請求することになり(先履行(“pay to be paid”)の原則)、「合理的」な措置であるかどうかは、後知恵で審査されることになるのに対して、OPA'90では、必要な修復措置は所轄官庁が(事業者との協同アセスメントによって)決定し、事業者に修復措置を行わせるか、費用負担を求めることから、汚染者負担の原則が貫かれるとされる(Burlington, *supra* note 15, at 77)。

さらに、責任制度とともに、事業者が十分な未然防止措置を執ることが確保される制度が構築される制度を構築することも重要な課題である(高村・前掲注(124)86頁)。この点に関して、条約はより未然防止(pro-active)志向のアプローチを採用し、船主や運航者に対して不作為についての責任を明確にすべき(例えば、汚染防止規則に反した場合の相当な額の罰金、緊急時の対応措置及び流出したあらゆる有害物質に対する浄化措置を汚染者にとらせるための積極的な法的義務

など、事故の予防のための経済的インセンティブを高めるべき)との提言があり (Fayette, *supra* note 11, at 222-224.), 注目される。

以上のほか、条約の基本的な枠組みについても、責任当事者に適切なインセンティブを課すための見直しが必要となろう (例えば、Faure & Huiは、国際条約における船主責任集中がサブスタンダード船の使用を助長しており、例えば、当該船舶のリスクに応じた責任レジームを構築するなど、制度の見直しが必要と指摘している (Michael Faure & Wang Hui, *The International Regimes for the Compensation of Oil-Pollution Damage: Are they Effective?*, RECIEL 12(3) 2003, at 242-253.)) が、これらの点については今後の研究課題としたい。