

# 下水道政策における経済的手法の適用に関する研究

藤 木 修



# 下水道政策における経済的手法の適用に関する研究

## 目 次

	ページ
<b>第1章 序 論</b>	
1. 1 本研究の目的	1
1. 2 新しい経済的手法への期待	2
1. 3 防災事業の費用便益分析	4
1. 4 論文の構成	5
第1章参考文献	6
<b>第2章 わが国の流域管理と経済的手法</b>	
2. 1 はじめに	8
2. 2 わが国の流域管理と経済的手法	8
2. 2. 1 流域管理のアプローチ	
2. 2. 2 下水道の高度処理	
2. 2. 3 経済的手法の導入検討	
2. 2. 4 高度処理共同負担事業の創設	
2. 2. 5 わが国における法律学的・政治学的課題	
2. 3 災害等非常時における流域管理	15
2. 3. 1 水害対策の流域管理	
2. 3. 2 水質汚染対策の流域管理	
第2章参考文献	19
<b>第3章 水質保全のための流域管理の事例</b>	
3. 1 流域管理の形態	20
3. 2 フランス	20
3. 3 ドイツ	21
3. 4 オランダ	24
3. 5 イギリス(イングランド及びウェールズ)	24
3. 6 欧州連合(EU)	25
3. 7 米国	27
3. 7. 1 水質保全政策	
3. 7. 2 水質取引	

3. 8 経済的手法の効果と課題	31
3. 8. 1 経済的手法と財政の原則	
3. 8. 2 排水課徴金の課題	
3. 8. 3 水質取引の課題	
第3章参考文献	35

## 第4章 閉鎖性水域の水質保全のための経済的手法

4. 1 はじめに	38
4. 2 東京湾流域の水質取引シミュレーション	38
4. 2. 1 シミュレーションモデルの特徴	
4. 2. 2 シミュレーションモデルの設計	
4. 2. 3 シミュレーションの結果	
4. 3 最適化問題としての定式化と最適解	45
4. 3. 1 前提	
4. 3. 2 水質取引	
4. 3. 3 排水課徴金	
4. 4 水質取引と排水課徴金との比較	50
4. 4. 1 等価性の条件	
4. 4. 2 公平性の比較	
4. 5 まとめ	55
第4章 記号の説	56
第4章参考文献	58

## 第5章 不確実性を考慮した防災事業の費用便益分析

5. 1 はじめに	60
5. 2 前提条件	60
5. 2. 1 想定災害	
5. 2. 2 費用便益分析の評価対象期間	
5. 2. 3 被害軽減額とその超過確率	
5. 3 想定災害における被害軽減額の総和の確率分布	61
5. 3. 1 特性関数	
5. 3. 2 特性関数の特殊関数表示	
5. 3. 3 確率密度関数の積分表示	
5. 3. 4 確率密度関数の数値解	
5. 4 被害軽減額の超過確率を考慮した費用便益分析	66
5. 4. 1 有限個の想定災害による近似	
5. 4. 2 確率密度関数の積分表示	

5. 4. 3	キュムラントと主な統計量	
5. 4. 4	被害軽減額の確率分布の数値解	
5. 4. 5	費用便益分析における費用	
5. 4. 6	費用便益比の分布とその近似	
5. 5	課題	74
5. 6	まとめ	75
第5章	記号の説明	76
第5章	参考文献	79

## 第6章 地震による河川水質の汚染とその影響

6. 1	はじめに	80
6. 2	処理施設の被災の影響	81
6. 2. 1	ケーススタディの対象地域	
6. 2. 2	水質汚染指標	
6. 2. 3	地震とその被害に関する想定	
6. 2. 4	河川水質の計算方法	
6. 2. 5	河川水質の計算結果	
6. 2. 6	健康リスクに関する考察	
6. 3	工場・事業場の被災の影響	86
6. 3. 1	化学物質の流出量の推計方法	
6. 3. 2	水道水質の計算方法	
6. 3. 3	水道水質の計算結果	
6. 4	水道事業における対応策	89
6. 4. 1	浄水場における対応シナリオ	
6. 4. 2	対応シナリオの推定	
6. 5	まとめ	91
第6章	参考文献	94

## 第7章 防災事業の便益の確率論的評価と意思決定

7. 1	はじめに	97
7. 2	グラム・シャリエ展開	97
7. 3	災害による損失・損害予測の不確実性	100
7. 4	地震後の河川水質汚染による下流域水道利用者の損失確率関数	103
7. 4. 1	有害物質貯留施設の被災シナリオ	
7. 4. 2	貯留施設被災率と影響度との関係	
7. 4. 3	損失確率関数とそのベータ分布近似	
7. 4. 4	損失確率を考慮した被害額の分布	

7. 5 有限期間を対象とする被害額の分布	107
7. 5. 1 被害回避策を実施しないリスク	
7. 5. 2 有限期間のグラム・シャリエ展開	
7. 5. 3 地震による河川水質汚染のケーススタディ	
7. 6 まとめ	111
第7章 記号の説明	111
第7章参考文献	114
第8章 結 論	116
付録 A 先進諸外国における下水道及び水質保全のための流域管理 に関する諸制度の概要	119
付録 B モンテカルロ法と数値積分法の比較	125
付録 C ガンマ分布を重み関数とするグラム・シャリエ展開の方法	127
付録 D ベータ分布の損失関数を考慮した特性関数の導出	131
謝 辞	133







# 第1章 序 論

## 1. 1 本研究の目的

本論文は、下水道政策における経済的手法、すなわち下水道の政策目的を実現するため、経済的インセンティブによって事業を誘導する方法を論じるものである。不完全競争、公共財、外部性、不確実等の問題のために、市場が資源の最適利用を達成することに失敗するようなとき、政府は市場経済に介入する。経済的手法も政府による市場介入の1つの形態であり、下水道事業における経済的手法といえば、わが国では従来から国庫補助金が重要な政策手段の1つとなってきた。しかし、先進諸外国では排水課徴金、水質取引といった補助金以外の経済的手法が水質環境行政の一環として採り入れられ、下水道政策の実現に効果を発揮している。

また、このような政策に関する社会的な意思決定を支援し、社会に賦存する資源の効率的な配分を促進する目的で費用便益分析が実施される<sup>1),2)</sup>。わが国の下水道政策においても、費用便益分析は補助金政策のプロジェクトごとの評価手法として中心的役割を担っており、補助金をインセンティブとして、下水道プロジェクトを経済的効率性の向上に向けて誘導するための有効なツールとなっている。その意味において、費用便益分析という政策自体、広義の経済的手法と捉えることができる。

現代の下水道行政が直面する課題の多くは、下水道事業がもたらす効果の公共性、外部性と不確実性に依るところが大きい。たとえば広域的な水質保全を目的とする下水処理は、公共財の供給そのものであり、強い正の外部性（外部便益）を有する。したがって、市場における関係者の顕示的な支払いのみでは、社会的に見て効率的な量の公共財、すなわち清浄な水環境という資源が十分に供給されることはないであろう。規制的手法と補助金という経済的インセンティブが必要とされる所以である。しかしながら、規制と補助金に基づき、ある計画にしたがって必要な量の下水処理が実現されるとしても、経済的効率性、公平性の観点からは十分とはいえない。必要な量の下水処理が、少ない費用で、しかも社会的に受容可能な費用負担のもとで実現されるという保証がないからである。

他方、通常の費用便益分析における便益は期待値で表現されるが、便益の不確実性が大きい場合には、意思決定にも影響が及ぶと考えられる。たとえば、便益が確率論的にしか扱えない防災のための事業を考えよう。防災事業を掛け捨て保険のようなものと考え、多少のリスクプレミアムを取っても事業を実施して災害リスクを回避するという意思決定もあれば、災害発生、損失発生の不確実性を理由に防災事業によるリスク回避便益を割り引いて評価し、むしろ当該防災事業を実施しないことによって得られる確実な節約利得を重視するという意思決定もあり得る。後者の選択肢では、実際に災害が発生した場合の損害リスクを保有することになるが、このようなリスクも期待値だけでは

評価しづらい側面がある。さらに政治的な意思決定においては、費用便益分析の事実上の評価対象期間が意思決定者の政治的パースペクティブの影響を受け、当該防災施設のライフサイクルより短くなる可能性がある。

本論文は、下水道政策における経済的手法のすべてを網羅的に論じるものではない。下水道事業のなかでも特に公共性、外部性の高い事例として高度処理を、不確実性の大きい事例として浸水対策と地震対策を取り上げ、下水道政策における経済的手法のあり方について、実際の行政に即した考察を行う（図1参照）。

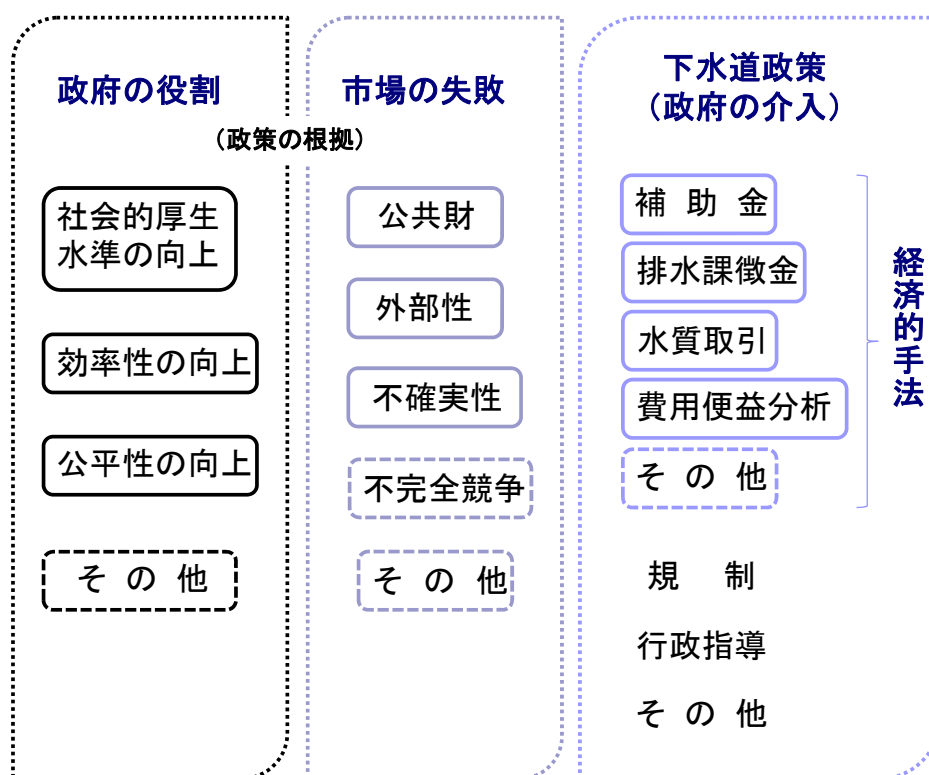


図1 下水道政策における経済的手法とその根拠

本論文で扱う範囲を実線の枠囲いで示す。

## 1.2 新しい経済的手法への期待

平成1993年11月に成立した環境基本法には、第22条に「環境の保全上の支障を防止するための経済的措置」が規定されている。また、環境基本法第15条の規定に基づいて策定された第3次環境基本計画（平成18年4月7日閣議決定）では、「第2部 今四半世紀における環境政策の具体的な展開」のなかで、社会経済の環境配慮のための仕組みとして、直接規制的手法、自主的取組手法などと並び、経済的手法が取り上げられている。ここに、経済的手法とは、「市場メカニズムを前提とし、経済的インセンティブの付与を介して各主体の経済合理性に沿った行動を誘導することによって政策目的

を達成しようとする手法」である。

経済的手法には税、課徴金、補助金、デポジット、排出量取引など多様なものがある。水質保全政策における経済的手法の典型としては、①排出負荷削減のための補助金、②排出負荷に係る課徴金(排出課徴金)、及び③排出許可証取引を挙げるのが一般的であろう。第3章で述べるように、これらの手法の選択は先進国である日・米・欧で違いがある。きわめて大雑把に言えば、日本は補助金、米国は排出許可証取引、欧州の多くの国は、環境税の一種である排水課徴金によって特徴づけられる。もっとも補助金はどの国でも採用されているし、米国でも州によっては排水課徴金制度を有しており、排出許可証取引を実施している地域は限定されている。ただし、それぞれの国が水質保全を進めるために、どのような政策に重点をおいているかという見方からすると、上述の大胆な特徴づけも許されるのではないかと思われるのである。実際わが国は、環境関連税・課徴金の導入例が OECD 諸国のなかでは最も少ない部類に属し、補助金以外の経済的手法の実績はないに等しいといわれている<sup>3)</sup>。

一般的な環境経済学の教科書では、税や排出量取引等と比較して補助金の評価は低い。理由としては、① 補助金には、企業の参入を促進し、結果として汚染物質の排出を増やす効果がある、② 汚染者負担の原則に反する、③ 補助金の財源が必要、などが挙げられる<sup>3),4)</sup>。

もっとも、下水道のような公共施設に対する補助金は、地方公共団体に対して下水道事業への参入を促進するためのものであり、①の指摘は当たらない。また、下水道サービスは公共用水域の水質保全等という重要な公共的役割を担うとともに、生活環境の改善の一つとして便所の水洗化等という私的役割も担っており、現在の下水道財政は、公費で負担すべき部分について、国と地方公共団体が各々の責務に対応した補助及び負担を行うべきであるという考え方に基づいて制度設計が行われている<sup>5)</sup>。すなわち、下水道サービスは、公共財と私的財の両方の性格をあわせ持つ準公共財であるので、公共財に当たる部分について国の補助が行われることは、②の汚染者負担の原則に反するものではなく、他の公共施設とのバランス上からもむしろ当然とされているのである。

もちろん、公共財としての下水道サービスが課徴金や排出量取引の制度と矛盾するわけではない。わが国では、2005年に下水道法が改正され、下水道の終末処理場における高度処理を対象として、米国の排出許可証取引(水質取引)に類似した「高度処理共同負担事業」制度の導入が図られた。この制度は、第2章で紹介するように、補助金とのポリシーミックスを前提として制度設計が行われている。

なお、「排出許可証取引」には、「排出枠取引」、「排出量取引」、「水質取引」、「排出権取引」等様々な別の呼称があり、本稿でも文脈によって使い分けが行われているが、基本的な仕組みに相違はない。また、「課徴金」は「賦課金」と呼ばれることもある。

### 1.3 防災事業の費用便益分析

下水道財政をめぐる近年の動向で着目すべきは、下水道事業の補助金が1998年度をピークに10年以上にもわたって連続して減少していること、すなわち前節③の問題である。この傾向は公共事業全般に当てはまるものであり、その背景に国の財政難があることはいうまでもないが、他方において、公共事業の効果を問う声の高まりも無視できない。特に1996年の橋本行革では、公共投資について、「投資対象の選択において、超高齢社会のもとでの国民生活の質的向上に資する分野や大競争時代を生き抜くための真に戦略的な分野を重視する」という方針が打ち出された<sup>6)</sup>。改革の一環として、1996年11月の第二次橋本内閣組閣時の総理大臣による関係閣僚への指示によって、費用便益分析をはじめとする政策評価手法が制度的に導入され、以後、費用便益分析は、公共事業評価の重要な法方として大きな役割を果たしてきた。特に、道路関係4公団の民営化にあたっては、新たな道路建設に関する分析的手法による路線の取り扱いの判定をめぐって、費用便益分析の意思決定プロセスにおける役割について社会的関心を集めた<sup>7),8)</sup>。

費用便益分析が重要であることは、下水道事業も例外ではない。地方公共団体が計画する下水道事業に対して、国が補助金の交付という経済的手法を実施するかどうか、また、補助金による支援の優先度がどの程度高いかどうかを決定する際に、費用便益分析の結果は重要な判断材料となる。他方において、当該事業を実施するかどうかの政治的な意思決定において、費用便益分析はそれほど尊重されない傾向があるといわれている。それは、費用便益分析の結果が必然的にもつ不確かさのためであり、より厳密には、その不確かさが人々にどのように受け止められるかを重視して、政治的決定が行われるためである<sup>9)</sup>。

豪雨や地震のような自然災害及び汚染排水の流出のような事故災害等に対する防災事業の費用便益分析においては、防災事業の主な便益の項目は、災害による損失・損害の軽減であることから、必然的に不確かさを伴う。通常は期待値をもって便益とすることとされているが、まれにしか起こらない大規模災害においては、期待値をベースとする費用便益分析の如何にかかわらず、便益発生の不確かさが政治的決定に影響を及ぼす場合がある。国土交通省が発表した「できるだけダムにたよらない治水」への政策転換<sup>10)</sup>においても、費用便益分析の不確かさが政治的意思決定に影響を及ぼした可能性がある。

どの程度の災害がどの程度の頻度で発生し、その場合の損失・損害もある程度確率論的に明らかにすることができれば、費用効果分析の不確かさの程度も定量的に評価できる。費用便益分析に基づく意思決定においては、費用と便益だけでなく、その不確かさに関する情報もあわせて判断のための材料とされることが望ましい。

浸水対策事業や地震対策等は、これからも下水道事業のなかで重点的に進められることが期待されており、このような防災事業における費用便益分析の不確かさを論じるこ

とは、地方公共団体における意思決定はもちろん、補助金という経済的手法適用に関する国の施策においても意義があると考えられる。

上下水道をはじめとする水関係インフラは、個々の施設が独立して存在するのではなく、一般に、流域の水循環の一部分を構成することによってその機能を発揮している。したがって、災害による施設の損失・損害は、当該施設の機能のみならず、水循環の下流側に位置するインフラ機能のすべてに影響を及ぼすおそれがある。このような被害の連鎖ともいべき現象は、費用便益分析において確率論的な取扱いを必要とするというまでもないが、対策の主体と対策による便益の帰属が異なるという典型的な外部性の特徴をもつことから、補助金による政策において特別な制度設計や配慮が求められる。

#### 1.4 論文の構成

第2章では、下水道法に基づく流域別下水道整備総合計画（流総計画）を例に、わが国における水質保全のための流域管理のアプローチについて概説する。続いて、主要な閉鎖性水域の水質保全を図るために、下水道の高度処理が果たすべき役割が大きいかもかわらず、流総計画どおりに高度処理施設の整備が進まない理由について考察を行う。また、2005年に下水道法が改正されて創設された「高度処理共同負担事業」の内容と、この制度が導入されるまでの経緯について紹介する。

第3章では、欧州のいくつかの国と米国を例に、水質保全のための流域管理の様々な形態を概観する。また、排水課徴金と水質取引のもとになっている法制度とわが国のそれとの相違について述べる。さらに、排水課徴金と水質取引が直面する主な課題を述べる。

第4章では、東京湾流域の75の下水処理場を対象に、COD、全窒素、全リンの負荷量を個別に、かつ同時並行的に取引するコンピュータ・シミュレーションを行った結果を示す。続いて、補助金とのポリシーミックスのもとで水質取引と排水課徴金が施行された場合の処理場の取組みを、非線形計画法の最適化問題として定式化する。最適解について水質取引と排水課徴金を比較し、補助金が他の経済的インセンティブに及ぼす影響を明らかにする。水質取引と排水課徴金で最適解が一致するための条件を求め、単位水量当たり処理費用の処理場間での均等性を評価指標として、公平性の観点から水質取引と排水課徴金を比較する。

第5章では、防災事業の費用便益分析における便益の確率分布について論じる。防災事業の便益は、当該防災事業による被害の軽減額として評価される。災害がランダムに発生すると仮定し、合成積の特性関数はもとの分布の特性関数の積で表されるという関係を利用して、無限期間を対象とする、現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数を導出する。さらに、年平均超過確率と被害軽減額の間を近似できるような有限個の想定災害を決め、この想定災害の被害軽減額の合成積で、現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数を表す。同様の方法で得られる費用便益比の特性関数に、数値

的なフーリエ反転変換を施すことにより、費用便益比の確率密度分布が計算される。以上の方法を、(社)日本下水道協会発行の「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」で例示されている浸水対策事業の費用便益分析に適用し、防災事業の費用便益比の確率分布を計算するための具体的な手順を示す。

第6章では、淀川流域を対象に、上流域で大規模な地震が発生し、下水処理場や有害化学物質を扱う工場・事業場が被災した場合、水源である淀川の水質が汚染されることによって下流域の水道事業にどのような影響が及ぶかについて評価を試みる。具体的には、地震による未処理下水の放流の影響に関するシナリオ分析を行い、淀川下流域において予想される水道水中のクリプトスポリジウム濃度を、感染リスクに関する米国EPAの目標値およびWHOが提唱する健康影響負担リスクの許容値と比較する。淀川のケーススタディを通じて、水系の上流側における地震対策の便益評価において、被害の連鎖ともいべきシナリオも考慮する必要があることを指摘する。

第7章で取り扱うのは、大地震のようにきわめて低い確率でしか発生しないが、一旦発生すると甚大な被害の発生が予測される場合の費用便益分析で、第5章の方法が適用できない場合の対処方法である。災害発生の不確実性だけでなく、災害がもたらす被害・損傷の不確実性も考慮に入れる必要がある。第7章では、このような場合でも損失・損害の大きさ、すなわち防災事業の便益の確率分布を概略計算するための新たな方法を提案する。さらに、下水道管理者である地方公共団体の首長や議会が、防災事業の実施または不実施を決定する場合の参考材料として、施設のライフタイムより短い期間における被害の確率分布を概略計算するための具体的な手順を示す。また、ここで考案された方法を第6章で扱った事例に適用し、防災事業の意思決定への活用について考察を行う。

第8章では、本論文の結論を要約して述べる。

## 第1章参考文献

---

- 1) T. F. ナス：費用・便益分析（萩原清子監訳），勁草書房（2007）pp33-58, p217
- 2) 諸富徹，浅野耕太，森晶寿：環境経済学講義，有斐閣（2008）pp29-31
- 3) 植田和弘，岡敏弘，新澤秀則：環境政策の経済学—理論と現実—，日本評論社（1997）p.202
- 4) 植田和宏，落合仁司，北畠佳房，寺西俊一：環境経済学，有斐閣，（1997）p.184
- 5) 日本都市センター：下水道と財政—第5次下水道財政研究委員会の提言と解説—，（1986）pp.14-21

- 
- 6) 自由民主党行政改革推進本部：橋本行革について，平成 8 年 6 月 18 日
  - 7) 中村英夫：道路関係 4 公団民営化推進委員会の議論と私の考え，土木学会誌，Vol.88, No3 (2003) pp2-8
  - 8) 太田和博：意思決定における費用便益分析の位置付け：総合評価手法の役割の限定，運輸政策研究，Vol.9, No1 (2006) pp45-51
  - 9) David Pearce, Giles Atkinson, Susana Mourato: Cost-Benefit Analysis and the Environment – Recent Developments -, OECD (2006) pp.285-286
  - 10) 前原誠司：「できるだけダムにたよらない治水」への政策転換に対するご協力をお願い，国土交通大臣から知事へのメッセージ，平成 21 年 12 月 15 日

## 第2章 わが国の流域管理と経済的手法

### 2.1 はじめに

環境基本法には、第22条に「環境の保全上の支障を防止するための経済的措置」が規定されている。また、環境基本法第15条の規定に基づいて策定された第3次環境基本計画（平成18年4月7日閣議決定）では、「第2部 今四半世紀における環境政策の具体的な展開」のなかで、社会経済の環境配慮のための仕組みとして、直接規制的手法、自主的取組手法などと並び、経済的手法が取り上げられている。ここに、経済的手法とは、「市場メカニズムを前提とし、経済的インセンティブの付与を介して各主体の経済合理性に沿った行動を誘導することによって政策目的を達成しようとする手法」である。

経済的手法には税、課徴金、補助金、デポジット、排出許可証取引など多様なものがある。水質保全政策における経済的手法の典型としては、①排出負荷削減のための補助金、②排出負荷に係る課徴金（排出課徴金）、及び③排出許可証取引を挙げるのが一般的であろう。そして、これらの手法の選択は先進国である日・米・欧で違いがある。きわめて大雑把に言えば、日本は補助金、米国は排出許可証取引、欧州の多くの国は、環境税の一種である排水課徴金によって特徴づけられる。もともと補助金はどの国でも採用されているし、米国でも州によっては排水課徴金制度を有しており、排出許可証取引を実施している地域は限定されている。ただし、それぞれの国が水質保全を進めるために、どのような政策に重点をおいているかという見方からすると、上述の大胆な特徴づけも許されるのではないかと思われるのである。

なお、「排出許可証取引」には、「排出枠取引」、「排出量取引」、「水質取引」、「排出権取引」等様々な別の呼称があり、本論文でも文脈によって使い分けが行われているが、基本的な仕組みに相違はない。また、「課徴金」は「賦課金」と呼ばれることもある。

### 2.2 わが国の流域管理と経済的手法

#### 2.2.1 流域管理のアプローチ

水を適切に管理して社会的厚生を高めようとする、**「流域」**あるいは**「流域圏」**を単位とした水の管理が必要になることは明らかであろう。例えば、流域の上流部で汚染物質が大量に排出されると、下流域の水環境が悪化するだけでなく、水の利用に支障をきたすおそれもある。

平成2003年4月に社会資本整備審議会都市計画・歴史的風土分科会の下水道・流域管理小委員会は「今後の下水道の整備と管理及び流域管理のあり方はいかにあるべきか」という報告書を公表した。この報告書は、下水道政策における「流域管理のアプローチ」について一つの定義を与えるという意味で画期的であった。即ち、流域内の下水道管理者同士が連合し、さらに住民も含めた他の主体とも積極的に連携して、



①共通の理念、目的意識を持ち、②リスク及びその削減に要する負担を分担した上で、③全体としてリスク、負担を最小に抑制しつつ共通の目的達成に向け協調して行動することを、下水道政策における「流域管理のアプローチ」と定義したのである。

下水道法第2条の2に規定される「流域別下水道整備総合計画（流総計画）」は、下水道行政における流域管理のアプローチの典型例である。公共用水域の水質汚濁は、一般に流域内の複数の市町村からの排水に起因する 경우가多く、水質汚濁を下水道整備によって解消していこうとすれば、市町村ごとに個別の整備を進めることは効率的とはいえない。また、下水道の整備は、当該区域に効果を及ぼすのみならず、他の区域にも影響を与えるものであり、対象とする水域について、その水質の汚濁を効率的に解消するには、その相互の影響を勘案して、水域内の各下水道事業に有機的関連を持たせつつ整備を図るべきであろう。このような要請から、一定の要件に該当する公共用水域の環境上の条件を水質環境基準に達せしめるため、それぞれの水域ごとに、その流域を対象として都道府県は、下水道の整備に関するマスタープランともいえるべき流総計画を定めなければならないこととされている。地方公共団体が公共下水道又は流域下水道を設置する場合にあらかじめ定めることとされている事業計画は、流総計画に適合していることが求められることから、流総計画に込められた流域管理の思想は、個々の下水道事業にも実際に反映されることになるのである。

以上、下水道法に基づく流総計画を例に、わが国における水質保全のための流域管理のアプローチについて概説したが、同様のことは湖沼水質保全特別措置法第4条に基づく湖沼水質保全計画や水質汚濁防止法第4条の3に基づく総量削減計画においても当てはまる。

## 2.2.2 下水道の高度処理

2009年度末の下水道処理人口普及率は73.7%、合併処理浄化槽や農業集落排水処理施設等を加えた汚水処理人口普及率は85.7%である。東京オリンピックが開催された1964年度末の下水道処理人口普及率はわずか8%であったから、この45年間、平均して全人口の約1.5ポイントの人々が、毎年新たに下水道が使用できるように

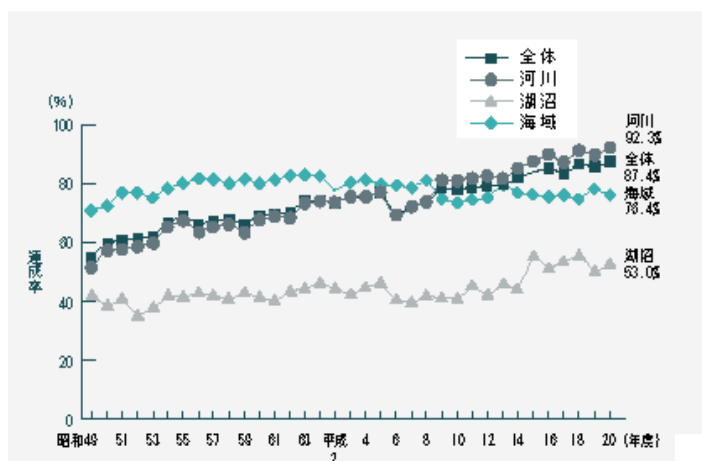


図1 環境基準達成率（BOD又はCOD）の推移

河川はBOD、湖沼、海域はCOD

達成率 = (達成水域数 / 類型指定水域数) × 100

出典：平成20年度公共用水域水質測定結果

なるというスピードで、下水道整備が行われてきたことになる。

主として下水道の整備によって、全国の河川の水質は相当程度改善された。特に高度経済成長期に著しく汚染された都市河川での改善がめざましく、かつて悪臭を放ち、人々に疎まれた隅田川は現在では水質が改善して見違えるような環境となった。他方、河川とは異なり、湖沼や内湾・内海といった閉鎖性水域の水質改善は芳しくない（図1参照）。三大湾（東京湾、大坂湾、伊勢湾）などにおいては、窒素やりん濃度の上昇、即ち富栄養化に起因する赤潮の発生が頻発するなど、依然として水質改善が進んでいない。例えば東京湾は、近年魚類の種類が減少するだけでなく、底層部で貧酸素水塊が拡大する傾向が見られ（図2参照）、依然死の海と化している状況にある。

このような閉鎖性水域の水質改善を図るためには、藻類の増殖の要因である窒素やりんの負荷量を削減する必要がある。

一般に、下水道によって水域に流入する窒素やりんの負荷量を削減する方法には、2つの方法がある。1つが「系外放流」であり、他の1つが「高度処理」である。系外放流とは、下水処理場からの処理水を対象水域にではなく、その下流域に放流するものであり、対象水域に対する汚濁負荷量をすべてカットできるため水質改善効果が大きい。これに対して高度処理は、活性汚泥法に代表される通常の二次処理による処理水の水質をさらに向上させるために行われる下水処理をいうが、水質環境基準の達成といった公共用水域の水質保全上の要請や処理水の再利用のニーズを受けて行われる。高度処理は、通常の処理対象水質（BOD、SS等）の向上を目的とするもののほか、二次処理では十分除去できない物質（窒素、りん等）の除去率向上を目的とするものがある。

図3は、し尿汲み取り方式、単独浄化槽、合併処理浄化槽から下水道（通常処理又は高度処理）に接続する場合の汚濁負荷量削減効果を、汲み取り方式の場合に環境に排出される負荷量（生活雑排水の排出による負荷量）を100とした場合のBOD、全窒素

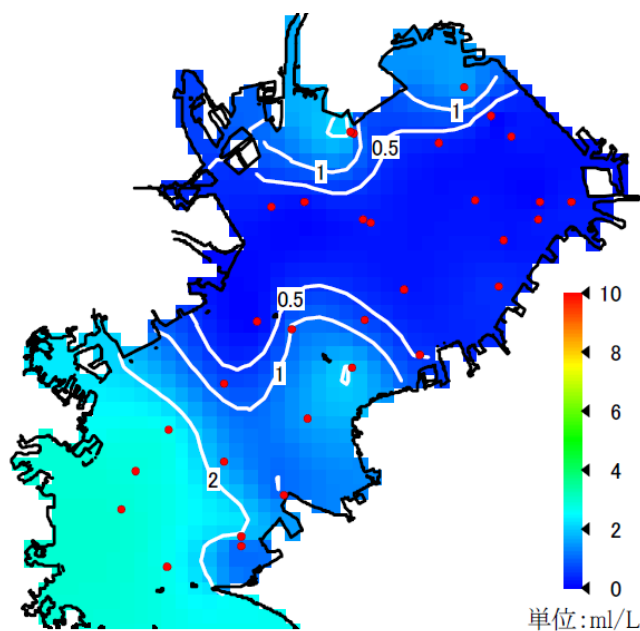


図2 東京湾底層部の溶存酸素濃度分布  
(2010年8月10日)

出典：東京湾貧酸素水塊速報（2010年8月13日発行）千葉県水産総合研究センター  
<http://www.pref.chiba.lg.jp/laboratory/fisheries/04jouhou/04tkod/04tk10od/20100810hinsanso.pdf>

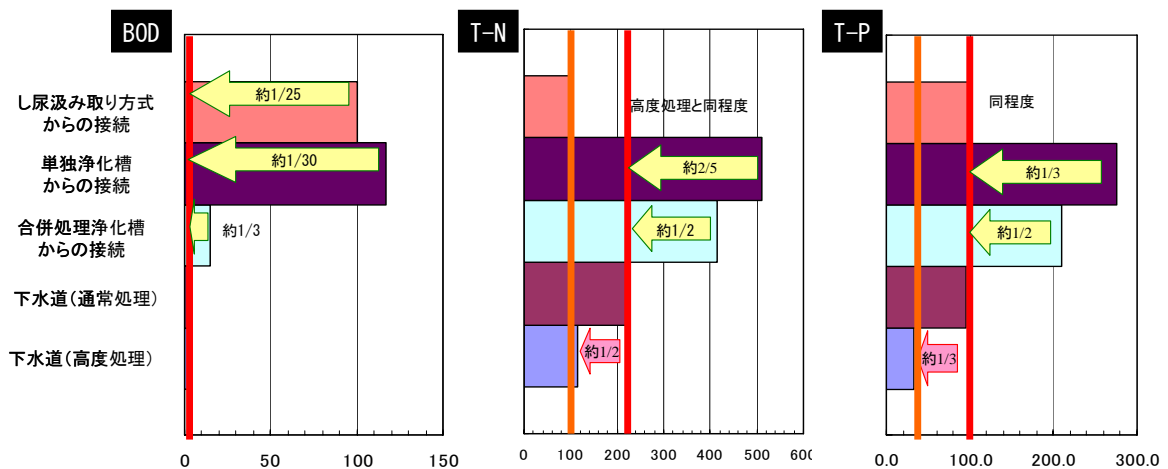


図3 下水道への接続による家庭からの汚濁負荷量削減の効果

し尿汲み取りの場合に環境に排出される負荷量（生活雑排水の排出による負荷量）を100とした場合のBOD，全窒素（T-N），全りん（T-P）の相対負荷量で表示

「大垣眞一郎・吉川秀夫監修／河川環境管理財団編：流域マネジメント～新しい戦略のために～，技報堂」のデータをもとにしている。下水道の高度処理は，国土交通省試算。

(T-N)，全りん（T-P）の相対負荷量で示したものである。

下水道事業における高度処理も流総計画に位置づけられ，流総計画に適合して定められる事業計画に沿って実施される。

しかしながら高度処理には以下のような課題があり，流総計画に定められた高度処理施設の整備が今後順調に進んでいくと楽観できる状況にあるわけではない。

- ① 高度処理の便益は広域に及ぶ一方，その費用は，高度処理施設を整備する下水道管理者，関係住民の負担となる。したがって，たとえ流総計画に高度処理が定められている場合であっても，当該下水道管理者等の負担となる高度処理は実施されにくい状況にある。
- ② 流総計画に高度処理施設の整備が位置づけられている場合であっても，実際には下水処理場の周辺が市街化して高度処理施設用地の確保が難しかったり，もともとの下水処理方法が高度処理への改造に適さないものであったりして，流総計画どおりに高度処理施設の整備を行うことが困難な場合も少なくない。
- ③ 同じ流域においては，ある処理場が多くの負荷削減を引き受けると，他の処理場の負荷削減の負担が軽くなるという関係となるため，高度処理について下水道管理者は互いに利害が対立する関係となりがちである。その結果，流総計画では，対象となる処理場全てに対して一律均等に処理水質の当てはめが行われ，流域全体としての経済合理性や個々の処理場の実情が十分考慮されない傾向がある。

### 2. 2. 3 経済的手法の導入検討

このような課題は以前より指摘されていた。例えば、平成 2002 年 10 月に地方分権改革推進会議から発表された「事務・事業の在り方に関する意見―自主・自立の地域社会をめざして―」では、下水道の費用負担の在り方について「流域単位で効率的に水質環境基準等の目標を達成するため、排出者責任と受益の帰着の観点から、流域全体の費用負担について検討する」ことが提言された。さらに、平成 2003 年 3 月、東京湾流域の 7 都県市（現在は 8 都県市）及び関係省庁からなる「東京湾再生推進会議」は、都市再生プロジェクトの一環として「東京湾再生のための行動計画」を策定、公表したが、そのなかでも「閉鎖性水域を対象として、効率的に環境基準等の目標を達成するため、新たに経済的手法の適用を含む流域全体の費用負担の方法について検討する」ことが盛り込まれている。

一般に環境政策手段には、規制的手法、経済的手法、自主的取組手法などがあるが、経済的手法は、環境保全効果が確実にあがるという「環境効果」の観点からは自主的取組手法より優れ、また、「効率性」の観点からは規制的手法、自主的取組手法よりコストパフォーマンスが高いといわれている。わが国の閉鎖性水域の環境保全において経済的手法が注目される背景には、人の健康ばかりでなく水域の生態系を含む豊かな自然環境をも積極的に保全したいという社会的ニーズと、他方ではそのための負担をできるだけ抑制すべきとする人々のコスト意識があると考えられる。

閉鎖性水域や水道水源等の公共用水域における水質環境基準の達成を目的とする流総計画の策定プロセスのなかには、将来にわたり排出することが許容される、若しくは将来削減すべき汚濁負荷量を、関係下水道管理者の間で配分するというプロセスがある。流総計画においては、通常、基準年次における負荷量の比率で配分される。しかしながら、このような方法は、流域全体として費用が小さくなるとは限らないうえ、下水道管理者の間で大きな負担の相違が生じる場合も考えられる。そこで、下水道管理者の間で資金のやり取りを行う仕組みを導入することによって経済的インセンティブを働かせ、経済合理的で公平な配分となるよう、排出負荷量の調整を行うという経済的手法の必要性に関する議論が高まった。

そこで、国土交通省では平成 2002 年度から 2 年間にわたり学識経験者、地方公共団体の代表者等を委員とする「下水道事業における排出枠取引制度に関する調査検討委員会（委員長：植田和弘 京都大学大学院教授）」を設置し、東京湾流域の 75 箇所下水道処理場を対象とした水質取引シミュレーションを行った。この調査検討の成果は、対外的に発表され、2005 年度に行われた下水道法改正のきっかけとなった。著者は、当時国土交通省の責任者として、上記委員会に関する調査研究から東京湾再生のための行動計画、下水道法改正までの一連の作業を主導した。東京湾流域の水質取引シミュレーションについては、本論文の第 4 章で取り扱う。

## 2. 2. 4 高度処理共同負担事業の創設

下水道の高度処理に係る排出枠取引に関する検討を踏まえ、2005年5月に下水道法の改正が行われ、「高度処理共同負担事業」が創設された。即ち、流総計画の計画事項が追加されるとともに、流総計画に基づき、地方公共団体が他の地方公共団体の行うべき負荷削減を肩代わりして高度処理事業を行うことが可能となるよう、法的な仕組みが整備されたのである。下水道法改正のポイントは以下のとおりである(図5参照)。

- ① 対象とする水域が閉鎖性であって、陸域からの窒素又はりんの入力負荷を削減するため、下水処理場において高度処理が必要と認められる場合、流総計画のなかに新たに、下水処理場からの放流水に含まれる窒素又はりんについて、下水処理場ごとの削減目標量を定める。
- ② 地方公共団体は、自ら管理する下水処理場の削減目標量を達成するため、2つの選択肢を有する。一方は、自ら管理する下水処理場で高度処理を行い、削減目標量を自分で達成する方法であり、他方は、他の地方公共団体の管理する下水処理場において自らの削減目標量の達成の全部又は一部を肩代わりしてもらう方法である。流総計画には、下水処理場からの放流水に含まれる窒素又はりんの削減目標量とあわせて、この2つの選択肢のどれを選ぶのかを記載する。ただし、後者の選択は、肩代わりする地方公共団体からの申し出に基づき行われる。
- ③ 流総計画に基づき、他の地方公共団体の削減目標量の達成の一部を肩代わりする下水処理場を管理する地方公共団体は、肩代わりを受ける地方公共団体に対して、当該下水処理費用の一部を負担させることができる。



図5 高度処理共同負担事業のイメージ

法改正に基づく手続きには「取引」又は「売買」という行為は規定されていない。代わって、「肩代わり」の概念が導入された。法律のなかに「肩代わり」という言葉が使用されているわけではないが、手続き上「肩代わり」とみなされる行為が規定されたという意味である。すなわち、流総計画における「削減目標量」の設定と、地方公共団体がこれを達成する手段として、自ら達成する方法のほかに、他の地方公共団体に費用を負担して、代わりに削減を引き受けてもらうという義務達成の代替的方法を用意したのである。このような法的な制度設計となった背景については、2. 2. 5 節で述べる。

ちなみに東京都では、2010 年度から大規模事業所に対して温室効果ガス排出量の「総量削減義務と排出量取引制度」が導入されるが、ここでも下水道法と類似の制度が採用されている。すなわち、一定期間内に温室効果ガスの削減量を削減義務量以上にすることを義務づけたうえ、「振替削減量」という概念を導入し、自ら削減する方法のほかに、振替削減量を取得して義務に充当することも認めるという法的枠組みとなっているのである<sup>1)</sup>。

## 2. 2. 5 わが国における法律学的・政治学的課題 <sup>2),3)</sup>

下水道法改正による高度処理共同負担事業の創設にいたる過程で直面した最大の問題は、法的な枠組みの構築と政治的な抵抗である。形式的には移転可能な「排出許可証」が発行されれば、その許可証を売買することによって排出量取引は可能となる。しかし、わが国には「排出許可証」の制度がない。また、わが国には、都道府県が河川等からの取水に対して水利使用料を徴収する制度はあるが、排水の排出に対して課税する制度はない。

一般に、水利権の原理には優先専用権主義、沿岸権主義、上流優先主義等がある。ローマ法を継受したヨーロッパ大陸諸国とコモン・ローが行われる英米法圏では、優先専用権主義と並んで沿岸権主義が確立している。沿岸権主義では、河川の沿岸に土地を所有する沿岸権所有者は、他の沿岸権所有者の権利を損なわないという条件のもとで、河川の水を利用する権利を有する。これは合理的使用の原則（reasonable use principles）と呼ばれる。また、水利使用には基本的に排水の排出も含まれる。この場合も、他の沿岸権所有者の権利とバランスを取ることが求められる。

近代となり都市と産業が大量の水を必要とするようになると、法律に基づく水利使用の許可制度が採用されるようになった。水利使用には排水の排出も含まれるため、取水だけでなく排水に関する許可制度も確立した。しかし、排水の排出は一般に水域を汚染し、合理的使用の原則に抵触するため、これに対して排水課徴金を課すという制度が生まれた。ドイツの排水課徴金制度では、排水の汚染状態と排水量から計算される汚染物質の年間排出量に基づいて課徴金が計算されるが、この年間排出量から、排水のもととなった取水に伴う河川からの汚染物質除去量を控除できることになっている<sup>4)</sup>。合理的使用の原則に照らして、取水 - 排水を通じて河川水質に影響を及ぼす部分のみに課税するというルールが、厳密に適用されている例である。



わが国では、公共用水域に一定の排水を排出する場合には、例えば水質汚濁防止法の規定により、特定施設の設置の届出が義務づけられるほか、排水中の汚染物質の濃度又は負荷量について規制を受ける。しかし、慣習法の一つの現れである優先専用権主義が古来一般の原則となっているわが国では、排水を排出する者に対して当局からの許可の取得を義務づけたり、排水課徴金を課したりするための法理が発達してこなかった。

排水を排出するため、課徴金を支払うという前提で当局から許可を得ることは、いわば公共用水域を汚染するための権利を買うことに他ならない。このように環境を汚染する権利を金銭で売買するということに対して、一般の日本人は心理的な抵抗を感じるかもしれない。このような歴史的、文化的背景に加えて、当然のことながら、政治家は一般に税制について神経質であり、わが国において排水課徴金制度を導入することに対する政治的なハードルは極めて高いといわざるを得ない。排水課徴金と比較すると、排出量取引の方は、取引を行うか否かが排出者の裁量に委ねられているという点で、抵抗感が少ないといえる。このような見地から、平成 2005 年の下水道法改正では排出量取引のコンセプトが採用されることとなったのである。

## **2. 3 災害等非常時における流域管理**

### **2. 3. 1 水害対策の流域管理<sup>5)</sup>**

流域の市街化が著しい都市河川においては、流域からの雨水流出パターンの変化による洪水の危険の増大と、河川の増水に伴って雨水を河川に排水できないことによる都市浸水被害の増大が同時に起こっている場合が多い。これら 2 つの現象は、相互に関連しているものであり、洪水防御は河川、内水対策は下水道という従来の方法の延長線上で解決を図ることは困難である。

そこで、政府は 2003 年に特定都市河川浸水被害対策法を制定し、上記のような都市河川及びその流域を対象として、浸水被害対策の総合的な推進のための流域水害対策計画の策定、河川管理者による雨水貯留浸透施設の整備、雨水浸透阻害行為の許可制度、保全調整池の指定等の制度を創設した。本法律は、河川管理者及び流域の都道府県、市町村、下水道管理者といった行政関係者、さらに流域内に居住し、又は事業を営む者等も包含する流域の幅広い関係者に、洪水及び都市浸水被害を防止するという共通の理念、目的とそれぞれの役割を与えるという意味で、流域管理のアプローチにほかならない。したがって、本法律の枠組みのなかでは、下水道管理者はそれぞれの排水区域や行政区域ばかりでなく、流域全体を視野に入れた対応が求められる。

河川管理者、下水道管理者、都道府県知事、市町村長が共同で策定する流域水害対策計画には、下水道の排水ポンプの運転調整に関する事項も決めることができることとなっている。図に示すように、河川水域が危険なレベルに達しているときに下水道の排水ポンプで上流側の内水が河川に排除されると、下流側の危険が増大する。したがって、上流側のポンプの運転を調整することによって、流域全体の水害リスクを低

減しようというもので、流域管理のアプローチの典型を見ることができる。

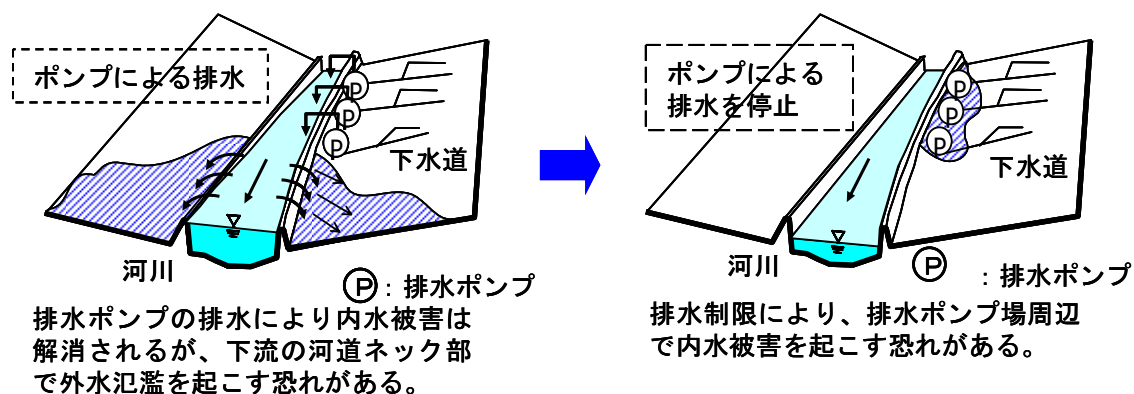


図6 排水ポンプによる浸水被害のイメージ

特定都市河川浸水被害対策法では、図7に例示するように、流域水害対策計画に定められた特定都市下水道の整備及び雨水貯留浸透施設の整備等を実施する地方公共団体は、あらかじめ協議をした上でその事業により利益を受ける他の地方公共団体に利益を受ける限度において費用を負担させることができることが規定された（第7条）。いわば、雨水貯留浸透施設の整備義務等に関する取引制度ともいえるべきものである。

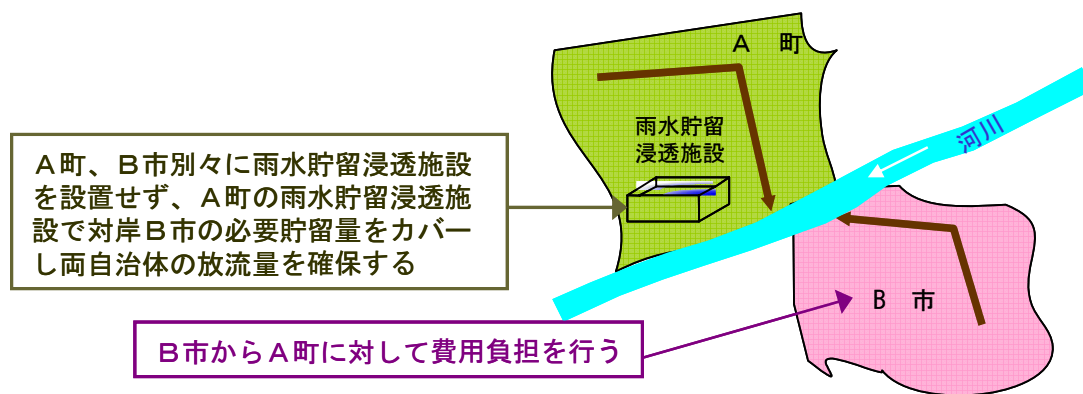


図7 広域的な雨水貯留浸透施設設置義務に係る負担金制度

地方財政法9条は、「地方公共団体の事務を行うために要する経費については、当該地方公共団体が全額これを負担する」旨を一般的に定め、さらに地方財政法28条の2は、「地方公共団体は、法令の規定に基づき経費の負担区分が定められている事務について、他の公共団体に対し、当該事務の処理に要する経費の負担を転嫁し、その他地方公共団体相互の間における経費の負担区分をみだすようなことをしてはならない。」と定めている。流域管理のために、関連する地方公共団体や公共施設管理者同士が負担金を含む多様な協力関係を築こうとすれば、法的な整備が必要となるのである。



2010年12月現在，鶴見川（東京都・神奈川県），新川（愛知県），寝屋川（大阪府），巴川（静岡県）が，特定河川として指定されている。

### 2. 3. 2 水質汚染対策の流域管理

2004年10月23日に発生した新潟県中越地震では，新潟県魚野川流域下水道堀之内浄化センターが被災した。水処理施設の躯体に段差やズレが発生し，目地，止水板，連絡管きょが破断，消化タンク汚泥輸送管の破断や設備破損があり処理機能が停止した<sup>6</sup>。水処理については，応急措置として空き地を掘削し仮設沈殿池及び塩素混和池を設置して簡易処理で対応，あわせて12月上旬の完成を目途に水処理施設の応急工事が実施された。放流先の魚野川が信濃川の支川で，下流には水道利水もあることから，公衆衛生当局において河川水質のモニタリング等が行われたが，河川流量に対して放流量がわずかであったことなどから，取水停止等の問題は生じなかった。

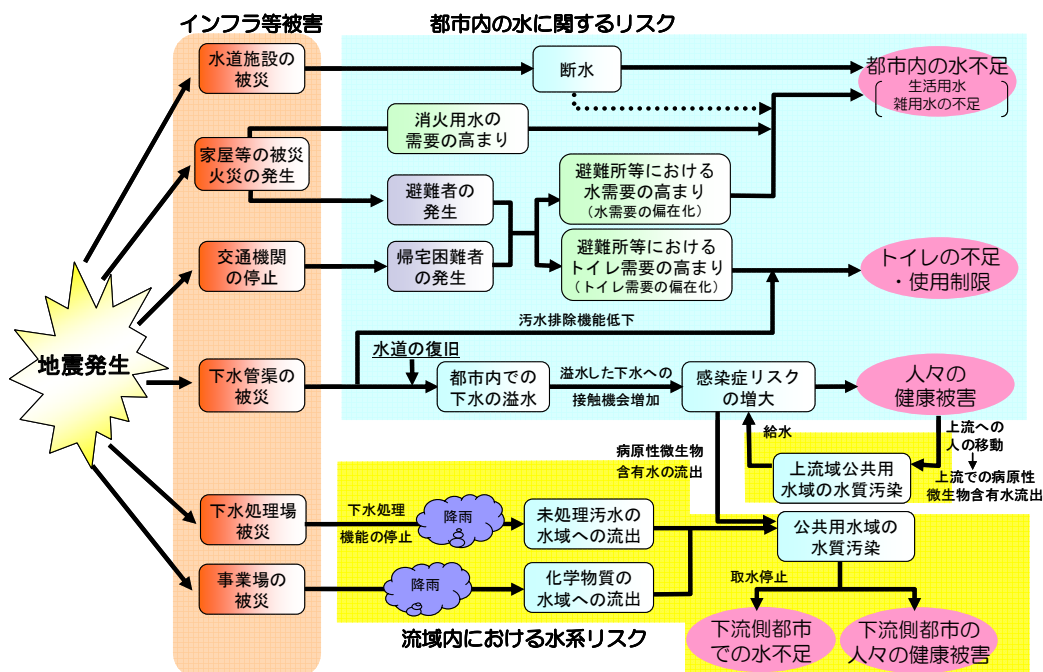


図8 上下水道に関係する地震発生後の水質リスクシナリオ例

上下水道をはじめとする水関係インフラ施設は，個々の施設が独立して存在するのではなく，一般に，流域の水循環の一部分を構成することによってその機能を発揮している。したがって，災害や事故による施設の破損は，当該施設の機能のみならず，水循環の下流側に位置するインフラ機能のすべてに影響を及ぼすおそれがある。図8は，水系を共有する上下水道施設が地震によって被災し機能に障害が発生した場合の，水系を通じた水質リスク伝搬のシナリオを描いたものである。このような被害の連鎖

ともいべき現象は、複数の行政分野に関係することもあるため、その分析・評価方法が未だ十分に確立されておらず、対策に関する検討も遅れている。

上流域が都市化された河川では、「下水道処理施設の被災により、未処理水の放流の可能性があり、下流の取水都市での衛生管理が問題となる」との議論は中央防災会議においても行われている<sup>7)</sup>。また、一般に都市の工場・事業場では多様な有害化学物質が取扱われていると考えられ、これらの貯蔵施設の被災も下流の取水都市にとって、水質汚染被害の大きなリスク要因となり得る。

国土交通省河川局では、河川に関する指標の一つの案として、対象河川における流域からの排水量等を調査することにより河川水における利用の度合いを表す「フレッシュ度」を算出し発表している（図9参照）<sup>8)</sup>。フレッシュ度は、以下のように定義される。

$$(\text{フレッシュ度}) = (1 - \text{算出地点での既使用水量} / \text{河川流量}) \times 100\%$$

ここに、既使用水量とは、生活排水、下水処理場等排水、工場排水及び畜産排水の量であって、農業用水に由来する排水は含まれない。

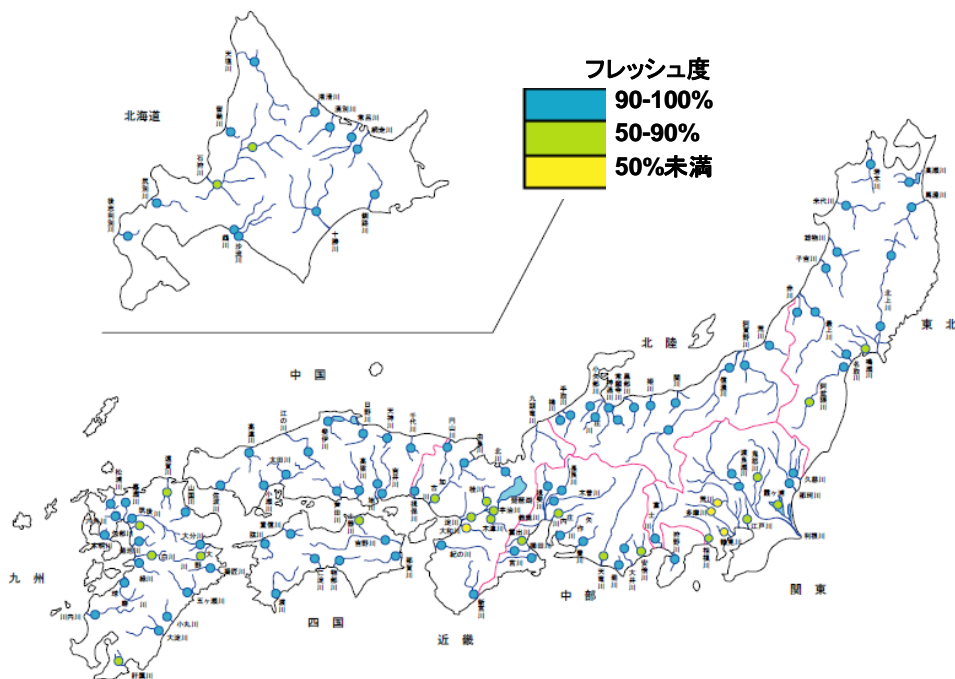


図9 全国の主要河川のフレッシュ度マップ

都市化の進んだ関東の各河川や淀川において、指数が低くなる傾向が明確に現れている。これらの水系では、地震等の災害による水質汚染の影響が下流域の水道サービス等に重大な影響を及ぼす可能性があるため、あらかじめ被害の連鎖のシナリオも考慮したリスク分析を行い、対策を講じておくことが望まれる。

自然災害や事故が発生し、その被害をもつばら下流域が受ける場合には、施設の耐震化等上流側の対策が効果的である場合が多い。しかしながら、2.3.1節で述べ

たように、地方財政法第9条の規定からすれば、下流域の地方公共団体が上流側の地方公共団体に対して費用を負担することは原則として困難である。「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」は、水道原水の水質の保全に資する事業の実施を促進することを目的として、水道事業者である地方公共団体が、他の地方公共団体が実施する水道原水水質保全事業の実施に要する費用の全部または一部を負担することができる規定を設けている。この法律は、災害等非常時における水質汚染対策を想定しているわけではないが、このような流域管理の問題に対する対応策を考えるうえで、参考とすべきであろう。

## 第2章参考文献

---

- 1) 東京都（2008年）都民の健康と安全を確保する環境に関する条例，第5条の11
- 2) 三本木健治（1999）判例水法の形成とその理念，山海堂，pp.59-61
- 3) David H. Getches (2009) Water Law in a Nutshell 4th ed., pp16-76, Thomson West, St. Paul.
- 4) Jürgen Trittin, Nature Conservation and Nuclear Safety, Federal Ministry for the Environment of Germany, (2005) Promulgation of the Amendment to the Waste Water Charges Act of 18 January 2005
- 5) 藤木修：下水道事業における流域管理のアプローチ，下水道協会誌，Vol.40, No.493（2003）pp4-8
- 6) 国土技術政策総合研究所：平成16年（2004年）新潟県中越地震被害に係わる現地調査概要 国総研資料第248号 2005年5月
- 7) 中央防災会議：第14回「東南海・南海地震等に関する専門委員会」資料(2004.9.17)
- 8) [http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha04/05/051203\\_2.html](http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha04/05/051203_2.html)（2010年12月時点）

## 第3章 水質保全のための流域管理の事例

### 3.1 流域管理の形態

2. 2. 2 節で述べた高度処理の制度的課題は、多くの国の水質保全行政に共通する課題であり、それぞれの地域の実情にあわせて様々な流域管理のアプローチが行われているが、流域管理の形態には、概して次の3つの種類があると思われる。

- ①流域を単位とした計画または規制
- ②流域を単位とした財政
- ③流域を単位とした組織

計画または規制、財政、組織は、いずれも統治のための行為であり、これらが流域を単位に行われるということは、文字通り流域管理の行為そのものである。また、計画または規制、財政、組織の順に柔らかな統治とっていいであろう。

ここでは、ヨーロッパの国々や米国がこの課題にどのように取り組んでいるのか、幾つかの典型的な事例を紹介する。

### 3.2 フランス<sup>1)</sup>

現在のフランスの水管理制度は、1964年水法に基づいている。

フランスでは、国土を6つの大流域に分割し、それぞれの流域に「河川流域委員会」と「水管理庁」が設置されている。

河川流域委員会は地方で選出された公務員が議長を務め、基本的な役割である監視、方向付け、奨励措置を担当する。河川流域委員会は州議会、県議会、市町村議会の助言・勧告を受け、各流域および流域グループに応じた流域単位の水管理基本構想(SDAGE)を準備・採択し、質的および量的に調和の取れた水管理のための基本的な方向性を確定する。SDAGEは、市町村が定めた計画に配慮しながら、調和の取れた総合的な方法で水の質的および量的目標を設定すると同時に、目標を達成するために実施すべき整備・改善計画を策定するものである。また、河川流域委員会は水管理庁に助言・勧告を行い、流域において取水および排水に課される課徴金のレートおよび賦課基準を設定する。さらに、河川流域委員会は、水管理庁の5か年計画における優先順位、投資を支援する手順、私的および公的な下水処理施設の円滑な運営方法についての助言も行う。

水管理庁は、公共用水域からの取水と排水に課徴金を課し、これを原資として、水資源の保全、水質汚濁防止に対して経済的な支援(補助と融資)を行っている(図1、表1参照)。フランス全土で、資本費、維持管理費を含む下水道事業に係る費用のおよそ1/3は、水管理庁、県、地域圏からの補助金で賄われている<sup>2)</sup>。排水課徴金の料率は水管理庁によって異なるが、課税標準である排水の汚染状態は、SS、BOD、窒素、リンの負荷量と排水量で代表される<sup>3)</sup>。

排水課徴金の総額は 2006 年の統計で 1,210 百万€で、これは GDP の約 0.067%に当たる<sup>3)</sup>。

河川流域委員会と水管理庁は、流域を単位とした行政組織としての機能を有するが、自ら水管理施設の管理者となるわけではなく、課徴金や補助金といった流域を単位とする財政を通じた統治を目指すものであり、後述するドイツの水組合やイギリスの上下水道会社とは性格を異にする。

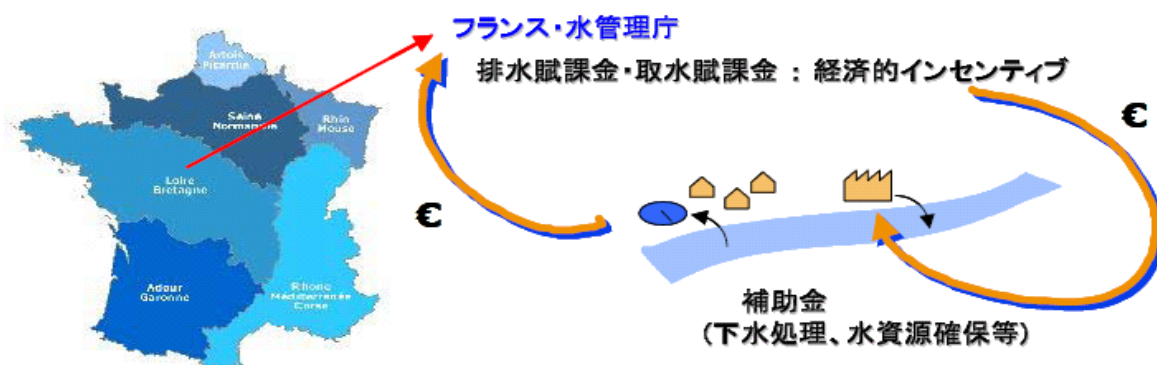


図1 フランスの水管理庁と課徴金制度における資金の流れ

表1 2002年セーヌ・ノルマンディ水管理庁における取水・排水課徴金  
(百万€, ()は%)

	取水課徴金	排水課徴金	合計
自治体 (住民)	79.7(11.5)	556.3*(79.9)	636.0(91.4)
産業	9.8(1.4)	47.3*** (6.8)	57.1(8.2)
農業	1.3**** (0.2)	1.6(0.2)	2.9(0.4)
合計	90.8(13.1)	525.4(86.9)	696.0(100.0)

※77.4 百万€が下水処理奨励金として市町村に還元。  
 ※※排水処理報奨金として 479.3 百万€が企業に還元。  
 ※※※ピーク緩和措置として 7 百万€が控除されている。

(出典：セーヌ・ノルマンディ水管理庁のウェブサイト)

### 3.3 ドイツ<sup>4),5),6)</sup>

ドイツの流域管理は、排水課徴金制度と水組合制度によって特徴づけられる。

ドイツの排水課徴金制度は、1976年に連邦議会で制定された排水課徴金法に基づいており、水の分野で唯一ドイツ全土に適用されている環境税である<sup>7)</sup>。ドイツの排水課徴金制度では、わが国において、水質汚濁防止法に基づき一定規模以上の事業場に特定施設の届出義務があるのと類似のスキームで、事業場ごとに基準となる排水量と

最大濃度が決められる。そこで、排水を排出する事業者は、表2に示すように、COD、窒素、リン、有機ハロゲン化合物、重金属類、魚の卵に対する毒性という汚染状態に応じて、法律で定められた計算方法に基づいて事

表2 ドイツにおける排水課徴金の算定方法

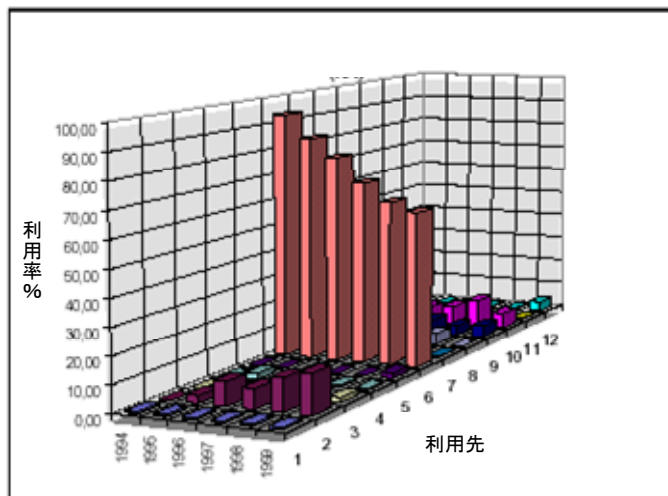
課徴対象物質	課徴対象となる単位排出量	閾 値
COD	50 kg-酸素	20 mg/l, 250 kg-酸素/年
全P	3 kg	0.1 mg/l, 15 kg/年
全N	25 kg	5 mg/l, 125 kg/年
有機ハロゲン化合物 (AOX: Absorbable Organohalogens) 重金属化合物	2 kg (有機塩素化合物として算出)	0.1 mg/l, 10 kg/年
・水銀(Hg) ・カドミウム(Cd) ・クロム(Cr) ・ニッケル(Ni) ・鉛(Pb) ・銅(Cu)	20 g 100 g 500 g 500 g 500 g 1000 g	1 μg/l, 100 g/年 5 μg/l, 500 g/年 50 μg/l, 2.5 kg/年 50 μg/l, 2.5 kg/年 50 μg/l, 2.5 kg/年 100 μg/l, 5 kg/年
魚類に対する毒性	3,000m <sup>3</sup> ÷ G <sub>F</sub> *	G <sub>F</sub> =2

業場ごとに汚濁指数を計算し、やはり法律の定める料率を掛けて得られる額の課徴金

$$\text{課徴金} = \sum \left( \underbrace{\frac{\text{各汚染物質の年間排出量}}{\text{各汚染物質の課徴対象となる単位排出量}}}_{\text{汚染単位}} \times (1 - \text{各汚染物質の連邦法基準値達成に伴う割引}) \right) \times \text{汚染単位毎の課徴金料率 (35.79EURO)}$$

を州政府に支払わなければならない。排水課徴金の料率（排出される汚染物質の単位汚染当量当たりの課徴金レート）は1981年には12マルクであったが、その後何段階かにわたって値上げされ、1997年1月からは約36ユーロとなっている。

図2はSchleswig-Holstein州における排水課徴金の使途を示している。最も大きな割合を占める「環境省による水資源改善助成」は、主として下水道施設の設置・改築



1. エルベ川対策
2. 海洋汚染対策
3. 排水課徴金法運用費
4. シャール湖対策
5. 農業地の自然保護
6. 環境省による水資源改善助成
7. 河川の表層水保護
8. 自然に河川造成・保護
9. 低湿地の復元
10. 自然環境局による水資源改善

図2 ドイツ Schleswig-Holstein 州における排水課徴金の使途



等に対する補助金であると考えられる。即ち、排水課徴金制度は、汚濁排出者に対して排出汚濁負荷削減のインセンティブを付与する方策であると同時に、下水道事業等による汚濁負荷削減を促進するための補助金原資を確保するための方策でもある。

排水課徴金は雨水流出に伴う負荷量にも課せられる。公共下水道によって排除される雨水に係る負荷量については、当該排水区域人口から計算される汚染指数の12%と見積もられる。公共下水道排水区域以外の舗装された敷地からの雨水流出負荷量については、1ヘクタール当たり18汚染単位とされている。ドイツでは多くの自治体（例えばベルリン、ケルン、シュトゥットガルト）が下水道使用料を汚水使用料と雨水使用料に分離した体系を採用しているが<sup>8)</sup>、その背景には排水課徴金制度があると考えられる。また、公共下水道が整備されていない地域からの生活排水に係る課徴金については、自治体が支払う。このように州政府が徴収した排水課徴金は、下水処理場の建設をはじめとする水質保全施策に限定した補助金として使用されることになっている。ドイツには排水基準に基づく直接規制制度も存在している。排水課徴金は、経済的インセンティブという直接規制とは異なる作用によって、直接規制の補完的役割を果たしていると評価される<sup>9)</sup>。

排水課徴金の総額は2001年の統計で378.9百万€で、これはGDPの約0.018%に当たる。

水組合は、特別な法律に基づき強制的な会員資格の構成員から構成される自治組織で、ルール、エムシャー、リップペといった流域で組織されている。その構成員は地方自治体、取水者、水組合の活動の要因となる工場や団体、あるいは水組合の業務から利益を得る団体、水組合が責任を持つ特定の業務を水組合に委託している団体等からなる。

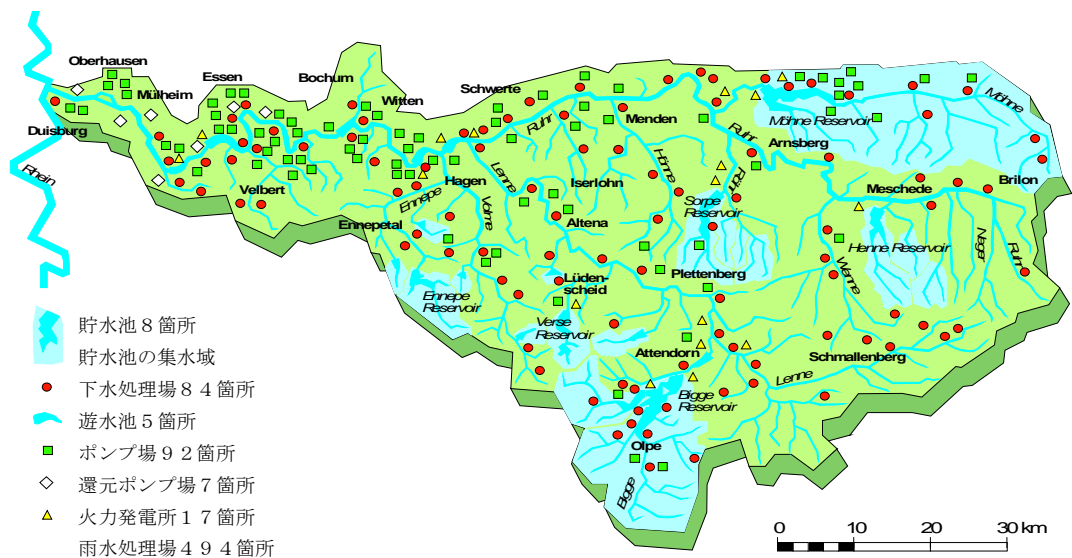


図3 ルール水組合の管理施設

ドイツでも代表的な水組合であるルール水組合は、ルール川水系（4,488km<sup>2</sup>、人口2,200万人）の流域において図3に示すような施設の運営にあたっている。水需要に対処するための水量管理のために、8箇所の貯水池を保有しており、その合計容量は4億6,400万m<sup>3</sup>にのぼる。水質管理については84箇所の下水処理施設を保有し、2001年は約3億8,700万m<sup>3</sup>の下水を処理した。さらに、合計約50万m<sup>3</sup>の容量を持つ495箇所以上の雨水処理施設が、ルール川とその支流の水質保全のために運転されている。

ルール水組合による水管理サービスに対し、汚染者が支払うべき料金は、水組合の事業に要する費用から計算される。査定基準はルール水組合法により定められており、排水量とその汚染の度合いによって算定される。

水組合制度はフランスの1964年水法に影響を与え、わが国の流域下水道事業制度のモデルになったともいわれている。

### 3.4 オランダ<sup>10)11)</sup>

オランダの水道事業は、13の水道会社(公開有限会社)によって行われている。水道会社は公営事業体であるが、持ち主が自治体や州である点を除いて民間会社と同様に運営される<sup>12)</sup>。これに対して、下水処理は全国に27ある水管理組合(Water Board)によって運営されている。水管理組合は、事業体ではなく一種の行政組織であって、下水処理のほか、堤防、堰、水路等の管理も行う<sup>13)</sup>。

オランダの排水課徴金は、中央政府と水管理組合によって徴収され、下水道処理区域に内外に関わらず、排水排出者は同じ基準で支払う義務がある。中央政府は、ライン川、北海などの国家管理水域(state waters)に対する排出者をカバーし、地域管理水域(regional waters)への排出者からの排水課徴金は、基本的に水管理組合によって徴収される。水管理組合は下水処理も行っており(下水道管渠網は市町村管理)、徴収された資金は自ら行う下水処理事業に充当される。排水課徴金の課税標準や料率は、水管理組合によって異なるが、BOD、COD、窒素、重金属などの負荷に基づいて計算される。

水管理組合の排水課徴金は、下水処理のための財源調達手段となっており、他の国の排水課徴金とは性格が異なることに留意する必要がある。

水管理組合に係る排水課徴金の総額は、2006年の統計で1,258百万€である。これはGDPの約0.27%に当たり、ドイツ、フランスと比較してかなりの高額となっている。

### 3.5 イギリス(イングランド及びウェールズ)

イギリス(イングランド及びウェールズ)では従来、1963年水資源法に基づいて河川流域ごとに設置された河川庁が地方公共団体や行政区域とは無関係に水量、水質などの管理を行ってきた。その後1974年水法では、29あった河川庁が改組され、10の地域水政庁(Water Authority)が設置された。地域水政庁は、157の水道会社、1,393の地方自治体の下水道部門のサービス、規制行政などの事務を引き継ぎ、上下



水道、水質保全、水資源についての総合的な管理を行った。当初は地方自治体の影響力の強かった地域水政庁であったが、1983年水法では理事会への地方自治体参加がなくなった。

しかしながら、サッチャー政権下の1989年水法において、地域水政庁は解体され、洪水調節や河川管理を行う全国河川公社（National River Authority）と図4に示す流域エリアを管轄する10の民間の上下水道会社が設立された。1989年以前から水道事業を営む22の水道会社が存在したが、いわゆる上下水道事業の民営化は1989年に行われた民営化をさす。ただし、10の上下水道会社のうち、Welsh Waterは2001年にGlas Cymruという非営利組織に転換した<sup>14</sup>。



図4 10の上下水道会社の管轄エリア

英国の上下水道サービスの水質に関する規制は、Defra（環境・食料・農村地域省）が国内法を策定する。それを受けて水質面の実際の規制活動を行うのがDWI（Drinking Water Inspectorate：飲料水検査局）と環境庁である。これとは別に上下水道サービスを監視するレギュレーター（規制機関）として、OFWAT（Office of Water Services：水業務管理局）がある。OFWATは、上下水道サービスのあり方を監視・監督しており、上下水道料金の規制並びに上下水道サービスのモニタリングと改善指導の役割を有している<sup>15</sup>。

流域管理という視点からすると、1989年の上下水道事業の民営化より、1974年水法による10の地域水政庁の設置がエポック・メイキングであった。流域管理というと、一般に地方公共団体をはじめとして、できるだけ多くの流域の利害関係者の参加をめざす場合が多いが、英国において上下水道事業に対する地方公共団体の関与が段階的に排除されていったことは特筆に値する。地方公共団体との関係というより、消費者との直接的な関係を重視したという見方もできよう。

### 3.6 欧州連合(EU)

EUの流域管理政策の基本は、水枠組み指令（Water Framework Directive：WFD）である。指令というのは、加盟国の国内法や規制の制定をまって初めて実行されるものであるが、指令の内容は最低要求事項であるので、各国の国情や取組姿勢により厳しくすることができる。国内法への反映は、指令が官報に発表された日から3年以内に行わなければならない。

WFDは、EUの水域を科学的、生態学的に健全な状況にすることを旨とするもので、2000年12月に発効している。同指令は、水域管理の改革の先駆けともいえるもので、

政治的境界ではなく、河川流域単位で水環境や水資源を管理する考え方を基本としており、その主な特徴は以下のとおりである。

- ① 水の保護に関する範囲をすべての水、表面水、地下水に拡大し、統合的に管理すること
- ② すべての水域について目標期間までに良好な状態を達成すること
- ③ 調和のとれた様々な対策を適切に組み合わせて実施すること
- ④ 河川流域ごとに流域管理計画を策定して実施すること
- ⑤ 住民参加を積極的に行うこと
- ⑥ 上下水道料金等水の利用に関して適切な料金設定を行うこと

表3 WFDの実行プログラム<sup>16)</sup>

目標達成までの実行プログラムを表3に示す。当面の目標は、すべての水域について2015年までに良好な状態を達成することであるが、それ以前の2010年までに料金政策の導入を行うことが求められている。

水質保全施策の財政的側面を考えると、

2000年	WFDの発効
2003年	国内法の整備 流域管理のための河川流域の区分けと管理組織の特定
2004年	河川流域の評価 影響因子とその影響の評価並びに経済分析
2006年	モニタリング・ネットワークの確立 住民意見の聴取の開始
2008年	河川流域管理計画案の提示
2009年	対策プログラムを含む河川流域管理計画の確定
2010年	料金政策の導入
2012年	対策実行計画の策定
2015年	環境目標の達成
2021年	管理の第1サイクルの終了
2027年	管理の第2サイクルの終了。目標達成の最終期限

水の利用に関して適切な料金を設定することに、大きな力点がおかれていることは注目に値する。一般に、”user pays principle (使用者負担の原則)”, ”polluter pays principle (汚染者負担の原則)”といわれる費用負担原則を水の利用と汚染に適用し、水資源の確保や水質改善に必要な費用を賄おうという考え方である。この考え方は、水管理の持続可能性を確保するための必要条件とされ、OECDの環境戦略にも位置づけられている<sup>17)</sup>。

EUの水管理政策については、WFDのほかに以下に例示するような数多くの指令が出されている。

- 自治体の下水処理に関する指令 (91/271/EEC)
- 統合的汚染防止・管理に関する指令 (IPPP 指令) (96/61/EC)
- 地下水に関する指令 (80/86/EEC)
- 飲用水に関する指令 (98/83/EC)
- 硝酸塩に関する指令 (91/676/EEC)
- 農薬に関する指令 (91/414/EEC)

- 有害物質を含む排水に関する水質保護指令（76/464/EEC）
- 水浴場に関する指令（76/160/EEC）

上記のように、これまでの EU の水に関する政策は、水質保全に集中する傾向があり、これに対する批判があった<sup>18)</sup>。近年の水害の頻発や気候変動に対する関心の高まりを背景として、2007年には洪水リスクの評価とマネジメントに関する指令（2007/60/EC）が発効し、表4と同様の実行プログラムが定められている<sup>19)</sup>。

2007年3月欧州委員会は、WFDについて初めての実施状況報告書を発表した<sup>20),21)</sup>。この報告書では、各国のWFDの実施成績が評価されているほか、2009年12月が期限となっている「河川流域管理計画」の早期策定について勧告している。

EU加盟国は2015年までに、WFDの定める条件を満足しなければならないが、その進捗状況は予想より悪く、すべての目標を満足する水域がわずか1%という国も見られた。新加盟国はまだ点源対策に追われており、旧加盟国のなかにもWFDで定められた下水処理を行っていないかたり、重要水域の指定が不十分であったりするところがある。非点源対策も、特に水に関わる生態系の劣化や過剰取水が見られる南ヨーロッパでは、依然として重要な課題である。定められた期限までにWFDに合致した国内法を整備した国はほとんどない。国内法が制定されていても、その内容に問題があり、法制化の範囲に重大な欠陥があると指摘された国は19にのぼる。

次の段階として、加盟国は2009年末までに河川流域管理計画を策定し、2012年までに管理体制を定め、2015年までにWFDの環境目的を満足しなければならない。EUの大半の国ですでに河川流域管理計画が採択されているが、スペイン、ポルトガル、ベルギー、デンマーク、ギリシャではまだ採択に向けた協議が終了していない<sup>22)</sup>。

### 3.7 米国<sup>23),24),25),26)</sup>

#### 3.7.1 水質保全政策

米国における水環境保全政策の基本は、水質浄化法（Clean Water Act: CWA）とCWAに基づく連邦汚染物質排出除去制度（National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES）にある。米国は、1972年に連邦水質汚濁制御法（Federal Water Pollution Control Act: FWPCA）の大幅な見直しを行い、米国の水質汚濁制御について、「過去の政策からの明白な決別」を行った<sup>15)</sup>。その後、水質を基本とした制御に対する要求を維持しながら、同時に技術を基本とする規制や放流地点を対象とした制御戦略が加えられ、この法律は1977年以降CWAと称されるようになった。

米国連邦内の水域に汚染物質を排出するいかなる点源の施設もNPDESに基づく許可（NPDES Permit）を得る必要がある。この許可には技術をベースにした排水基準（technology-based effluent limitations）と達成すべき水質基準をベースにした排水基準（water quality-related effluent limitations）の2種類の制御レベルがある。技

術をベースとした排水基準とは、同じ産業分類の一般的な污水处理施設能力を基準としている。一方、水質をベースとした排水基準は、技術をベースとした排水基準が水域の保護に不十分である場合に適用される。対象とする水域は表流水域であり、地下水への放流は連邦レベルでは規定されていない。

NPDES のプログラムは米国環境保護庁（USEPA）が直接実施することが CWA で定められているが、州政府にすべてまたは部分的に権限が委譲されている場合もある。しかし、委譲した権限の執行に際し連邦の要求事項に抵触する場合は、USEPA が関与する権限を有している。

NPDES 許可のもとでは、施設管理者は一定期間ごとにモニタリング結果を報告する義務があり、規制主体には必要に応じて施設の立ち入り検査を実施する権利が認められている。違反が確認された場合は違反通告、改善命令が出される。さらに業務停止命令、罰金刑や禁固刑を課される事もある。

NPDES 規制で水域の水質基準が達成されない場合、CWA に基づき USEPA が州政府に対して 1 日最大負荷量（Total Maximum Daily Load: TMDL）に関する実行計画の策定を要求する事になる。技術に基づく NPDES 許可の遵守率は高いが、NPDES 許可後に河川の水質基準が設定されたり、河川の水質データが不十分なため水質基準に基づく NPDES 許可が適用されていなかったりする場合で、水域の水質基準が満足されない場合には、州政府が TMDL を策定しなければならない。

TMDL は、汚染地域を対象に水質基準超過項目について水域の 1 日最大許容負荷量を算定し、点源の排出者に排出枠として配分することにより、水質基準の達成を目指すものである。TMDL の実行計画は州と施設管理者などの利害関係者で作成される。TMDL 実行計画に基づき直ちに排水が規制されるわけではないが、NPDES 許可の 5 年毎の見直しに際し、TMDL の結果が NPDES 許可に反映されて法的効力を持つことになる。

TMDL に基づく NPDES については、非点源には適用されないため、点源の施設に厳しい規制となる傾向がある。さらに、各施設への配分方法、基準値（ベースライン）の決め方をめぐって利害関係者の調整が難航し、TMDL 実行計画が策定されていない水域も多い。

### 3.7.2 水質取引

上記のような背景のなか、2002 年に USEPA の副長官から、USEPA の政策実施プログラムに流域アプローチを導入する旨の文書が公表され、2003 年には水局から「流域ベースの NPDES 許可方針（Watershed-Based NPDES Permitting Policy Statement）」が打ち出された。流域ベースの NPDES 許可というのは、従来個々の点源ごとに発行されていた許可証を、対象とする水域に対応する流域内で行われるすべての汚濁負荷削減対策を勘案し、規制対象となる点源に NPDES 許可証をまとめて発行するものである。準備段階として、規制当局や点源以外の流域の利害関係者も巻き込んで流域管理計画を立案することになるが、そのなかには非点源対策計画や水質取

引制度（Water Quality Trading：WQT）が盛り込まれる場合がある<sup>27)</sup>。

WQT とは、汚染物質の排出総量を決めた上で、排出枠を各主体に配分し、それを売買する経済的規制手法のひとつである。TMDL が設定されている地域では、点源ごとに排出が許可される汚濁負荷の上限を決めた排出許可証が発行されるので、この排出許可証を売買するという考え方が生まれた。対象となる水質項目に関して、各排出源の削減目標を上回る削減を行っている施設から、目標の削減量に満たない施設がその余剰分の排出許可証を買い取る仕組みである。個別取引の場合と、ある機関が資金を創設して余剰分の売買を行う場合がある。このような排出許可証に関する取引は、流域ベースの NPDES 許可に基づいて行われることになる。

USEPA は、1996 年「流域ベースの排出枠取引のための枠組み案 (Draft Framework for Watershed-Based Trading)」を公表し、2003 年には「水質取引に関する方針 (Water Quality Trading Policy)」の最終版を発行した。これは、流域ごとに信頼できる水質汚濁排出権取引プログラムを構築するための一般的な規定を明らかにするもので、全米各地で行われたパイロットプロジェクトに基づいて策定されたものである。

いわゆる非点源 (non-point source) の排水排出者は NPDES の対象とされていないが、点源 (point source) に対する排水許可証の交付にあたって、非点源との水質取引に応じて許容排出負荷量を可変とする条件を付すことにより、点源・非点源間の水質取引を誘導することができる。このように WQT は、点源の間だけで行われるとは限らない。非点源が参加する取引プログラムには現実的な諸問題が伴うものの、優れた費用節減効果が期待でき、しかも全米の汚染水路の 43% は非点源を汚染源としていることから、この種のプログラムは多くの水域で導入されている<sup>28)</sup>。

水質取引には、「クレジット取引 (credit trading)」と「排出枠取引 (allowance trading)」がある。前者は、規制当局が設定するベースライン負荷を下回る排出者に発生するクレジットを取引するものである。点源排出者は他の排出者からクレジットを買うことによって、ベースラインを達成したとみなされる。クレジットは点源だけでなく非点源にも発生し得る。排出枠取引は、キャップ・アンド・トレード (cap and trade) ともいい、クレジット取引のベースラインに NPDES に基づく排出許可証又は協定に基づく強制力が課せられる場合に適用される。「クレジット」という用語は、両方の場合に使われるので注意が必要である。点源排出者が排出負荷量を増加させる場合、或いは新たに排水を排出する場合に必要な当該増加負荷量に係るクレジットは、オフセット (offset) と呼ばれる。

一般に、クレジット取引又はオフセット取引の方が、排出枠取引と比較して導入が容易であるといわれている<sup>29)</sup>。

### (1) ロングアイランド湾窒素取引プログラム<sup>30)</sup>

ロングアイランド湾窒素取引プログラムは、流域がコネチカット州、ニューヨーク州、マサチューセッツ州にまたがるロングアイランド湾の富栄養化による底層貧酸素水塊の問題解決に向け実施されているプログラムで、典型的な排出枠取引の事例であ

る。

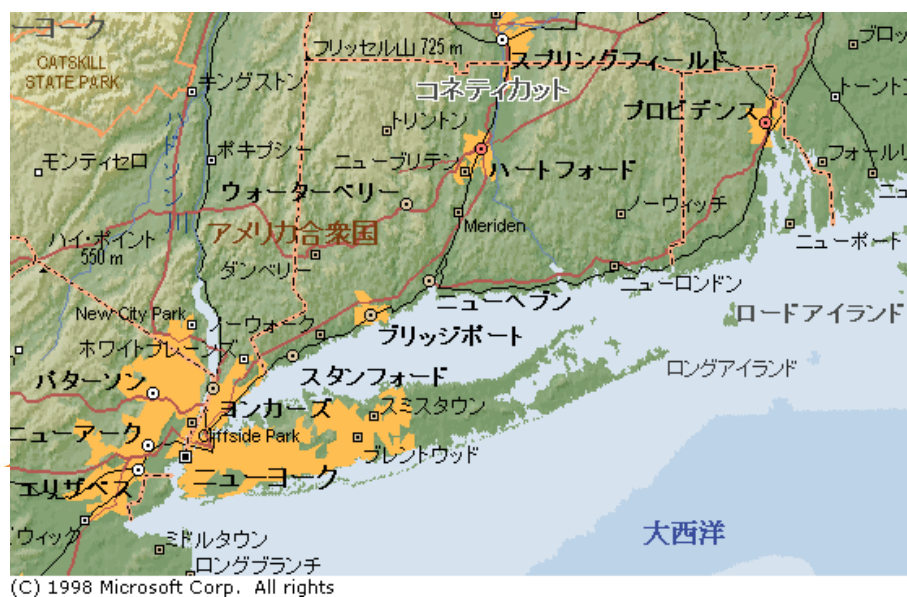


図5 ロングアイランド湾とコネチカット州の位置

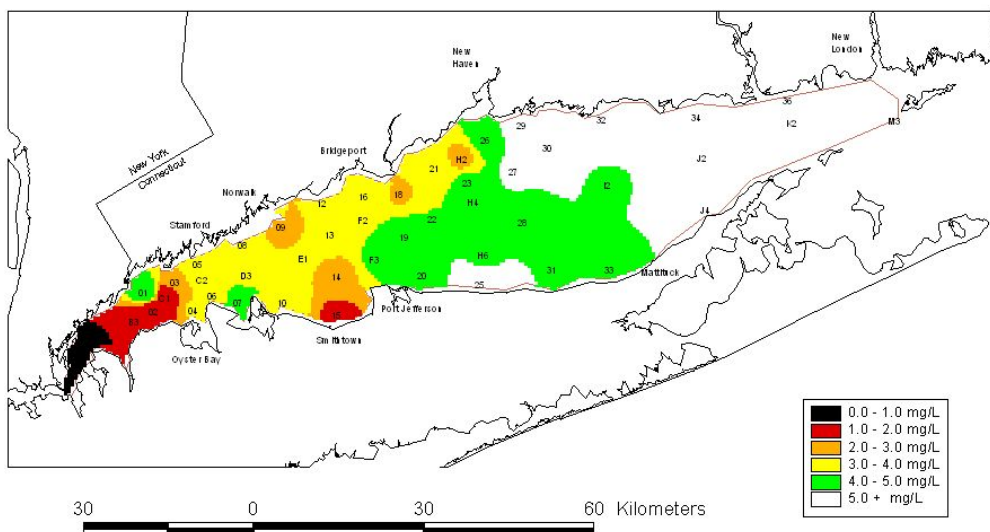


図6 ロングアイランド湾の底層部に広がる貧酸素水塊

ロングアイランド湾は、底層部の溶存酸素濃度が低下して「死の海」になるという、東京湾と同様の問題点を有する（図 11 参照）。2001 年 4 月に USEPA によって承認された TMDL によれば、コネチカット州とニューヨーク州内の点源及び非点源からロングアイランド湾に流入する 45,000 トン／年の窒素負荷量を 2014 年までに 21,000 トン／年まで削減することが要求された。

コネチカット州については、点源からの窒素負荷量が 10,500 トン／年あり、この

うち 6,670 トン(64%)を 2014 年までに削減する必要がある。TMDL の要請に応え、必要な NPDES の許可を得るため、コネチカット州政府は 81 の処理施設（公共下水道処理施設 79 箇所、民間事業場 2 箇所）を対象として、窒素排出権取引計画のための法律を制定した。非点源との取引は行われない。

州法に基づき、TMDL 達成と取引に関する最高管理機関として窒素排出権助言会議（NCAB）が設けられた。NCAB は、窒素の年間削減計画を策定し、処理施設間の取引率及び排出権の価格の設定を行う。したがって、排出権は相対取引ではなく、すべて州政府を介して行われている。2002 年以降活発な取引が行われている。2008 年は 49 の下水処理場が総額 2,660,688 ドルでクレジットを購入し、29 の処理場が総額 6,148,327 ドルでクレジットを売却した。差額は州当局による価格の調整を通じて長期的に均衡される。価格は窒素負荷 1 等価ポンド当たり 4.5 ドルで、1 日当たり 11,080.17 等価ポンドの窒素が削減された。等価ポンドの値は、実際の窒素排出クレジットの値に等価係数（equivalency factor）を掛けて求められる。等価係数は、地理的条件に基づき排出窒素の貧酸素水塊への寄与度を考慮して処理場ごとに設定された 0.00 から 1.00 の間の数値である。

## **(2) チェサピーク湾栄養塩取引プログラム**

チェサピーク湾流域の行政当局である、ヴァージニア州、メリーランド州、ペンシルバニア州、ワシントン D.C.の間で、2001 年 3 月チェサピーク湾プログラム（Chesapeake Bay Program）の合意が行われ、さらに栄養塩類取引に係る基本方針及びガイドラインが策定された<sup>31)</sup>。プログラムの実施は強制ではなく各州に委ねられていることもあって、長期間にわたり実際の取引事例はなかったが、最近ヴァージニア州において点源間の取引事例が発生した<sup>32)</sup>。ヴァージニア州では 2005 年にチェサピーク湾流域栄養塩クレジット交換プログラムの法制化が行われ<sup>33)</sup>、施設の立地、増設等で窒素又はリンの排出量が増加する事業者は、他の排出者又は非点源との間で当該増加分に係るオフセットを獲得しなければならなくなった。

チェサピーク湾の水質改善を図るために EPA が必要な措置をとっていないとして、チェサピーク湾基金（Chesapeake Bay Foundation）等が 2009 年 1 月に EPA を相手取って訴訟を提起したが、2010 年 5 月に EPA との間で和解が成立した。その結果 EPA は 2010 年 12 月 31 日までに TMDL を設定することとなった<sup>34)</sup>。チェサピーク湾の TMDL は、前例がないほど大規模で複雑なものになると想定されている。この TMDL に基づき州政府において NPDES 許可の見直しが行われることになるが、これが水質取引の促進要因となる可能性が高い。

## **3. 8 経済的手法の効果と課題**

### **3. 8. 1 経済的手法と財政の原則**

表 4 は、取水・排水等に係る課徴金制度の例である。EU の流域管理政策でも述べ

たが、WFD の主眼の 1 つに、使用者負担の原則、あるいは汚染者負担の原則という財政の原則の適用があり、上下水道料金等水の利用に関して適切な料金設定を行うことが掲げられている。このような原則によって、以下のような目標をめざそうとするのである。

- 1) 水の消費や汚染を抑制し、水資源や環境を保護するための経済的インセンティブを付与する。
- 2) 水の消費によって生み出される社会的便益の極大化をめざす。
- 3) 水の供給及び水の汚染防止にかかる費用を完全に回収できる体制づくりを行い、水サービスと環境の持続可能性を確保する。

表 4 取水・排水等に係る課徴金制度の例<sup>35)</sup>

使用者負担・汚染者負担の原則は、例えば上下水道事業の事業体ごとに適用される。したがって、人口稠密な大都市のように効率性の高い事業体では料金は低く抑えられるが、地方中小市町村のように経営上効率の悪い事業体では料金は高くなるを得ない。これでは、地域間の衡平 (equity) を欠くといわざるを得ないであろう。

OECD の基準では、取水・排水課徴金及びそれを原資とする補助金を料金収入に加えたものをそれぞれ支出と収入にカウントして評価することが行われる<sup>36)</sup>。したがって、大量に水を消費し、汚染物質を排出する大規模な事業体から徴収した課徴金を用いて、採算性の悪い事業体に補助することができれば、上記の原則を満足しつつ、料金の均

フランス	排水課徴金 取水課徴金	水管理庁によって異なる。 水管理庁によって異なる。
ドイツ	排水課徴金 取水課徴金	汚染単位 35.79€/汚染単位 0.0051・0.2046 €/m <sup>3</sup> 表流水/地下水の別や用途によって異なる。
オランダ	排水課徴金 水道課徴金	31.76 €/有機汚染物質 (酸素要求量) 単位 +31.76 €/その他の汚染物質単位 0.15 €/m <sup>3</sup> 配水量に対して課税
オーストリア	排水課徴金 取水課徴金	家庭や企業等の属性に応じて 58 € ~487 €/年 なし
ベルギー	排水課徴金 取水課徴金	家庭 0.55 €/m <sup>3</sup> 事業場 8.92 €/汚染単位 農業 排水の種類と肥料散布時使用の有無によって異なる。 水道用取水 0.07 €/m <sup>3</sup> 地下水取水 0.02 €/m <sup>3</sup>
デンマーク	排水課徴金 取水課徴金	11.00DKK(1.47€)/kg-BOD 又は COD 硝酸を含む場合 20.00DKK(2.68€)/kg-BOD 又は COD りん酸を含む場合 110.00DKK(14.75€)/kg-BOD 又は COD 5.00 DKK(0.67€)/m <sup>3</sup>
イタリア	排水課徴金 取水課徴金	20.00 ITL(0.01€)/m <sup>3</sup> なし
米国ルイジアナ州	排水課徴金	汚染物質 (有機汚濁物質、その他の汚染物質)、業種によって異なる。
米国メイン州	排水課徴金 排水許可証料金 公共下水道処理場 (6,000gallon/day 以下) 公共下水道処理場 (6,000gallon/day 超) 合流式下水道越流水 処理された雨水 その他、事業場排水に関する規定がある。	通常の排水 2.40 USD/pound-BOD 又は COD 通常の排水 1.25 USD/pound-BOD 又は COD 630.00 USD/百万 gallon 55.00 USD/百万 gallon 17.50 USD/百万 gallon
米国ニュージャージー州	排水課徴金 水道課徴金	水の消費又は汚染物質の排出 平均 16.00 USD/月・世帯 (1994) 事業場排水 事業場の種類や規模に応じて 0.01 USD/1,000 gallon-配水量



等化を図ることができる。換言すれば、取水・排水に係る課徴金とこれを原資とする補助金は、水の供給や汚染の防止に要する費用を流域全体として回収しつつ、料金の均一化を図り、地域間の衡平を確保するための制度となり得る。実は水質取引にも財政について同様の効果が期待できる。本論文の第4章では、東京湾流域の水質取引シミュレーションと理論的考察に基づいてこの問題を取り扱う。

わが国への将来の適用可能性の見地から、排水課徴金と水質取引に関する代表的な課題を以下に掲げる。

### 3. 8. 2 排水課徴金の課題

#### (1) 料率の適正化

排水課徴金の料率は、環境目標に基づいて計算される流域からの汚濁負荷量の削減目標から、自動的に計算できるわけではない。これは、ボーモル＝オーツ税としての排水課徴金に付随する問題点である<sup>37)</sup>。料率の改定は通常政治的プロセスを要するため、結果的に目標とする負荷削減を達成するまでの料率にまで至らず、例えばドイツ、フランスにおける排水課徴金は直接規制の補完的措置にとどまっている。他方、オランダの排水課徴金は、排出負荷削減へのインセンティブを發揮したという意味で唯一の成功事例であるといわれている<sup>27)、28)</sup>。

#### (2) 非点源への適用可能性

下水道や工場排水処理の普及・高度化によって、先進諸国では非点源からの負荷の割合が総じて高まっているにもかかわらず、通常排水課徴金は農地等の非点源に対しては適用されない。ただし、市街地の非点源負荷の流出抑制を目的として、ドイツに見られるように、排水課徴金及び雨水に係る下水道使用料を採用する例も見られる。

他方、スウェーデン、デンマークの2カ国は、肥料に対する課税（国税）制度を有する<sup>38)</sup>。スウェーデンは、肥料の生産と輸入にかかるもので、ヨーロッパ規格に適合しない肥料を不適当な方法で扱った場合等に課せられる。デンマークでは2%以上の窒素を含む肥料の一部の取扱いに課税されるもので、課税対象は基本的に農業従事者ではなく企業である。2007年の税額は、スウェーデン: 306百万SEK（約38億円）、デンマーク: 27百万DKK（約0.5億円）であって、どちらも環境保全を目的としているが、課税標準及び税額から判断して、負荷抑制対策としての効果は小さいと考えられる。

### 3. 8. 3 水質取引の課題

米国で行われている水質取引の課題については、文献10)と文献39)に要領よくまとめられている。このうち、わが国の高度処理共同負担制度その他の水質保全施策にも共通する主な課題を幾つか抽出して論じる。

## (1)取引係数 (trading ratio)

取引係数には、不確実性係数 (uncertainty ratio)、流達率 (delivery ratio)、取引割引率 (retirement ratio)、汚染物質交換比率 (cross-pollutant ratio) の4種類がある<sup>40)</sup>。ここでは、不確実性係数と流達率を取り上げる。

### ① 不確実性係数

降雨にともなって流出する非点源からの負荷に係るクレジット又はオフセットは、気象等の影響を受けるうえ、一般に正確な計測が困難であることから、点源からの負荷に対して割り引かれる場合が多い。非点源と点源の典型的な比率は、2 : 1 から3 : 1 である<sup>28)</sup>。ヴァージニア州のチェサピーク湾栄養塩取引プログラムでは2 : 1 が採用されている<sup>41)</sup>。

非点源に係る不確実性係数は、わが国ではほとんど論じられることがなく、この方面の研究が遅れているといえる。

### ② 流達率

流域で排出された汚染物質が水域の対象とする地点に到達する割合、又はその地点の水質に及ぼす影響度を示し、わが国の流総計画における「流達率」に当たると考えられる。コネチカット州のロングアイランド湾窒素取引プログラムでは、流域を6つのゾーンに分け、それぞれに等価係数を設定しているが、これは流達率に相当する。

わが国でも流達率に関する調査事例は多いが、ほとんどが晴天日に関するものである。(独)土木研究所が千葉県大津川流域について推定した年間を通じてのCOD、窒素、リンの流達率はほぼ1に近い<sup>42)</sup>。

## (2) 強制力とモニタリング

定められた期間内に目標とする負荷削減を義務づける強制力は、水質取引の重要な促進力となる。日本で導入された高度処理共同負担制度について、未だ実例が発生していない要因の1つは、強制力の欠如に由来すると考えられる。また、点源と非点源との間の取引では、負荷削減クレジットのモニタリングの問題が生じる。挙証義務を負いモニタリングを行う者を、クレジットの売り手とするか、買い手とするか、政府のような第三者とするかによって、クレジットの価格が異なってくる<sup>10)</sup>。

なお、先進諸外国における下水道及び水質保全のための流域管理に関する諸制度の概要については、付録Aを参照されたい。

### 第3章参考文献

---

- 1) Eric Muller: Water Agencies for Watershed Management in France, 都市再生と流域管理に関するワークショップ, 2004年1月
- 2) BIPE/FP2E (2008) Water and wastewater services in France, 3rd edition, 27pp.
- 3) Ronaldo Seroa da Motta, Alban Thomas, Lilian Saade Hazin, José Gustavo Fares, Céline Nauges, Antonio Saade Hazin (2004) Economic Instruments for Water Management, Edward Elgar Publishing
- 4) Jürgen Trittin (2005) Nature Conservation and Nuclear Safety, Federal Ministry for the Environment of Germany, Promulgation of the Amendment to the Waste Water Charges Act of 18 January 2005
- 5) 諸富徹 (1996) ドイツの排水課徴金制度の経済分析, 経済論叢, Vol.157, No5-6, 16-34
- 6) Act Pertaining to Charges Levied for Discharging Waste Water into Waters (Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer) In the version published on 3 November 1994 (Federal Law Gazette I, p. 3370), most recently amended by the Act of 25 August 1998 (Federal law Gazette I p. 2455)
- 7) ドイツ排水課徴金の制度については, 山家勝裕氏 (NGKドイツ・現在(株)メタウォーター) 作成の資料に負うところが大きい。
- 8) (財)水資源協会 (2004) ドイツにおける屋上緑化の事例紹介 3pp., JAWA NEWS LETTER 第13号, 東京.
- 9) 植田和弘他: 環境政策の経済学, 日本評論社 (1997) p117
- 10) Mikael Skou Andersen, (2001) Economic Instruments and Clean Water: Why Institutions and Policy Design Matter, OECD, Paris
- 11) 諸富徹, (2000) 環境税の理論と実際, pp133-153, 有斐閣, 東京
- 12) Schmitz Theo: オランダの水道事業—歴史とベンチマーキング—, 水道協会雑誌 (2006) Vol.75, No.8, pp.121-128
- 13) [http://www.worldlingo.com/ma/enwiki/en/Water\\_board\\_\(The\\_Netherlands\)](http://www.worldlingo.com/ma/enwiki/en/Water_board_(The_Netherlands)) (2010年12月現在)
- 14) 植村哲士: 英国非営利水道会社 (Glas Cymru) のコーポレート・ガバナンス, 公益事業研究, Vol55, No2
- 15) 石田直美: 英国の水道事業から学ぶ, 日本水道新聞 2005年1月1日特大号
- 16) [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/timetable\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/timetable_en.htm) (2010年12月現在)
- 17) OECD: Environmental Performance Reviews – Water –, (2003) p22

- 
- 18) Comision Nacional del Agua Mexico: European Regional Document, 4th World Water Forum) ISBN 968-817-740-7 (2006)
  - 19) [http://ec.europa.eu/environment/water/flood\\_risk/timetable.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/flood_risk/timetable.htm) (2010年12月現在)
  - 20) COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES: 'Towards Sustainable Water Management in the European Union' First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC, COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT (2007)
  - 21) IWA: Water 21, June 2007, p8
  - 22) [http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map\\_mc/map.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map_mc/map.htm) (2010年12月現在)
  - 23) 文献2と同じ。CWAとNPDES, TMDLの説明はこの文献をベースとし、文献14, 15, 16で補足した。
  - 24) 北村喜宣：環境管理の制度と実態－アメリカ水環境法の実証分析－, 孔文堂 (1992)
  - 25) ロジャー・W・フィンドレー他：アメリカ環境法, 稲田仁士訳, 木鐸社 (1992)
  - 26) USEPAのウェブサイト <http://cfpub.epa.gov/npdes/>
  - 27) USEPA: Watershed-Based National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Permitting Implementation Guidance, EPA833-B-03-004 (2003)
  - 28) Mark S. Kieser and “Andrew” Feng Fang: Economic and Environmental Benefits of Water Quality Trading - An Overview of U.S. Trading Programs 都市再生と流域管理に関するワークショップ, 2004年1月
  - 29) Chanathip Pharino (2007) Sustainable Water quality Management Policy, Springer, Dordrecht, Netherlands
  - 30) Amey Marrella (2009) Report of the Nitrogen Credit Advisory Board for Calendar Year 2008, Connecticut Department of Environmental Protection
  - 31) Nutrient Trading Negotiation Team (2001) Chesapeake Bay Program - Nutrient Trading Fundamental principles and Guidelines.
  - 32) [http://archive.chesapeakebay.net/pubs/calendar/PSWG\\_03-19-09\\_Minutes\\_1\\_10121.pdf](http://archive.chesapeakebay.net/pubs/calendar/PSWG_03-19-09_Minutes_1_10121.pdf) (2009年12月時点)
  - 33) <http://leg1.state.va.us/cgi-bin/legp504.exe?051+ful+CHAP0710> (2009年12月時点)
  - 34) <http://yosemite.epa.gov/opa/admpress.nsf/0/ac46af32562521d48525772000591133OpenDocument>

- 
- 35) OECD Environmentally Related Taxes Databases  
<http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/index.htm>  
(2007年8月時点)
- 36) OECD: The Price of Water: Trend in OECD Countries (1999)
- 37) 植田和弘, 岡敏弘, 新澤秀則 (1997) 環境政策の経済学, 25pp., 日本評論社, 東京.
- 38) [http://ec.europa.eu/taxation\\_customs/taxinv/welcome.do](http://ec.europa.eu/taxation_customs/taxinv/welcome.do) (2009年12月時点)
- 39) USEPA (2008) EPA Water Quality Trading Evaluation Final Report
- 40) Cy Jones, Lisa Bacon, Mark S. Kieser, David Sheridan (2006) Water-Quality Trading – A Guide for the Wastewater Community, pp.163-171, McGraw-Hill.
- 41) <http://www.epa.gov/owow/watershed/trading/tradingprograminfo.xls> (2009年12月時点)
- 42) 岡安祐司, 津森ジュン, 鈴木譲 (2008) 下水道未整備地域からの汚濁負荷流出特性, pp.249-252, EICA, Vol.13, No.2-3

## 第4章 閉鎖性水域の水質保全のための経済的手法

### 4.1 はじめに

環境保全のための経済的手法という点、我が国では温室効果ガスに係る排出量取引や炭素税をめぐる議論が活発である。しかし、第3章で紹介したように、欧州や北米では、公共用水域の水質保全についても補助金以外の経済的手法が導入され定着している国や地域が少なくない。中国では2006年から、太湖の水質保全のため江蘇省が国家財政部と環境保護総局の支持を得て、CODの汚染物質排出枠クレジットの有償使用と取引を可能にするプログラムの制度設計を行っており<sup>1)</sup>、すでにCODの有償による初期配分の手続きが進んでいる<sup>2)</sup>。このような補助金以外の経済的手法は、基本的に費用便益効果を高めることを目的としており、2005年の下水道法改正に基づいて導入された高度処理共同負担事業も例外ではない。下水道法改正前後の時期に、主として下水処理場が参加する形態の水質取引に関する研究が盛んに行われた<sup>3),4),5)</sup>。これらの研究の多くは、ケーススタディ・シミュレーションに基づき、水質取引の費用効果や水質保全効果を定量的に評価しようとするものであって、水質取引と同様のコンセプトをもつ高度処理共同負担事業の制度設計や具体的な制度運用に係るガイドラインの策定に多くの示唆を与えた。

本論文では、まず、東京湾流域の75の下水処理場を対象とする水質取引のシミュレーションを扱う。続いて、水質取引と排水課徴金を非線形計画法の最適化問題として定式化し、両者の類似点と相違点に焦点を当てた理論的な考察を行う。理論的考察においては、水質取引、排水課徴金ともに補助金とのポリシーミックスを含めた検討を行い、補助金の影響を明らかにする。欧州で普及している排水課徴金は、多くの場合、これを原資とする補助金と一体的に運用されており、我が国の改正下水道法のもとで想定される水質取引すなわち高度処理共同負担事業も、補助金との併用が前提となっている。また、理論的考察の結果の一部について、東京湾流域のシミュレーションモデルの結果との比較を試みる。

### 4.2 東京湾流域の水質取引シミュレーション

#### 4.2.1 シミュレーションモデルの特徴

排出源が排出できる汚染物質負荷量の限度を「負荷量排出枠」と呼ぶ場合がある。1つ又は複数の汚染源の「負荷量排出枠」を分割して取り出した部分も「負荷量排出枠」であり、ここで取引の対象とするのはすべて「負荷量排出枠の権利、許可(証)もしくはクレジット」である。本章では、「負荷量排出枠」、「負荷量排出枠の権利、許可(証)もしくはクレジット」の両方をともに、単に「負荷量」と表記する。

東京湾流域を対象とした水質取引シミュレーションについては、すでに他の事例が報

告されている<sup>3),4),5)</sup>。これらの先行事例では、COD、全窒素（T-N あるいは TN）、全リン（T-P あるいは TP）から次のように計算される総合指標 *CODEq* の負荷量が取引対象とされた。

$$(CODEq\text{の負荷量}) = (COD\text{の負荷量}) + \alpha \times (T-N\text{の負荷量}) + \beta \times (T-P\text{の負荷量}) \quad (1)$$

( $\alpha, \beta$  : 換算係数)

温室効果ガスに関する取引も、種々のガスの排出量に温暖化係数を掛けて CO<sub>2</sub> 換算した量を対象としている。これらは、異なる汚染物質間のクロス取引を認める方法である。

東京湾流域のシミュレーションでは、取引対象汚染物質である COD、T-N、T-P 等の負荷量を汚染物質ごとに、かつ同時並行的に取引するものとする。改正下水道法では、T-N、T-P について基本的にこのような取引方法を採用している。水質取引が盛んな米国では、2005 年時点において 20 州で 47 の水質取引プログラムが実施段階または計画段階にある。19 のプログラムで複数の汚染物質の取引が行われているが、(1)式のようなクロス取引を認めているのは 1 例にすぎない<sup>6)</sup>。すなわち、複数の汚染物質の水質取引では、汚染物質ごとの取引の方が一般的であるが、このような取引については未だ十分な研究が行われていない。

東京湾流域の水質シミュレーションの対象は、以下のとおりである。

- (1) 対象流域：東京都、千葉県、埼玉県、神奈川県の東京湾流域
- (2) 取引の対象となる汚染物質：COD、T-N、T-P
- (3) 水質取引を行う排出源：東京湾流域内の 75 の下水処理場（2003 年度時点において関係都県の流域別下水道整備総合計画で高度処理が計画されている処理場）

なお、このシミュレーションは、著者が、国土交通省の調査研究プロジェクトの一環として行ったものであり、結果の一部はすでに一般に紹介されている<sup>7)</sup>。

#### 4. 2. 2 シミュレーションモデルの設計

##### (1) 負荷量の初期配分(ベースライン)

取引の前提となる負荷量の初期配分は、2003 年度時点の流域別下水道整備総合計画（流総計画）の目標水質に各処理場の計画下水量をかけたもの、すなわち（下水処理場の初期負荷量）＝（当該都県の流総計画で定められた目標水質）×（計画日平均下水量）と設定した。このように配分された初期の負荷量を、ここでは「ベースライン」と呼ぶ。

##### (2) 高度処理方式の実施可能選択肢

シミュレーションにおいて下水処理場が採用し得る高度処理方式と処理水質の選択肢を表 1 のとおり設定した。各処理場について、それぞれの処理レベルごとに高度処理

施設用地が十分に確保できるかどうかを吟味し、用地確保が可能な場合には標準型の処理方式を、用地確保が困難な場合には、省スペース型の処理方式を実施可能選択肢として採用した。

図1 下水処理場が採用し得る高度処理方式と処理水質の選択肢

処理レベル	処理方式	処理水質(mg/L)		
		COD	T-N	T-P
レベル1	標準活性汚泥法	20.0	22.0	2.50
レベル2-1	嫌気-無酸素-好気法(A2O法)+砂ろ過	9.6	9.0	0.40
	ステップ式多段硝化脱窒法+凝集剤添加	10.0	7.5	0.50
	ペガサス法+凝集剤添加	10.0	10.0	0.50
	高度処理OD法+凝集剤添加	10.0	10.0	0.50
レベル2-2	標準活性汚泥法+凝集剤添加	12.0	22.0	0.50
	OD法+凝集剤添加	12.0	22.0	0.50
レベル3-1	修正バーデンフォ法+砂ろ過	8.0	3.0	0.20
	修正バーデンフォ法[メタノール添加]	8.2	4.5	0.40
レベル3-2	修正バーデンフォ法+砂ろ過+活性炭吸着	4.4	2.6	0.20

(注) ペガサス法は包括固定化担体を用いた硝化促進型循環変法  
修正バーデンフォ法[メタノール添加]は用地に制約がある場合に適用

### (3) 実施可能選択肢およびベースラインの高度処理費用

各下水処理場について、処理レベルごとの実施可能選択肢を適用した場合の高度処理費用を算定する。費用は、高度処理施設の費用関数（二次処理施設との差分）を参考に<sup>8)</sup>、（建設費の元利償還費）+（維持管理費）として算出した。建設費は、機械・電気設備工事費と土木・建築工事費とに分け、それぞれ費用関数で算出した後、毎年のキャッシュフロー・ベースの費用に換算した。具体的には建設費をすべて起債で調達したうえ、標準的な耐用期間に応じた償還年数で元利均等償還するという前提のもと、表2に示す方法で毎年の元利償還費を計算し、これをもってキャッシュフロー・ベースの費用とした。

ベースラインの高度処理費用は、流総計画で定められた処理方式にかかわらず、水質取引後の高度処理方式と同じ基準で算定する必要がある。そこで、まずベースラインの負荷量を満足する実施可能選択肢のうち最

表2 建設費用のキャッシュフロー・ベースの費用への換算

$$\begin{aligned}
 & \left[ \text{キャッシュフローベースの建設費 (円/年)} \right] \\
 & = \left[ \text{建設費 (円)} \right] \times \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \\
 & r: \text{利子率} \\
 & = 2.1\% : 2002\text{年度時点の政府資金の利子率} \\
 & n: \text{償還年数} \\
 & = 15\text{年} \quad (\text{機械・電気設備}) \\
 & = 50\text{年} \quad (\text{土木・建築施設})
 \end{aligned}$$



も処理レベルの低いものを選択し、次に当該選択肢を適用する下水量を調整して、ベースラインの3つの負荷量をすべて満足する最小の下水量を計算した。そして、その最小下水量の高度処理施設について費用の算定を行った。これがベースラインの高度処理費用となる。

#### (4) 計算の方法

処理場ごとのベースラインをもとに、政府（基金）が仲介する水質取引のシミュレーションを行った。負荷量の取引は、具体的には図1に示すようなプロセスにしたがい、1円単位で変化させて設定した価格について処理場ごとの最小純費用オプションの選択、汚染物質ごとの負荷量の購入・売却量の集計および均衡価格の探索を行った。ここに、処理場ごとの純費用は、 $(\text{純費用}) = (\text{高度処理費用}) + (\text{負荷量購入額}) - (\text{負荷量売却額})$  のように定義される。下水処理場の負荷量のうちベースライン以下に削減する部分の集計値（売却量）が、それ以外の下水処理場の負荷量のうちベースラインを超える部分の集計値（購入量）以上となることを条件とし、 $(\text{売却量}) - (\text{購入量})$  の負荷量については政府（基金）が買い取るものとした。そのうえで、政府（基金）の負担が最小となる価格を探索し、これを均衡価格とした。

設定する価格によって、COD, T-N, T-P の売買要望量は変化するが、その例を図2に示す。同図では、COD 価格を 150 円/kg, T-N 価格を 630 円/kg として、T-P 価格をパラメータとして変化させたものである。T-P 価格の上昇にしたがい、まず COD が購入過多から売却過多へとバランスがとれ、次いで T-N、そして T-P のバランスがとれている。3つの水質項目について、売却過多となる場合に削減目標が達成され、この過剰分は政府（基金）が購入することになる。図では、基金負担費用が T-P 価格の上昇に伴い増加する傾向を示している。政府（基金）としては、最小の費用負担で削減目標の達成を図りたいと考えるため、この場合には最後に T-P のバランスがとれた価格が均衡価格となる。計算においては、さらに COD, T-N 価格についても変化させて最終的な均衡価格を求める。

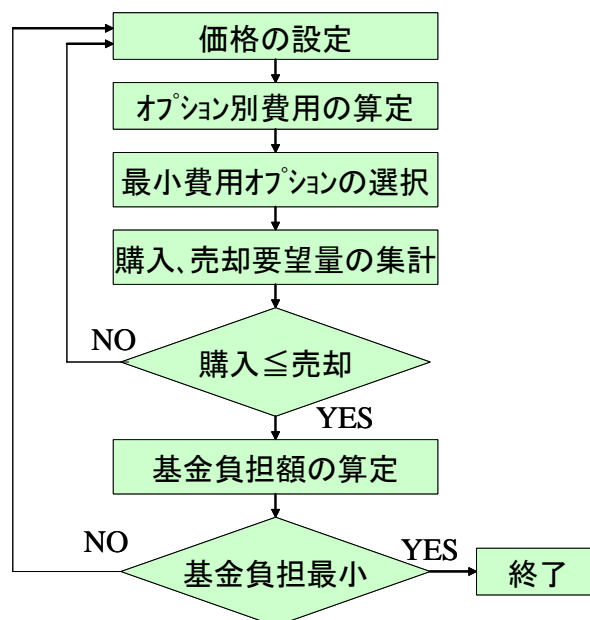


図1 水質取引シミュレーションの計算フロー

COD 価格 150 (円/kg), T-N 価格 630 (円/kg) の場合

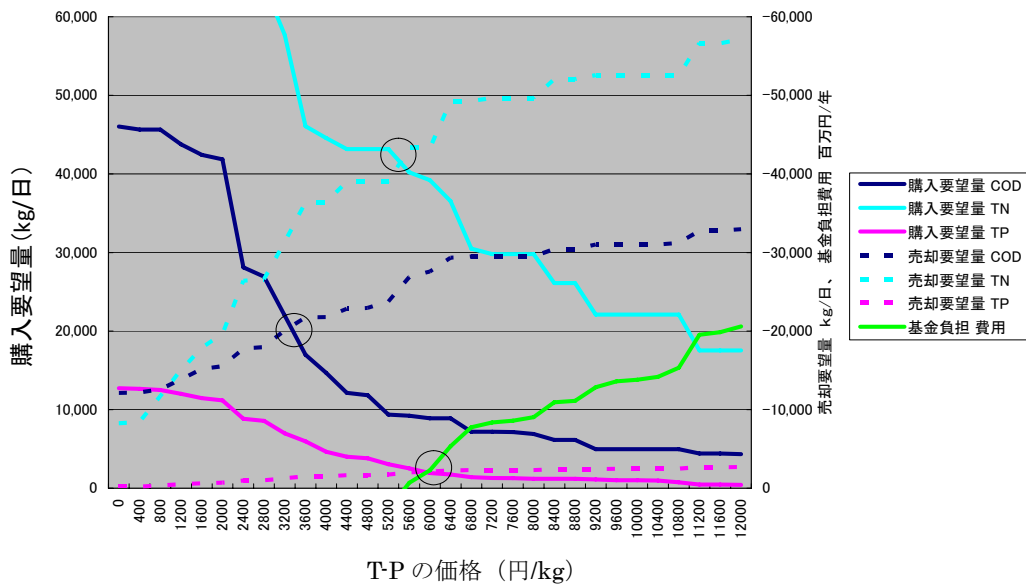


図2 購入・売却要望量の変化 (T-P 価格を変化させた場合)

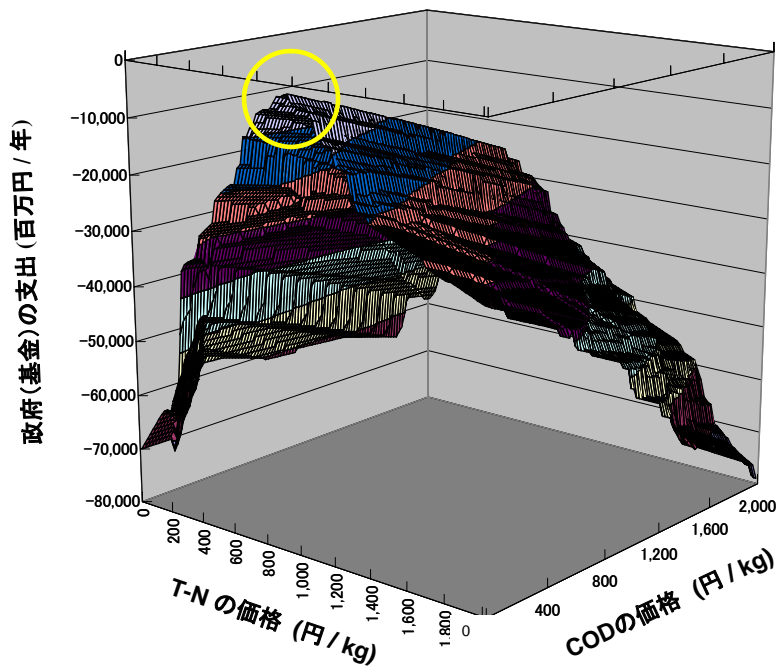


図3 均衡価格の探索  
T-P の価格が 5,335(円/kg) の場合

図3は、均衡価格の具体的な探索のイメージを表したものである。T-Pの価格を5,335(円/kg)に固定し、(売却量) ≥ (購入量)の条件のもとでT-NとCODの価格を1円単位で変化させた場合の政府(基金)の負担額をマイナスの数値で示している。負担額は階段状に変化し、最も小さくなる点(図3では最も大きくなる点)は、円で囲まれた部分に存在する。この点では、T-Nの価格が959(円/kg)、CODの価格が0(円/kg)で、このときの政府(基金)負担額は1,519百万円である。この点が、結果的には、すべての価格の組み合わせのなかで政府(基金)の負担額が最小となる点(均衡点)となる。

今回のシミュレーションにおける均衡点の探索方法は、米国で最も成功を収めているといわれる「ロングアイランド湾窒素取引プログラム」<sup>9)</sup>を参考に設定された。このプログラムでは、負荷削減の段階的な目標を達成するため、州政府当局が毎年価格を設定したうえで、売却負荷量の余剰分を購入し、不足分を売却するという調整を行っている。州政府当局に置かれた基金は長期的に均衡することになる。

#### 4.2.3 シミュレーションの結果

均衡価格の探索の結果、表3に示すようにT-Nの価格は959(円/kg)、T-Pの価格は5,335(円/kg)、CODの価格は0(円/kg)となった。T-NとT-Pに関する目標負荷量が達成されれば、CODの目標負荷量は自動的に達成されることになる。このときの政府(基金)の負担額は1,519(百万円/年)である。

表4は、均衡価格におけるすべての処理場の高度処理費用合計額と、この合計額に政府(基金)負担額を加えたトータルの費用が、ベースラインにおける高度処理費用と比較して、どの程度削減されるかを算定したものである。水質取引によって、おおむね3割の費用削減が見込まれることがわかる。

表3 均衡価格の探索の結果

価格(円/kg)			費用(百万円/年)		
COD	T-N	T-P	高度処理費用	政府(基金)の支出	合計
0	959	5,335	45,792	1,519	47,311

表4 水質取引による費用の削減率

高度処理費用(百万円/年)		②+政府(基金)の支出(百万円/年) ③	高度処理費用の削減率(%) 1-②/①	総費用の削減率(%) 1-③/①
ベースライン ①	水質取引後 ②			
65,916	45,792	47,311	30.5	28.2

図4は、水質取引の前後で下水処理場の高度処理に対する取組みがどのように変化するかを示したものである。

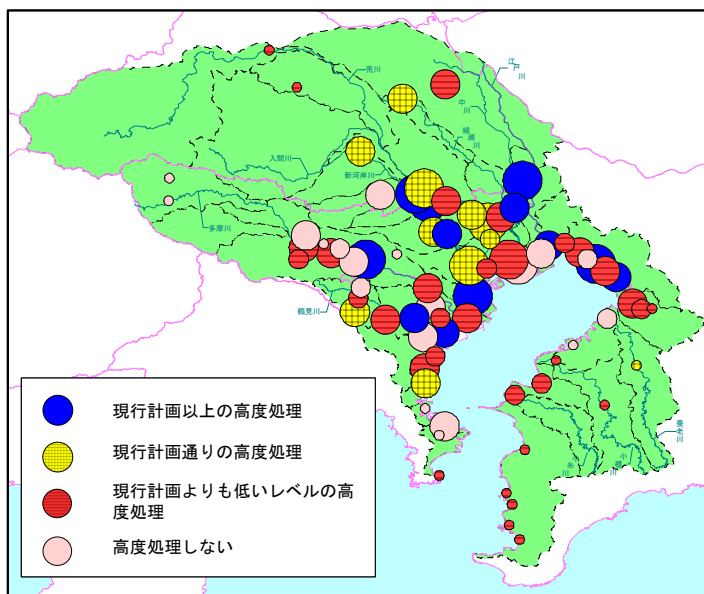


図4 水質取引による下水処理場の高度処理に対する取組みの変化（円の大きさは処理場の規模を示す）

### 4.3. 最適化問題としての定式化と最適解

#### 4.3.1 前提

水質保全の経済的手法の代表である水質取引と排水課徴金について、両者の類似点と相違点に焦点を当てた理論的な考察を行う。

図5は、排水課徴金と水質取引の仕組みを説明する模式図である。

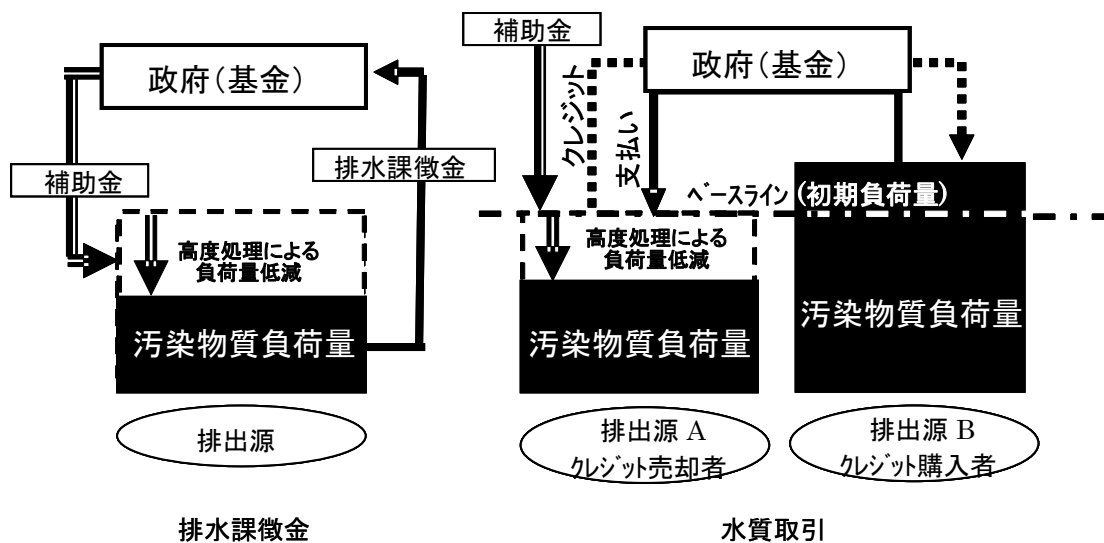


図5 排水課徴金と水質取引の仕組み

簡単のため、対象とする水域の水質は、おおむね流域の汚染源から排出される汚染物質の負荷量で決まるものと仮定する。Vollenweider のモデル<sup>10</sup>が適用可能な湖沼等閉鎖性水域における年間平均水質と年間流入負荷量との関係などについて、この仮定が当てはまると考えられる。対象水域の流域に  $n$  個の排出源があり、 $m$  種類の汚染物質が排出されているというモデルを想定する。排出源  $i(=1,2,\dots,n)$  から排出される汚染物質  $k(=1,2,\dots,m)$  の負荷量を  $x_{i,k} (\geq 0)$ 、そのときの排出源  $i$  の排水処理費用を  $c_i (\geq 0)$  とする。また、経済学のモデルにおいて通常行われるように、次の2つの仮定をおく。

- (a) 財および汚染物質量の可分性
- (b) 費用関数  $c_i$  の連続微分可能性および凸性

### 4. 3. 2 水質取引

#### (1) 最適化問題としての定式化

補助金の補助率を  $g_T (0 \leq g_T < 1)$ 、汚染物質  $k$  の取引価格を  $\alpha_k (\geq 0)$ 、排出源  $i$  から排出される汚染物質  $k$  の負荷量を  $x_{i,k}$ 、排出源  $i$  に割り当てられた汚染物質  $k$  のベースラインを  $L_{i,k} (\geq 0)$  とおくと、排出源  $i$  の純費用  $y_i$  は次のように表される。

$$y_i = (1 - g_T) c_i + \sum_{k=1}^m \alpha_k (x_{i,k} - L_{i,k}) \quad (2)$$

ここに、 $c_i$  は排出源  $i$  の排水処理費用である。(2)式は、(純費用) = (排水処理費用) - (補助金) + (負荷量購入額) - (負荷量売却額) という関係を表している。取引費用は考慮されていない。補助金は、排水処理費用に比例して支払われる。これまでの議論では、補助金は削減される汚染物質の負荷量に比例するという仮定がおかれることが多かった<sup>11</sup>。しかし実際には、我が国でも諸外国でも、補助金は排出者が支出する費用を基礎として算定されるのが一般的である。

排出源が経済合理性に基づき、それぞれ純費用を最小にするよう行動し、パレート最適を達成するものとする。すなわち、他の排出源の純費用を増大させることなく、どの排出源の純費用もそれ以上減少させることができないという状態である。このような

状態は、次のような非線形計画法の静学的な最適化問題として定式化できる。

$$y_i = (1 - g_T)c_i + \sum_{k=1}^m \alpha_k (x_{i,k} - L_{i,k}) \rightarrow \text{Min} \quad (3)$$

$$\text{subject to } \sum_{i=1}^n \alpha_k x_{i,k} = \sum_{i=1}^n \alpha_k L_{i,k} = \alpha_k Z_k \quad (4)$$

$Z_k$  は対象とする排出源の総体に係る全体許容負荷量で、(4)式は、負荷量の売却額と購入額が等しくなる取引均衡の条件を表している。 $\alpha_k \neq 0$  のとき、(4)式は

$$\sum_{i=1}^n x_{i,k} = \sum_{i=1}^n L_{i,k} = Z_k \quad ; \quad \alpha_k \neq 0 \quad (5)$$

となる。

## (2)最適解へのアプローチ

(3)式、(5)式は等式制約条件付きの最適化問題であり、その最適解は次の条件を満足する。

$$\text{ラグランジュ関数： } L_i(x, \lambda) \equiv -(1 - g_T)c_i - \sum_{k=1}^m \alpha_k (x_{i,k} - L_{i,k}) + \sum_{k=1}^m \lambda_{i,k} \sum_{i=1}^n (L_{i,k} - x_{i,k}) \quad (6)$$

$$\frac{\partial L_i(x^*, \lambda^*)}{\partial x_{i,k}} = -(1 - g_T) \frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} - \alpha_k^* - \lambda_{i,k}^* = 0; \quad \lambda_{i,k}^* \geq 0 \quad (7)$$

$$\frac{\partial L_i(x^*, \lambda^*)}{\partial \lambda_{i,k}} = \sum_{i=1}^n (L_{i,k} - x_{i,k}^*) = 0 \quad (8)$$

変数に付したアスタリスク「\*」は最適解における当該変数の値を示しており、以下、本論文で同様に記述する。 $\lambda$  はラグランジュ乗数である。

(7)式より

$$-\frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = \frac{\alpha_k^* + \lambda_{i,k}^*}{1 - g_T} \quad (9)$$

(9)式の左辺は、排出源  $i$  における汚染物質  $k$  の除去処理に係る限界費用である。また、(8)式は制約条件の(5)式にほかならない。(9)式の右辺が排出源  $i$  にかかわらないと仮定すると  $\lambda_{i,k}^* = 0$  とおくことができ、

$$-\frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = \frac{\alpha_k^*}{1 - g_T} \quad (10)$$

となる。(10)式は、よく知られた限界費用均等の関係を表している。

(8)式と(10)式の両方を厳密に満足する $\alpha_k^*$ を見出すことは、実際の取引においては至難と思われる。東京湾流域における水質取引シミュレーションで設定した政府（基金）の役割は、政府（基金）が自ら取引に参加して余剰の負荷量を買取るというものであった。米国で最も成功を収めているといわれる「ロングアイランド湾窒素取引プログラム」<sup>8)</sup>では、負荷量削減の段階的な目標を達成するため、州政府当局が毎年価格を設定したうえで、売却負荷量の余剰分を購入し、不足分を売却するという介入を行っている。州政府当局に置かれた基金の収支は長期的に均衡することになる。政府（基金）のこのような働きが、市場において(8)式と(10)式を成立させる重要な要因と考えられる。このような政府の働きや排出源の献身的な協力を前提とすれば、詳細な取引価格の形成に寄与する排出源について成立する条件として(10)式を採用することは合理的といえるであろう。(9)式は、市場価格の形成に寄与しない排出源も含めたすべての排出源に当てはまる関係式である。

どのように価格を設定しても取引均衡条件を満たさない汚染物質 $k$ については、(4)式より $\alpha_k^* = 0$ となる。東京湾流域のシミュレーションにおけるCODがこれに該当する。この場合には、結局汚染物質 $k$ に係る制約条件なしの最適化問題に帰着するから、最適解は次の条件を満たす。

$$\frac{\partial y_i}{\partial x_{i,k}} = (1 - g_T) \frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = 0 \quad (11)$$

すなわち、

$$-\frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = 0 \quad (12)$$

(12)式が成り立つのは、汚染物質 $k$ の負荷量削減を主目的とした努力が行われていない状態と考えられる。

### (3)補助金の影響

前述のように、最適解における限界費用が決まると(10)式から $\alpha_k^*$ が決まる。補助率 $g_T$ の値は最適解に影響を及ぼさないという意味において中立的である。一旦最適解における各排出源の限界費用が決まれば、(10)式あるいは(9)式から、取引価格 $\alpha_k^*$ は補助率 $g_T$ の関数となる。補助率が大きいほど取引価格は低下することがわかる。価格は、排出源が経済合理性に基づき、それぞれ純費用を最小にするよう行動するための大きな

経済的インセンティブであり、このインセンティブを低下させる高率の補助金は、経済効率性の観点からは好ましくない側面がある。

### 4. 3. 3 排水課徴金

#### (1) 最適化問題としての定式化

汚染物資  $k, (k=1, 2, 3, \dots, m)$  に係る課徴金の料率を  $\beta_k (\geq 0)$ 、補助金の補助率を  $g_c (0 \leq g_c < 1)$  とすると、排出源  $i, (i=1, 2, 3, \dots, n)$  における純費用  $y_i$  は次のように表される。

$$y_i = (1 - g_c)c_i + \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k} \quad (13)$$

(13)式は、(純費用) = (排水処理費用) - (補助金) + (排水課徴金) という関係を表している。

排出源は経済合理性に基づき、それぞれ純費用を最小にするよう行動すると仮定すると、水質取引の場合と同様、静学的な最適化問題として次のように定式化できる。

$$y_i = (1 - g_c)c_i + \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k} \rightarrow \text{Min} \quad (14)$$

$$\text{subject to} \quad \sum_{i=1}^n x_{i,k} \leq Z_k \quad (15)$$

(15)式の条件が達成されるかどうか、排水課徴金の料率  $\beta_k$  を決める段階ではわからない。

ここでは、試行錯誤の結果、(15)式を満足する  $\beta_k$  が得られていると仮定する。

#### (2) 最適解へのアプローチ

4. 3. 1節で前提とされた(a), (b)の条件のもとでは、目的関数の(14)式は凸関数であり、制約条件の(15)式は線形で準凹関数とみなされる。また、すべての  $k$  について(15)式を満たす  $x_{i,k}$  が存在するというスレーター条件が満たされることは明らかであるから、このような凹凸計画問題の最適解の必要十分条件として、以下に示す非負条件 ( $x_{i,k} \geq 0$ ) 付きのキューン・タッカー条件を導くことができる<sup>12),13)</sup>。



$$\text{ラグランジュ関数： } L_i(x, \mu) \equiv -(1-g_C)c_i - \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k} + \sum_{k=1}^m \mu_{i,k} (Z_k - \sum_{i=1}^n x_{i,k}) \quad (16)$$

$$\frac{\partial L_i(x^*, \mu^*)}{\partial x_{i,k}} = - \left( (1-g_C) \frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} + \beta_k + \mu_{i,k}^* \right) \leq 0 \quad (17)$$

$$\frac{\partial L_i(x^*, \mu^*)}{\partial x_{i,k}} x_{i,k}^* = - \left( (1-g_C) \frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} + \beta_k + \mu_{i,k}^* \right) x_{i,k}^* = 0; \quad x_{i,k}^* \geq 0 \quad (18)$$

$$\frac{\partial L_i(x, \mu)}{\partial \mu_{i,k}} = Z_k - \sum_{i=1}^n x_{i,k} \geq 0 \quad (19)$$

$$\mu_{i,k}^* \frac{\partial L_i(x^*, \mu^*)}{\partial \mu_{i,k}} = \mu_{i,k}^* \left( Z_k - \sum_{i=1}^n x_{i,k}^* \right) = 0; \quad \mu_{i,k}^* \geq 0 \quad (20)$$

$\mu$  はラグランジュ乗数である。(15)式の汚染物質総量に関する制約条件が有効でない場合には、(20)式で  $\mu_{i,k}^* = 0$  となるから、(17)式より

$$-\frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = \frac{\beta_k}{1-g_C}; \quad \sum_{i=1}^n x_{i,k}^* < Z_k \quad (21)$$

(21)式は、すべての排出源で汚染物質ごとの限界費用が均等になる点が最適解となることを表している。

他方、(15)式の制約条件が有効な場合には

$$-\frac{\partial c_i}{\partial x_{i,k}} = \frac{\beta_k + \mu_{i,k}^*}{1-g_C}; \quad \mu_{i,k}^* \geq 0, \quad \sum_{i=1}^n x_{i,k}^* = Z_k \quad (22)$$

を満足する  $\mu_{i,k}^*$  が存在することが条件となる。排出源の限界費用は一般に均等にならず、制約条件が有効でない場合の限界費用以上の値となる。

### (3) 補助金の影響

水質取引の取引価格  $\alpha_k$  とは異なり、排水課徴金の料率  $\beta_k$  はあらかじめ決められている。(21)式、(22)式が示すとおり。限界費用は  $\beta_k$  と  $g_C$  の関数となる。水質取引では補助金が最適解に対して中立的であったが、排水課徴金における補助金は最適解に影響する。補助率  $g_C$  の増加は課徴金料率  $\beta_k$  の増加と同様、最適解における限界費用を向上させ、排出源に対してより高度な処理に向かわせる経済的インセンティブの強化につながる。水質取引における補助金に経済的インセンティブを低下させる側面があることは、4.3.2(3)節で述べた。水質取引における補助金と排水課徴金における補助金は、

排水処理の高度化に向けた経済的インセンティブについて相反する方向に作用する。

#### 4.4 水質取引と排水課徴金との比較

##### 4.4.1 等価性の条件

水質取引で、 $\alpha_k \neq 0$ である汚染物質 $k$ について成り立つ取引均衡条件の(5)式は、排水課徴金において制約条件が有効な場合に相当するから、(9)式と(22)式を比較し

$$\frac{\alpha_k^* + \lambda_{i,k}^*}{1 - g_T} = \frac{\beta_k + \mu_{i,k}^*}{1 - g_C}; \quad \sum_{i=1}^n x_{i,k}^* = \sum_{i=1}^n L_{i,k} = Z_k, \quad \lambda_{i,k}^* \geq 0, \quad \mu_{i,k}^* \geq 0 \quad (23)$$

とおくと、水質取引と排水課徴金の最適解が一致することになる。そこで

$$\beta_k = \frac{1 - g_C}{1 - g_T} \alpha_k^* = (1 - g_C) a_k^* \quad (24)$$

$$\mu_{i,k}^* = \frac{1 - g_C}{1 - g_T} \lambda_{i,k}^* \quad (25)$$

という関係が導かれる。ただし

$$a_k^* = \frac{\alpha_k^*}{1 - g_T} \quad (26)$$

とおいた。4.3.2(2)節の(10)式で論じたように、 $a_k^*$ は詳細な取引価格の形成に寄与する排出源の最適解での限界費用を表しており、 $g_T$ にかかわらず $a_k^*$ は変化しない。

一方、 $\alpha_k^* = 0$ は、水質取引および排水課徴金において汚染物質 $k$ に係る制約条件が有効でない場合に該当する。(12)式と(21)式を比較すると

$$\beta_k = 0; \quad \alpha_k^* = 0 \quad (27)$$

したがって、(24)式は $\alpha_k^* = 0$ でも成立する。

水質取引の最適解がわかっている場合、取引価格 $\alpha_k^* (\geq 0)$ を(24)式に代入すると、水質取引と等価な排水課徴金の料率 $\beta_k$ が求められる。同様に、排水課徴金の料率 $\beta_k (\geq 0)$ から、これと等価な水質取引の取引価格 $\alpha_k^*$ も計算される。(25)式は最適化の結果成立す

る関係式である。

環境税と排出許可証取引制度が静学的効率性の上で等価であることはよく知られている<sup>14)</sup>。以上の議論からわかるように、この等価性は、排出者が支出する排水処理費用に対して補助が行われる場合でも成り立つ。水質取引と排水課徴金で補助率が異なっても、(24)式が成立する限りこの等価性は保たれる。そこで

$$g_C \sum_{i=1}^n c_i^* = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k}^* + \Delta G_C \quad (28)$$

とおく。(28)式の左辺は、政府(基金)から支出された補助金の総額、右辺第1項は排出者から徴収された排水課徴金の総額であって、 $\Delta G_C$ は、例えば基金に対する政府の財政支援額 $\left(\sum_{i=1}^n c_i^* - \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k}^* > \Delta G_C \geq 0\right)$ 、もしくは基金から補助金以外への支出額 $\left(0 > \Delta G_C \geq -\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \beta_k x_{i,k}^*\right)$ である。 $\Delta G_C = 0$ は、課徴金による基金の歳入と補助金による歳出がちょうどバランスした状態を表している。(24)式と(28)式から次の関係が導かれる。

$$\beta_k = \frac{\frac{\alpha_k^*}{1-g_T} \left( \sum_{i=1}^n c_i^* - \Delta G_C \right)}{\sum_{i=1}^n c_i^* + \frac{1}{1-g_T} \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \alpha_k^* x_{i,k}^*} = \frac{a_k^* (C^* - \Delta G_C)}{C^* + \sum_{k=1}^m a_k^* X_k^*} \quad (29)$$

$$g_C = \frac{\frac{1}{1-g_T} \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \alpha_k^* x_{i,k}^* + \Delta G_C}{\sum_{i=1}^n c_i^* + \frac{1}{1-g_T} \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \alpha_k^* x_{i,k}^*} = \frac{\sum_{k=1}^m a_k^* X_k^* + \Delta G_C}{C^* + \sum_{k=1}^m a_k^* X_k^*} \quad (30)$$

ここに

$$C^* = \sum_{i=1}^n c_i^*, \quad X_k^* = \sum_{i=1}^n x_{i,k}^* (= Z_k) \quad (31)$$

とおいた。(29)式、(30)式は、(3)式、(4)式で定式化される水質取引の結果がわかっている場合、この水質取引と等価な排水課徴金制度を設計するための条件を表している。

表3、表4に示した東京湾流域の下水処理場を対象とする水質取引のシミュレーション

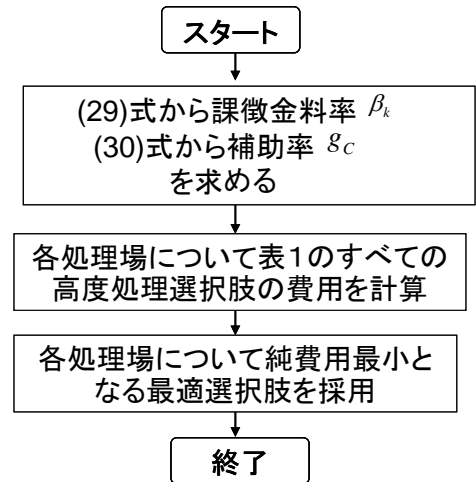


図6 水質取引と等価な排水課徴金のシミュレーション

ン結果から、(29)式、(30)式を用いて水質取引と等価な排水課徴金の料率  $\beta_k$  と補助率  $g_c$  を求めた。  $g_T = 0$  ,  $\Delta G_c = 0$  とおくと、排水課徴金の料率は、COD が 0(円/kg)、T-N が 959(円/kg)、T-P が 5,335(円/kg)で、補助率  $g_c$  は 57%となった。

この料率、補助率を用い、図6のプロセスにしたがって排水課徴金のシミュレーションを行った。その結果を表5に示す。 $\Delta G_c = 0$  とおいたため、排水課徴金の総額と補助金の総額は同額となる。また、排水課徴金におけるそれぞれの下水処理場の高度処理に対する取り組みは、水質取引と全く同じ、すなわち図4のとおりとなることがシミュレーションでも確かめられた。

表5 東京湾流域の処理場に関する互いに等価な水質取引と排水課徴金のシミュレーションの結果

排水課徴金	水質取引
料率 (円/kg)	クレジット価格 (円/kg)
COD 0	COD 0
T-N 409	T-N 959
T-P 2,266	T-P 5,335
補助率	—
57%	
高度処理費用 (百万円/年)	高度処理費用 (百万円/年)
45,792	45,792
課徴金総額 (百万円/年)	クレジット購入総額 (百万円/年)
26,293	計 13,990
	処理場 12,471
	政府(基金) 1,519
補助金総額 (百万円/年)	クレジット売却総額 (百万円/年)
26,293	13,990

#### 4.4.2 公平性の比較

公平性の指標として、ここでは単位排水量当たりの純費用を取り上げる。単位排水量当たりの純費用が排出源の間で均等であるほど、公平性に優れていると評価することとし、水質取引と、これと等価な排水課徴金を比較する。

いま、 $y_i$ 、 $c_i$ 、 $x_{i,k}$  について、次のように定義される平均値からの偏差を考える。

$$\left. \begin{aligned} \Delta y_i &= y_i - \bar{y}, & \Delta c_i &= c_i - \bar{c} \\ \Delta x_{i,k} &= x_{i,k} - \bar{x}_k, & \Delta L_{i,k} &= L_{i,k} - \bar{L}_k \end{aligned} \right\} \quad (32)$$

ただし、 $\bar{y}$ 、 $\bar{c}$ 、 $\bar{x}_k$ 、 $\bar{L}_k$  は  $n$  個の排出源に関する平均値を表す。

(2)式、(13)式から、次の関係式が得られる。

$$[\Delta y_i]_T = (1 - g_T) [\Delta c_i]_T + \sum_{k=1}^m \alpha_k [\Delta x_{i,k}]_T - \sum_{k=1}^m \alpha_k [\Delta L_{i,k}]_T \quad (33)$$

$$[\Delta y_i]_C = (1 - g_C)[\Delta c_i]_C + \sum_{k=1}^m \beta_k [\Delta x_{i,k}]_C \quad (34)$$

ここに、 $[\ ]_T$  は水質取引、 $[\ ]_C$  は排水課徴金を表す。

水質取引と排水課徴金が互いに等価である場合、それぞれの最適解について、(24)式のほか、次の関係が成り立つ。

$$[\Delta c_i]_T = [\Delta c_i]_C, \quad [\Delta x_{i,k}]_T = [\Delta x_{i,k}]_C \quad (35)$$

最適解における(24)式、(33)式、(34)式、(35)式から、単位排水量当たりの純費用の偏差である $[\Delta y_i / q_i]_T$ と $[\Delta y_i / q_i]_C$ の関係として、次の(36)式が得られる。

$$[\Delta y_i / q_i]_C = \frac{1 - g_C}{1 - g_T} \left\{ [\Delta y_i / q_i]_T + \sum_{k=1}^m \alpha_k^* [\Delta L_{i,k} / q_i]_T \right\} \quad (36)$$

$q_i$  は排出源  $i$  の排水量である。現行の流総計画では、多くの処理場について次の(37)式のようなベースラインの設定が行われている。

$$L_{i,k} = q_i \varphi_k \quad (37)$$

ここに、 $\varphi_k$  は汚染物質  $k$  の一律水質基準である。(37)式が成立する場合には、(36)式は

$$[\Delta y_i / q_i]_C = \frac{1 - g_C}{1 - g_T} [\Delta y_i / q_i]_T \quad (38)$$

となる。ここで着目するのは、 $y_i / q_i$  の排出源間の均等性である。この均等性を  $y_i / q_i$  の標準偏差  $\sigma$  で代表させ、水質取引、排水課徴金の標準偏差をそれぞれ  $\sigma_T$ 、 $\sigma_C$  とおくと、(38)式より

$$\sigma_C = \frac{1 - g_C}{1 - g_T} \sigma_T \quad (39)$$

となる。(39)式からわかるように、 $y_i / q_i$  の均等化の効果は、水質取引や排水課徴金といった経済的手法のメカニズムではなく、補助金によってもたらされる。

補助金のない ( $g_T = 0$ ) 水質取引と、徴収された課徴金の全額を補助金に充当する排水課徴金とを比較する。この2つは、どちらも財政的に独立したシステムであるという意味で同じ条件であるが、単位排水量当たりの純費用の均等性が高い ( $\sigma_C = (1 - g_C)\sigma_T < \sigma_T$ ) という意味で、排水課徴金の方が水質取引より優れているとい

える。

図6は、東京湾流域の下水処理場を対象とする水質取引のシミュレーションの結果に基づき、処理場ごとの単位処理水量当たり純費用を、計画処理水量に対してプロットしたものである。均等性は排水課徴金が最も高く、次いで水質取引、ベースラインの順となることがわかる。標準偏差の値は次のとおりである。

$$\sigma_B = 7.2(\text{円}/m^3), \quad \sigma_T = 4.7(\text{円}/m^3), \quad \sigma_C = 2.3(\text{円}/m^3) \quad (40)$$

ここに、 $\sigma_B$ はベースラインの標準偏差である。(40)式の値を(39)式と比較すると、 $g_T = 0$ であるから

$$(1 - g_C)\sigma_T = (1 - 0.57) \times 4.7 = 2.0 \approx \sigma_C (= 2.3) \quad (41)$$

(37)式、(38)式はすべての処理場で成り立つわけではないが、これを前提として導かれる(39)式の関係がおおむね成立することが、シミュレーションでも確かめられた。

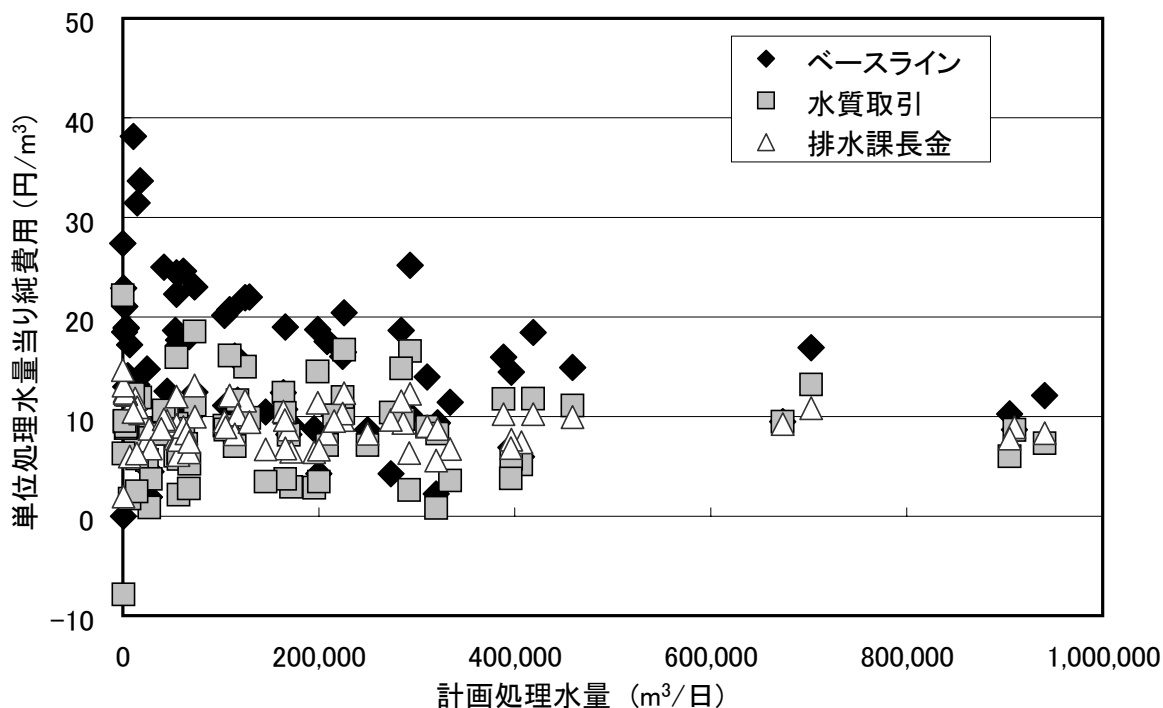


図6 単位処理水量当たり純費用の均等性の比較

#### 4.5 まとめ

本章では、東京湾流域の下水処理場を対象とするコンピュータ・シミュレーションと非線形計画法に基づく理論的考察という異なるアプローチによって、2つの経済的手

法の比較を試みた。

東京湾流域のシミュレーションでは、理論的考察にあたって4. 3. 1節で設定した「(a) 財および汚染物質の可分性」と「(b) 費用関数 $c_i$ の連続微分可能性および凸性」という仮定が厳密には成り立たない。それにもかかわらず、等価性と公平性について両アプローチは整合的な結論を導くことができた。このように、本研究で開発されたシミュレーションモデルは、その基本的挙動が理論的考察の結果と一致するものであり、信頼性の高いものであることが確認された。

以下に本論文において導かれた主な知見を列挙する。

- (1) 東京湾流域の75の下水処理場を対象に、COD, T-N, T-Pの負荷量を別々に、かつ同時並行的に取引するコンピュータ・シミュレーションを行った結果、流域全体でおおむね3割の費用削減効果が期待できることがわかった。
- (2) シミュレーションでは、T-NとT-Pについては価格がつくが、CODの価格はゼロとなった。すなわち、T-NとT-Pに関する目標負荷量が達成されれば、CODの目標負荷量は自動的に達成されることになる。
- (3) 水質取引、排水課徴金ともに、負荷量削減目標を達成するという制約条件のもとで、めいめいの排出源が経済合理性に基づき、純費用を最小化させ、パレート最適を達成するという非線形計画法の静学的な最適化問題として定式化される。
- (4) 価格を調整して取引均衡条件を達成することが容易でないことは、理論的考察からも推察される。米国の「ロングアイランド湾窒素取引プログラム」において州政府当局が実施しているような、あるいは水質取引のシミュレーションで設定したような政府（基金）の適切な介入が重要であると考えられる。
- (5) 排水処理費用に比例して交付される補助金は、水質取引では経済的インセンティブを低下させる側面があるが、排水課徴金ではインセンティブを向上させる。すなわち、水質取引と排水課徴金は、補助金の経済的インセンティブに対する作用が相反することが理論的に明らかとなった。
- (6) 最適化問題として定式化された水質取引、排水課徴金では、最適解において必ずしもすべての排出源の限界費用が均等となるわけではない。このような一般的な最適解を有し、補助金とのポリシーミックスを加味したモデルを対象に、水質取引の最適解と排水課徴金の最適解が一致するための条件を明らかにした。この条件を適用して東京湾流域のシミュレーションを行い、各下水処理場の高度処理に対する取組みの最適解が、水質取引と排水課徴金で一致することを確認した。
- (7) 単位水量当たり処理費用の排出源間の均等性を評価指標として、水質取引とこれ

と等価な排水課徴金を比較した。補助金のない水質取引と徴収された課徴金の全額を補助金に充当する排水課徴金を比較したところ、排水課徴金の方が優れていることが理論的に明らかとなった。また、この結果は、東京湾流域のシミュレーションによっても定量的に確認された。

#### 第4章 記号の説明

$a_k^*$  :  $a_k^* = \alpha_k^* / (1 - g_T)$  と定義される変数で、詳細な取引価格の形成に寄与する排出源の最適解での限界費用 (円/kg) を表す。

$C^*$  : 最適解における排水処理費用の総和 (円/年) で、 $C^* = \sum_{i=1}^n c_i^*$  と表される。

$c_i$  : 排出源  $i$  の排水処理費用 (円/年)。

$\bar{c}$  :  $n$  個の排出源に関する排水処理費用の平均値 (円/年) で、 $\bar{c} = \sum_{i=1}^n c_i / n$  と表される。

$\Delta c_i$  : 排出源  $i$  の排水処理費用の平均値からの偏差 (円/年) で、 $\Delta c_i = c_i - \bar{c}$  と表される。

$g_C$  : 排水課徴金における補助率 ( $0 \leq g_C < 1$ )。

$g_T$  : 水質取引における補助率 ( $0 \leq g_T < 1$ )。

$\Delta G_C$  : 基金に対する政府の財政支援額 ( $\Delta G_C \geq 0$ )、もしくは基金から補助金以外への支出額 ( $0 > \Delta G_C$ ) (円/年)。

$L_{i,k}$  : 水質取引において排出源  $i$  に割り当てられる汚染物質  $k$  のベースライン (kg/年)。

$\bar{L}_k$  :  $n$  個の排出源に割り当てられた汚染物質  $k$  のベースラインの平均値 (kg/年) で、

$$\bar{L}_k = \sum_{i=1}^n L_{i,k} / n \text{ と表される。}$$

$\Delta L_{i,k}$  : 排出源  $i$  に割り当てられた汚染物質  $k$  のベースラインの平均値からの偏差 (kg/年) で、 $\Delta L_{i,k} = L_{i,k} - \bar{L}_k$  と表される。

$L_i(x, \lambda), L_i(x, \mu)$  : ラグランジュ関数。

$m$  : 汚染物質の種類の数



$n$  : 排出源の数

$q_i$  : 排出源  $i$  の排水量 ( $\text{m}^3/\text{日}$ )

$X_k^*$  : 最適解における汚染物質  $k$  の総排出負荷量 ( $\text{kg}/\text{年}$ ) で,  $X_k^* = \sum_{i=1}^n x_{i,k}^*$  と表される。

$x_{i,k}$  : 排出源  $i$  から排出される汚染物質  $k$  の負荷量 ( $\text{kg}/\text{年}$ )。

$\bar{x}_k$  :  $n$  個の排出源から排出される汚染物質  $k$  の負荷量の平均値 ( $\text{kg}/\text{年}$ ) で,

$$\bar{x}_k = \sum_{i=1}^n x_{i,k} / n \text{ と表される。}$$

$\Delta x_{i,k}$  : 排出源  $i$  から排出される汚染物質  $k$  の負荷量の平均値からの偏差 ( $\text{kg}/\text{年}$ ) で,

$$\Delta x_{i,k} = x_{i,k} - \bar{x}_k \text{ と表される。}$$

$y_i$  : 排出源  $i$  の純費用 ( $\text{円}/\text{年}$ )。

$\bar{y}$  :  $n$  個の排出源に関する純費用の平均値 ( $\text{円}/\text{年}$ ) で,  $\bar{y} = \sum_{i=1}^n y_i / n$  と表される。

$\Delta y_i$  : 排出源  $i$  の純費用の平均値からの偏差 ( $\text{円}/\text{年}$ ) で,  $\Delta y_i = y_i - \bar{y}$  と表される。

$Z_k$  : 対象とする排出源の総体に係る汚染物質  $k$  の全体許容負荷量 ( $\text{kg}/\text{年}$ )。

$\alpha_k$  : 水質取引における汚染物質  $k$  の取引価格 ( $\text{円}/\text{kg}$ )。

$\beta_k$  : 汚染物質  $k$  に係る排水課徴金の料率 ( $\text{円}/\text{kg}$ )。

$\varphi_k$  : 汚染物質  $k$  の一律水質基準 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )。現行の流総計画においては, 多くの処理場

で  $L_{i,k} = q_i \varphi_k$  のようなベースライン  $L_{i,k}$  の設定が行われる。

$\lambda, \mu$  : ラグランジュ乗数。

$\sigma_B, \sigma_C, \sigma_T$  : それぞれベースライン, 排水課徴金, 水質取引における, 処理水量当たり

排水処理費用  $y_i / q_i$  の, 排出源間のばらつきを表す標準偏差 ( $\text{円}/\text{m}^3$ )。

\* (アステリスク) : 変数の右肩に付したアステリスクは最適解におけるその変数の値を示す。

[ ]<sub>T</sub> : 水質取引に関する変数であることを表す。

[ ]<sub>C</sub> : 排水課徴金に関する変数であることを表す。

#### 第4章参考文献

---

- 1) 大塚健司編：中国の水汚染問題解決に向けた流域ガバナンスの構築—太湖流域におけるコミュニティ円卓会議の実験』調査研究報告書，JETRO アジア経済研究所 (2009)
- 2) 大塚健司：中国太湖流域の環境再生をめぐる — 南京国際ワークショップ報告 —，アジ研ワールドトレンド，176 (2010) pp.44-47
- 3) 石田整，花木啓祐，荒巻俊也：東京湾流域の下水処理場への排出権取引制度導入効果の推定，土木学会論文集，804 (VII-37) (2005) pp.73-81.
- 4) 荒巻俊也，松本一城，石井暁，花木啓祐：閉鎖性水域での排出権取引における流入河川での水質変化の影響に関する考察 — 東京湾流域の下水処理場を対象として —，土木学会環境システム研究論文集，35 (2007) pp.375-381
- 5) 島田明夫，渡辺晴彦，新澤秀則：東京湾流域における水質保全のための排出権取引モデル，環境アセスメント学会誌 2 (2) (2004) pp. 45-54
- 6) C. Pharino : Sustainable Water Quality Management Policy, Springer (2007) pp.52-54
- 7) 藤木修：水質保全のための経済的手法とその課題—水質取引と排水課徴金—，水環境学会誌 33(A) 2 (2010) pp41-44
- 8) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査—指針と解説 (1999)
- 9) Amey Marrella : Report of the Nitrogen Credit Advisory Board for Calendar Year 2008, Connecticut Department of Environmental Protection (2009)
- 10) Jones, R. A. and Lee, G. F. : Use of Vollenweider-OECD Modeling to Evaluate Aquatic Ecosystem Functioning, Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals, ASTM STP 988, American Society for Testing and Materials, Philadelphia (1998) pp.17-27
- 11) 諸富徹：環境税の理論と実際，有斐閣 (2002) pp.5-56
- 12) 西村清彦：経済学のための最適化理論入門，東京大学出版会 (2004) pp.65-87

- 
- 13) 今野浩, 山下浩 : 非線形計画法 日科技連 (1995) pp.51-76
- 14) 植田和宏, 岡敏広, 新澤秀則 : 環境政策の経済学 日本評論社 26 (1997)  
pp.152-153

## 第5章 不確実性を考慮した防災事業の費用便益分析

### 5.1 はじめに

費用便益分析は、下水道事業を含む公共事業の新規採択時評価、再評価等において広く用いられている。下水道事業の場合には、費用便益比は、補助金交付という経済的手法適用対象事業としての適格性と優先度を評価する重要な指標となっている。公共事業のうち、豪雨や地震のような自然災害や汚染排水の流出のような事故災害等の被害を軽減することを目的とする防災事業の費用便益分析では、防災事業の主な便益は、「人的損失額の軽減」、「物的損害額の軽減」および「被災可能性に対する不安の軽減」の3つが基本とされる。ただし、「被災可能性に対する不安の軽減」は、現在のところ評価手法に課題が残されているため、評価手法の確立、評価値の精度向上が進められるまでの間は、「人的損失額の軽減」と「物的損害額の軽減」の和に、災害の発生確率を乗じた「期待被害額の軽減」を防災事業の便益とするとされている<sup>1)</sup>。

しかしながら、実際的意思決定にあたっては、費用対便益について、その期待値だけでなく、確率分布に関する情報が欲しい局面も考えられる。例えば、費用便益比の期待値が1を超える場合であっても、値のばらつきによって、かなりの確率で1を下回るとみなされる場合には、事業の実施を見合わせるという考え方もあろう。反対に、費用便益比の期待値が1を下回る場合であっても、一定以上の確率で、きわめて大きな値となることが見込まれる場合には、被災可能性に対する不安の軽減を勘案し、敢えて事業を実施するという選択肢も想定し得る。

災害の発生に関わる不確実性は「一次の不確実性」、災害による損失・損害予測の一切の不確実性は「二次の不確実性」と呼ばれる<sup>2)</sup>。本章では、災害が一定の平均頻度でランダムに発生するとみなされる場合の、一次の不確実性に起因する損失・損害額のうち、対象とする防災事業による軽減額（以下、本章で「被害軽減額」という。）と、この被害軽減額をもって便益を評価する場合の費用便益比の確率分布を推定する方法について考察を行う。

### 5.2 前提条件

#### 5.2.1 想定災害

自然災害や事故災害の発生には、周期性が認められる場合と、ランダムとみなされる場合がある。ここで想定する災害は、一定の平均頻度 $\lambda$ でランダムに発生すると仮定する。この場合、期間 $T$ の間に発生する災害の回数 $n$ は、平均 $\lambda T$ のポアソン分布にしたがう。

## 5. 2. 2 費用便益分析の評価対象期間

防災事業は、一般に施設の整備を伴うものであり、評価対象期間  $t=[0, T]$  における  $T(>0)$  としては、当該防災施設の耐用年数を設定する方法が一般的である。ここに、 $t=0$  は現在時点を表す。他方、当該防災施設が耐用年数に達したあとも、改築が繰り返され、永久的に同様の効果を発揮するという前提で費用対便益を論じることがもできる。後者の場合、費用、便益とも現在価値に換算したあと、 $t=[0, \infty)$  の期間についてそれぞれ足し合わせることになる。 $T$  が十分大きい場合、両者の相違は無視できると想定される。本章では後者の方法、すなわち評価対象期間として  $t=[0, \infty)$  を採用する。また、費用の算定における不確実性の程度は、便益の不確実性と比較して無視できると仮定する。

## 5. 2. 3 被害軽減額とその超過確率

本章では、被害軽減額とその被害軽減額が生じる超過確率との関係がわかっていると仮定する。この関係は、対象とする防災事業を実施した場合と実施しない場合の、リスクカーブの差分から得られる。

## 5. 3 想定災害における被害軽減額の総和の確率分布

### 5. 3. 1 特性関数

1回の想定災害ごとに、当該防災事業によって一定の被害軽減額  $I_0$  が発生するものとする。本章では一次の不確実性のみを考慮するため、 $I_0$  は、二次の不確実性については平均化された期待値として取り扱う。

将来価値の社会的割引率を  $\alpha$  とすると、 $t$  年後に発生する想定災害による被害軽減額の現在価値  $I_t$  はつぎのように表される。

$$I_t = \frac{I_0}{(1+\alpha)^t} = I_0 e^{-rt} \quad (1)$$

ただし、 $r = \log(1+\alpha)$

本論文では、 $\log$  は自然対数を表すものとする。

現在価値で表された相対的な被害軽減額  $\bar{I}_t$  を

$$\bar{I}_t = \frac{I_t}{I_0} = e^{-rt} \quad (2)$$

と定義すると、 $\bar{I}_t$  は確率変数となり、その特性関数  $g_{1,T}(u)$  は次のように表される。

$$g_{1,T}(u) = E\left[e^{i u \bar{I}_t}\right]$$

$$= \int_0^T \frac{1}{T} e^{iue^{-t}} dt \quad (3)$$

$E[*]$ は期待値を表す演算子である。

期間  $t=[0, T]$  に  $n$  回 ( $n=0, 1, 2, \dots$ ) の想定災害が発生するとして、相対的な被害軽減額を現在価値に換算し、その総和を  $x_{T,n}$  とおく。  $n \geq 1$  の場合、  $\bar{I}_i$  ( $i=1, 2, 3, \dots, n$ ) はそれぞれ独立に(3)式で表される特性関数  $g_{1,T}(u)$  をもつ分布にしたがう。合成積の特性関数は、もとの分布の特性関数の積で表されるから<sup>3)</sup>、  $x_{T,n}$  の特性関数  $g_{n,T}(u)$  は

$$g_{n,T}(u) = [g_{1,T}(u)]^n \quad (4)$$

となる。

期間  $t=[0, T]$  に想定災害が 1 回も発生しない場合、すなわち  $n=0$  では、相対的な被害軽減額はゼロであるから、(3)式より

$$g_{0,T}(u) = E[e^{iu \times 0}] = 1 \quad (5)$$

5. 2. 1 節の前提条件から、  $t=[0, T]$  の区間に想定災害が  $n$  回 ( $n=0, 1, 2, \dots$ ) 発生する確率は、次に示すような平均  $\lambda T$  のポアソン分布で表される。

$$P_o(n) = \frac{1}{n!} (\lambda T)^n e^{-\lambda T} \quad (6)$$

すべての発生回数  $n(=0, 1, 2, \dots)$  を考慮した相対的な被害軽減額の現在価値の総和  $x_T$  の特性関数  $g_T(u)$  は、(3)式～(6)式から次のように表される。

$$\begin{aligned} g_T(u) &= E[g_{n,T}(u)] \\ &= \sum_{n=0}^{\infty} P_o(n) g_{n,T}(u) \\ &= \sum_{n=0}^{\infty} \frac{1}{n!} (\lambda T)^n e^{-\lambda T} \left[ \int_0^T \frac{1}{T} e^{iue^{-t}} dt \right]^n \\ &= \exp \left[ \lambda \int_0^T (e^{iue^{-t}} - 1) dt \right] \end{aligned} \quad (7)$$

したがって

$$\begin{aligned}\log g_T(u) &= \lambda \int_0^T (e^{iue^{-t}} - 1) dt = \lambda \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(iu)^n}{n!} \int_0^T e^{-nt} dt \\ &= \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(1 - e^{-nrT})}{n \cdot n!} (iu)^n\end{aligned}\quad (8)$$

5. 2. 2節の前提条件で述べたように、本章では評価対象期間として $t=[0, \infty)$ を採用する。この場合の相対的な被害軽減額の現在価値を $x$ 、 $x$ の特性関数を $g(u)$ とおくと、 $g(u)$ は、(7)式において $T \rightarrow \infty$ とすることにより、

$$g(u) = \exp \left[ \lambda \int_0^{\infty} (e^{iue^{-t}} - 1) dt \right] \quad (9)$$

と表され、さらに次の関係が導かれる。

$$\log g(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(iu)^n}{n \cdot n!} \quad (10)$$

(10)式より、 $x$ の分布は、パラメータ $\lambda/r$ によって一意的に決まることがわかる。

### 5. 3. 2 特性関数の特殊関数表示

(9)式において $\tau = ue^{-t}$ とおくと、 $dt = -d\tau/(r\tau)$ であるから、 $g(u)$ は次のように表される。

$$\begin{aligned}g(u) &= \exp \left[ \frac{\lambda}{r} \int_0^u \frac{e^{i\tau} - 1}{\tau} d\tau \right] \\ &= \exp \left[ \frac{\lambda}{r} \left\{ \int_0^u \frac{\cos \tau - 1}{\tau} d\tau + i \int_0^u \frac{\sin \tau}{\tau} d\tau \right\} \right]\end{aligned}\quad (11)$$

まず、 $u > 0$ の場合を考える。

$$\int_0^u \frac{\cos \tau - 1}{\tau} d\tau = Ci(u) - \log u - \gamma \quad (12)$$

( $\gamma$ : Euler の定数,  $\gamma = 0.57721566490 \dots$ )

および

$$Si(u) = \int_0^u \frac{\sin \tau}{\tau} d\tau \quad (13)$$

の関係<sup>4), 5), 6)</sup>を利用すると, (11)式は次のように表される。

$$g(u) = \exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(u) - \log(u) - \gamma\} + i\frac{\lambda}{r}Si(u)\right] \quad (u > 0) \quad (14)$$

ここに,  $Si(u)$ ,  $Ci(u)$  はそれぞれ積分正弦関数, 積分余弦関数であって,  $Si(u)$  は(13)式で,  $Ci(u)$  は次の(15)式で定義される。

$$Ci(u) = -\int_u^\infty \frac{\cos \tau}{\tau} dt \quad (15)$$

(11)式の被積分関数 $(\cos \tau - 1)/\tau$ は奇関数,  $\sin \tau/\tau$ は偶関数であるから, (13)式をもとに,  $u$ の正負に関係なく成り立つ次の式が導かれる。

$$g(u) = \frac{\exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(|u|) - \gamma\}\right]}{|u|^{\frac{\lambda}{r}}} \exp\left[i\frac{\lambda}{r}Si(u)\right] \quad (16)$$

### 5.3.3 確率密度関数の積分表示

想定災害に対する, 現在価値に換算された相対的な被害軽減額の総和  $x$  の確率密度関数  $f(x)$  は, (16)式にフーリエ反転公式を適用し, 次のように導かれる。

$$\begin{aligned} f(x) &= \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{\infty} e^{-iux} g(u) du \\ &= \frac{1}{\pi} \int_0^{\infty} \frac{\exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(u) - \gamma\}\right]}{u^{\frac{\lambda}{r}}} \cos\left\{\frac{\lambda}{r}Si(u) - xu\right\} du \end{aligned} \quad (17)$$

### 5.3.4 確率密度関数の数値解

#### (1) $u = 0$ の近傍における被積分関数の級数表示

(17)式の積分を数値的に行おうとすると, 被積分関数の分母が  $u^{\lambda/r}$  であるため,  $u = 0$  の近傍における被積分関数の挙動を解析的に明らかにする必要がある。被積分関数の一部を構成する関数  $Q(u)$  を次のように定義する。

$$Q(u) = \frac{\exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(u) - \gamma\}\right]}{u^{\frac{\lambda}{r}}} \quad (18)$$



$Ci(u)$  は

$$Ci(u) = \gamma + \log u + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n u^{2n}}{2n(2n)!} \quad (19)$$

と級数展開できるから<sup>7)</sup>, (19)式を(18)式に代入すると

$$Q(u) = \frac{\exp\left[\frac{\lambda}{r} \left\{ \log u + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n u^{2n}}{2n(2n)!} \right\}\right]}{u^{\frac{\lambda}{r}}}$$

$$= \exp\left[\frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n u^{2n}}{2n(2n)!}\right] \quad (20)$$

(19)式に対応する  $Si(u)$  の級数展開表示は、次のとおりである<sup>7), 8)</sup>。

$$Si(u) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{(-1)^n u^{2n+1}}{(2n+1)(2n+1)!} \quad (21)$$

## (2) 数値積分の方法

(17)式を数値的に積分して、 $f(x)$  の形状、すなわち確率密度曲線を求める。数値積分は、積分範囲を2つの区間に分け、それぞれにシンプソン公式<sup>9)</sup>を適用して、次の示すような刻み幅  $\Delta u$  で行った。

$$\text{区間 a) } 0 \leq u \leq 25 \quad \Delta u = 0.005$$

$$\text{区間 b) } 25 \leq u \leq 1825 \quad \Delta u = 0.03$$

区間 a) では、(20)式、(21)式を(17)式に代入して被積分関数を計算した。総和の対象とした級数項は、(20)式については初項から第 60 項、(21)式については初項から第 40 項である。また、区間 b) における  $Si(u)$ 、 $Ci(u)$  の計算には、有理式と三角関数を用いた近似式<sup>7), 10)</sup>を利用した。

数値積分は、Microsoft 社の Excel VBA を用い、倍精度で計算した。計算精度の評価の参考とするため、数値積分で得られた  $f(x)$  を  $x$  について数値的に積分し、確率密度曲線と  $x$  軸で囲まれる部分の面積を求めたところ、理論値 1 からの誤差は、 $\lambda/r=1/3$  では 1.6%、図-1 のその他の  $\lambda/r$  では 0.7% 未満であった。(17)式の被積分関数は、 $u$  の増大に伴ってゼロに収束する。 $\lambda/r$  の値が小さい場合は、この収束速度が小さいことから、特に  $x=0$  の近傍で計算結果が不安定となる傾向があり、結果的に誤差が大きくなると考えられる。

### (3) 数値解とその特徴

上記の方法で(17)式の積分を数値的に実施して得られた確率密度曲線を図1に示す。 $\lambda/r < 1$ の場合、確率密度曲線は、指数分布のような右下がりの形状となるが、曲線の途中で小さな瘤（こぶ）を持つ特徴を有する。 $\lambda/r$ の値が小さいほど、急峻な傾きとなる。 $\lambda/r = 1$ では、 $0 < x < 1$ の範囲でプラトーをもつ。 $\lambda/r > 1$ ではこのプラトーがくずれ、 $\lambda/r$ が大きいほど正規分布に類似の形状となる。 $x = 0$ の近傍の様子は、数値積分では正確に捉えることできないが、実務上十分な精度で $x$ の確率密度が把握できたといえる。

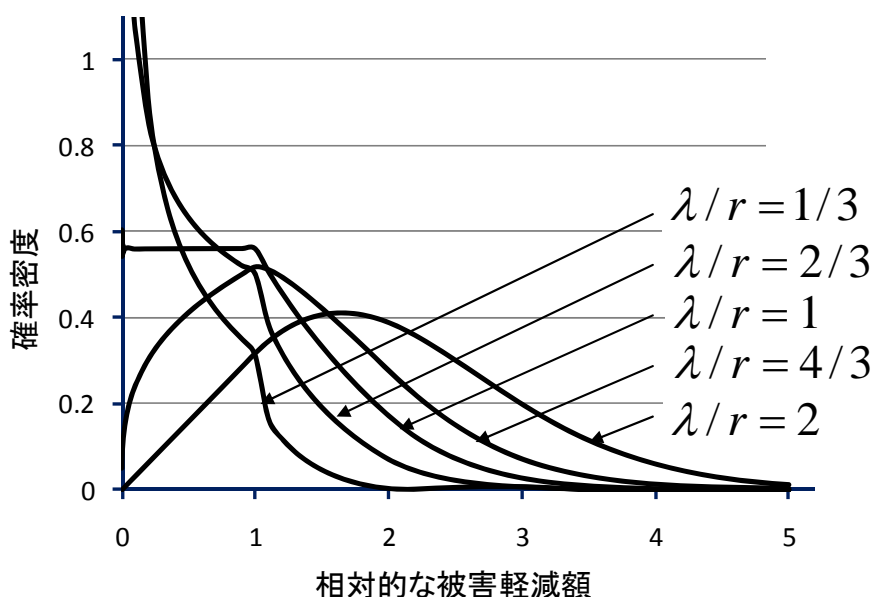


図1 相対的な被害軽減額の確率密度曲線

## 5.4 被害軽減額の超過確率を考慮した費用便益分析

### 5.4.1 有限個の想定災害による近似

これまでは、1回当たりの被害軽減額 $I_0$ が一定の想定災害を対象とした議論であった。実際には、同種であっても、様々な規模、態様の災害が発生する。

ここでは、前提条件5.2.3で述べたように、被害軽減額とその被害軽減額が生じる超過確率との関係がわかっていると仮定し、現在価値に換算された被害軽減額の総和について確率論的な考察を試みる。また、(社)日本下水道協会発行の「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」<sup>11)</sup>に紹介されている、S市公共下水道における浸水対策事業の費用効果分析の事例を用い、便益や費用便益比の分布を求める具体的な方法について論じる。

表1 浸水対策事業の費用効果分析 (S市公共下水道の例)

(平成17年度価格)

① 降雨規模 (確率年)	②=1/① 年平均 超過確率 $N_m$	被害額			⑤ 区間確率 $N_{m-1}-N_m$	⑤' ⑤に対応する 超過確率	⑥ 区間平均 被害軽減額 (百万円) $(D_{m-1}+D_m)/2$	⑦=⑤×⑥ 年平均 被害軽減額 (百万円)	⑧ 年平均被害 軽減額⑦の 累計値 (百万円)
		③ 現況 (百万円)	③' 整備後 (百万円)	④=③-③' 被害軽減額 (百万円) $D_m$					
3	0.3333	0	0	0	—	—	0	0	0
5	0.2000	5,881.0	0.0	5,881.0	0.1333	0.3133	2,940.5	392.0	392.0
10	0.1000	6,277.6	0.0	6,277.6	0.1000	0.1800	6,079.3	607.9	999.9
30	0.0333	8,019.1	136.4	7,882.7	0.0667	0.0800	7,080.2	472.2	1,472.1
50	0.0200	8,395.2	136.4	8,258.8	0.0133	0.0133	8,070.8	107.3	1,579.5

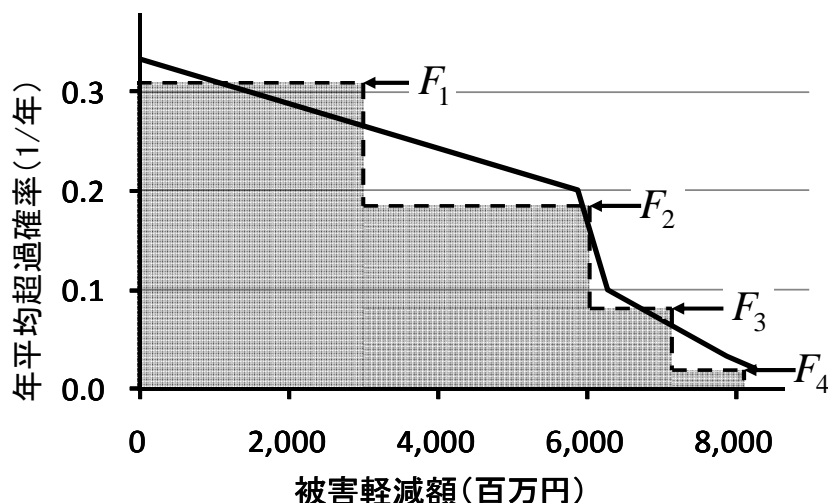


図2 年平均超過確率と被害軽減額の関係

図2において、折れ線は表1の欄②と欄④の関係を、階段状の破線は、表1の欄⑥と欄⑤'の関係を示したものである。破線は、図3に示す4種類の想定水害 ( $F_1 \sim F_4$ ) のもとでの被害軽減額と年平均超過確率との関係にほかならない。図3は、表1の欄⑥と欄⑤から得られる。図2中の矢印と記号は、破線の描く被害軽減額のジャンプをもたらす想定水害を表示したものである。このように、年平均超過確率と被害軽減額の関係がわかっている場合、この関係を十分近似できるような有限個 ( $N$  個) の想定災害を決める。様々な規模、態様の災害を、この  $N$  個の想定災害で代表させることによって、現在価値に換算された被害軽減額の総和の分布を近似的に求めようとするものである。「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」でも、すべての水害についての年平均被害軽減額の期待値を求める過程で、すべての水害を図3の4つの想定水害で代表させ、それぞれの年平均被害軽減額(表1の欄⑦)を計算している。

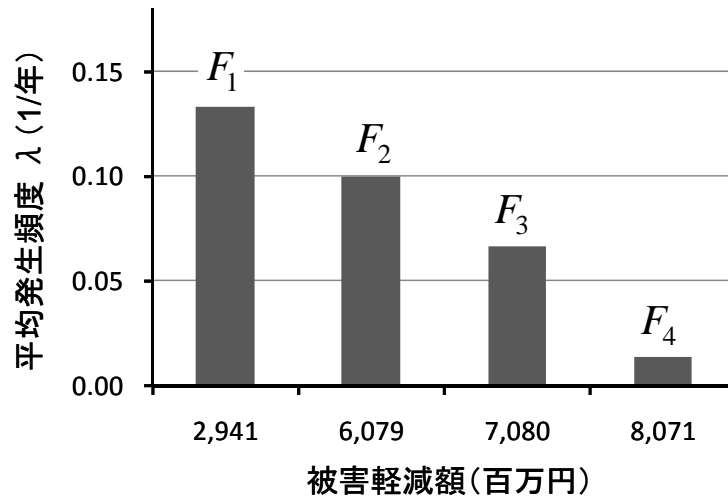


図3 想定水害の被害軽減額と平均発生頻度

#### 5. 4. 2 確率密度関数の積分表示

想定災害  $F_k$ , ( $k=1\sim N$ )における防災事業による被害軽減額を  $I_k$ , 平均発生頻度を  $\lambda_k$  とおくと, 被害軽減額の現在価値の総和  $x_k$  の特性関数  $g_k(u)$  は, (16)式の導出と同様の方法によって, 次のように求められる。

$$g_k(u) = \frac{\exp\left[\frac{\lambda_k}{r} \{Ci(I_k|u) - \gamma\}\right]}{(I_k|u)^{\frac{\lambda_k}{r}}} \exp\left[i\frac{\lambda_k}{r} Si(I_k u)\right] \quad (22)$$

いま求めたいのは

$$\bar{x} = x_1 + x_2 + \dots + x_N \quad (23)$$

で定義される  $\bar{x}$  の分布である。想定災害が互いに独立に発生すると仮定すると,  $\bar{x}$  の特性関数  $\bar{g}(u)$  は, 次のように表される。

$$\begin{aligned} \bar{g}(u) &= \prod_{k=1}^N g_k(u) \\ &= \frac{\exp\left[\frac{1}{r} \sum_{k=1}^N \lambda_k \{Ci(I_k|u) - \gamma\}\right]}{\prod_{k=1}^N (I_k|u)^{\frac{\lambda_k}{r}}} \exp\left[\frac{i}{r} \sum_{k=1}^N \lambda_k Si(I_k u)\right] \end{aligned} \quad (24)$$

また, (17)式の導出と同様の方法により,  $\bar{x}$  の確率密度関数  $\bar{f}(\bar{x})$  は, 次のように求めら

れる。

$$\bar{f}(\bar{x}) = \frac{1}{\pi} \int_0^\infty \frac{\exp\left[\frac{1}{r} \sum_{k=1}^N \lambda_k \{Ci(I_k u) - \gamma\}\right]}{\prod_{k=1}^N (I_k u)^{\frac{\lambda_k}{r}}} \cos\left\{\frac{1}{r} \sum_{k=1}^N \lambda_k Si(I_k u) - \bar{x}u\right\} du \quad (25)$$

### 5.4.3 キュミュラントと主な統計量

(10)式の導出と同様の方法により,

$$\log g_k(u) = \frac{\lambda_k}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{I_k^n (iu)^n}{n \cdot n!} \quad (26)$$

と級数展開表示されるため,  $\log \bar{g}(u)$  は

$$\log \bar{g}(u) = \sum_{k=1}^N \frac{\lambda_k}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{I_k^n (iu)^n}{n \cdot n!} \quad (27)$$

と表される。したがって,  $\bar{x}$  の  $n$  次のキュミュラント  $\kappa_n$  は, 次のように導かれる。

$$\kappa_n = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^N \frac{\lambda_k}{r} I_k^n \quad (n=1, 2, 3, \dots) \quad (28)$$

キュミュラントと統計量との関係<sup>12)</sup>から, 主な統計量が以下のように導かれる。

$$\text{平均: } \bar{\mu} = \kappa_1 = \sum_{k=1}^N \frac{\lambda_k}{r} I_k \quad (29)$$

$$\text{分散: } \bar{\sigma}^2 = \kappa_2 = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^N \frac{\lambda_k}{r} I_k^2 \quad (30)$$

$$\text{歪度: } \bar{\beta}_3 = \frac{\kappa_3}{\bar{\sigma}^3} = \frac{\sqrt{8}}{3} \cdot \frac{1}{\sqrt{\Lambda_S / r}} \quad (31)$$

$$\text{尖度: } \bar{\beta}_4 = \frac{\kappa_4}{\bar{\sigma}^4} = \frac{1}{\Lambda_K / r} \quad (32)$$

ここに

$$\Lambda_S = \frac{\left(\sum_{k=1}^N \lambda_k I_k^2\right)^3}{\left(\sum_{k=1}^N \lambda_k I_k^3\right)^2}, \quad \Lambda_K = \frac{\left(\sum_{k=1}^N \lambda_k I_k^2\right)^2}{\sum_{k=1}^N \lambda_k I_k^4} \quad (33)$$

なお、(29)式～(33)式において  $N=1$  とおくと、(17)式で表される  $f(x)$  についての主な統計量が得られる。

#### 5. 4. 4 被害軽減額の確率分布の数値解

図3に示す4つの想定水害の平均発生頻度  $\lambda_k$ 、被害軽減額  $I_k$  を(25)式に代入する。 $r$  については、国土交通省の指針<sup>13)</sup>に準拠して社会的割引率  $\alpha$  を4%とし、 $r = \log 1.04 = 0.03922\dots$  を代入する。

数値積分の条件は、図1の確率密度曲線を求めた場合と基本的に同様であるが、次に示すように積分範囲は長くとしている。また、 $\bar{x}$  と  $I_k$  は百億円単位の数値で与えた。

区間 a)  $0 \leq u \leq 25$       $\Delta u = 0.005$

区間 b)  $25 \leq u \leq 3025$       $\Delta u = 0.05$

数値積分の結果を図4に示す。 $\bar{f}(\bar{x})$  のほか、4つの想定水害に係る確率密度もあわせて示した。

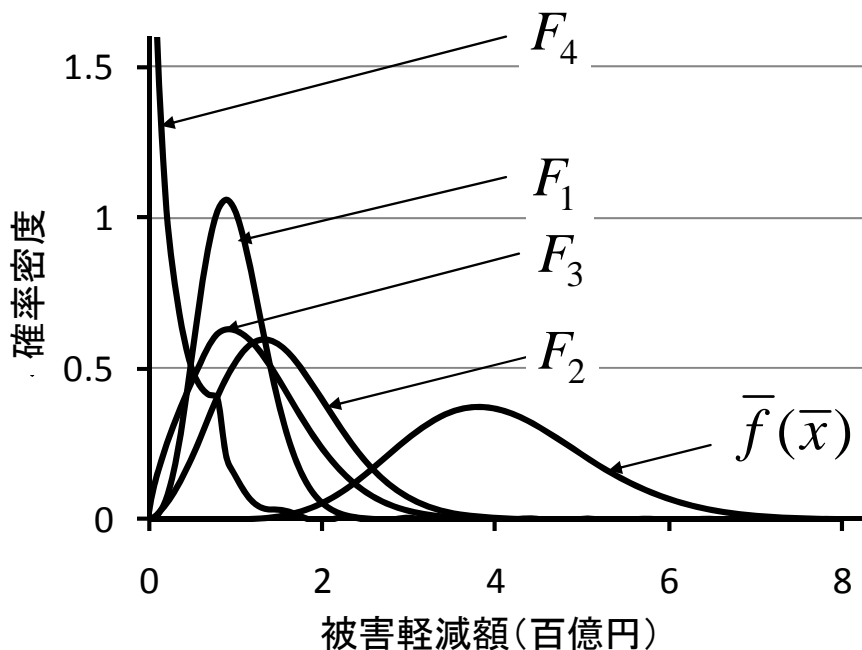


図4 想定水害における被害軽減額の確率密度曲線

図4では、想定水害  $F_4$  のみが途中で瘤をもつ右下がりの曲線であり、他は正規分布に類似した形状である。これは、 $F_4$  のみが  $\lambda/r (= 0.340) < 1$  で、他の曲線は  $\lambda/r > 1.7$  であるためである。

#### 5.4.5 費用便益分析における費用

表2は、「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」<sup>12)</sup>から引用(一部改変)したもので、対象とする浸水対策事業において計算される、便益と費用の期待値の経年変化を表している。

この事例では、平成17年度から平成21年度の期間に新規の施設建設を行い、平成22年度から供用開始する。その後、施設を供用したまま、平成67年度から平成71年度に改築を行うこととしている。平成17年度を現在時点とし、平成71年度までの55年間に想定される、現在価値に換算した便益と費用の期待値の総和を計算して、表3のケース①の結論を得ている。ケース②は、改築が始まる前年度、すなわち平成66年度までの50年間を対象として同様の計算を行ったものである。両ケースとも、便益の総和には施設の残存価値が含まれている。

表2 便益と費用の経年変化

年次 i	年度	便 益 B(百万円)			費用(=建設費+改築費+維持管理費)(百万円)			内容
		便 益 ①		残存価値 ②	計 ①+②	費用		
		便益	現在価値			費用	現在価値Ci	
1	H17	0.0	0.0		0.0	356.1	356.1	新設 費用
2	H18	0.0	0.0		0.0	318.3	306.2	
3	H19	0.0	0.0		0.0	171.4	158.6	
4	H20	0.0	0.0		0.0	210.5	187.1	
5	H21	0.0	0.0		0.0	120.6	103.1	
	小計①		0.0		0.0		1,111.1	
6	H22	1,579.6	1,298.5		1,298.5	0.6	0.5	維持 管理 費用
7	H23	1,579.6	1,247.9		1,247.9	0.6	0.5	
8	H24	1,579.6	1,200.5		1,200.5	0.6	0.5	
9	H25	1,579.6	1,154.7		1,154.7	0.6	0.4	
10	H26	1,579.6	1,110.5		1,110.5	0.6	0.4	
.	.	.	.		.	.	.	
.	.	.	.		.	.	.	
.	.	.	.		.	.	.	
49	H65	1,579.6	240.1		240.1	0.6	0.1	
50	H66	1,579.6	230.6		230.6	0.6	0.1	
51	H67	1,579.6	222.7		222.7	356.6	50.3	改築 + 維持 管理 費用
52	H68	1,579.6	213.2		213.2	318.6	43.0	
53	H69	1,579.6	205.4		205.4	171.6	22.3	
54	H70	1,579.6	197.5		197.5	210.6	26.4	
55	H71	1,579.6	189.6		189.6	120.6	14.5	
	小計②		29,006.6		29,006.6		167.0	
	合計		29,006.6	132.5	29,139.1		1,278.1	

表3 期待値ベースの費用便益分析の結果

ケース	評価期間	便益の総和の 現在価値: B(百万円)	費用の総和の 現在価値: C(百万円)	費用便益比 B/C
①	55年間 (H17-H71)	29,139.1	1,278.1	22.80
②	50年間 (H17-H66)	28,110.7	1,121.6	25.06

表2において、平成72年度(i=56)以降の費用 $C_i$ は、平成22年度(i=6)から平成71年度(i=55)までの50年間の費用を周期的に繰り返すと仮定する。すなわち

$$C_i = C_{i-50} \quad (i \geq 56) \quad (34)$$

この場合、評価期間 $t=[0, \infty)$ における費用の現在価値の総和 $C_T$ は次のように計算される。

$$\begin{aligned} C_T &= \sum_{i=1}^5 \frac{C_i}{(1+\alpha)^{i-1}} + \sum_{i=6}^{55} \frac{C_i}{(1+\alpha)^{i-1}} + \sum_{i=56}^{105} \frac{C_i}{(1+\alpha)^{i-1}} + \dots \\ &= \sum_{i=1}^5 \frac{C_i}{(1+\alpha)^{i-1}} + \left[ \sum_{k=0}^{\infty} \left\{ \frac{1}{(1+\alpha)^{50}} \right\}^k \right] \times \left\{ \sum_{i=6}^{55} \frac{C_i}{(1+\alpha)^{i-1}} \right\} \\ &= 1,111.1 + 1.164 \times 167.0 = 1,305.5 \quad (\text{百万円}) \end{aligned} \quad (35)$$

ただし、 $\alpha = 0.04$ である。

#### 5.4.6 費用便益比の分布とその近似

便益は平成22年度から発生するため、平成22年度現在の価値を平成17年度現在の価値に換算するために、換算係数 $\eta = 1/(1+\alpha)^5 = 0.8219\dots$ を掛ける必要がある。

評価期間 $t=[0, \infty)$ を対象とする費用便益比 $z$ は

$$z = \eta \bar{x} / C_T \quad (36)$$

と表されるから、(25)式と(36)式から $z$ の確率密度関数 $f_{CBR}(z)$ を求めることができる。具体的には(24)式において



$$\text{置換： } I_k \Rightarrow \eta I_k / C_T \quad (k=1,2,3,\dots,N) \quad (37)$$

と置き換えるだけで  $f_{CBR}(z)$  が得られる。キュミュラントや主な統計量も(29)式～(33)式において(37)の置換を行うことで求められるが、歪度と尖度は置換の影響を受けず変化しないことがわかる。すなわち、 $f_{CBR}(z)$ の歪度、尖度は、それぞれ(31)式、(32)式によって計算される。

被害軽減額は、防災事業の便益にほかならないから、平成17年度現在価値に基づく費用便益比  $z$  の期待値  $\bar{\mu}_z$  は、(29)式に(37)の置換を行って、次の通り求められる。

$$\bar{\mu}_z = \frac{\eta}{C_T} \sum_{k=1}^4 I_k = 25.356 \quad (38)$$

これを表3の費用便益比と比較すると、(38)式で表される費用便益比は、ケース②とほぼ一致することがわかる。

数値積分によって求めた費用便益比  $z$  の確率密度関数  $f_{CBR}(z)$  を図5に示す。 $f_{CBR}(z)$  の数値解をもとに、たとえば費用便益比が10を下回る確率は0.24%、逆に40を上回る確率は1.96%、また、最頻値は24.0であるといった情報が得られる。

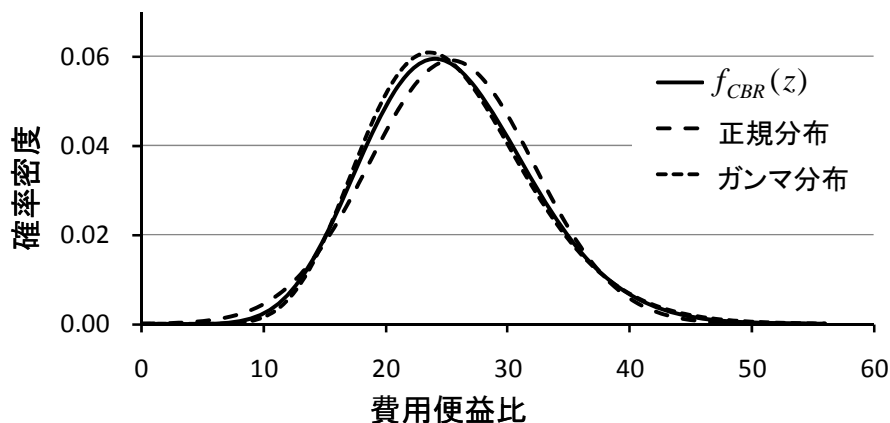


図5 費用効果比の確率密度曲線

図5には、比較のため正規分布とガンマ分布の確率密度曲線もあわせて示した。正規分布とガンマ分布の平均と分散の値を、(29)式、(30)式に(37)の置換を行って計算される  $f_{CBR}(z)$  の平均、分散の値と一致させてある。この場合、ガンマ分布の確率密度関数  $f_{\Gamma}(z)$  を

$$f_{\Gamma}(z) = \frac{\zeta^{\theta}}{\Gamma(\theta)} x^{\theta-1} e^{-\zeta z} \quad (39)$$

と表すと、パラメータ  $\zeta$  と  $\theta$ 、さらに歪度  $\beta_{\Gamma,3}$  と尖度  $\beta_{\Gamma,4}$  は次のようになる。

$$\left. \begin{aligned} \zeta &= \mu_z / \sigma_z^2, & \theta &= \mu_z^2 / \sigma_z^2 \\ \beta_{\Gamma,3} &= 2/\sqrt{\theta}, & \beta_{\Gamma,4} &= 6/\theta \end{aligned} \right\} \quad (40)$$

図5の分布について、主な統計量を示したのが表4である。

表4 主な統計量の比較

	$f_{CBR}(z)$	正規分布	ガンマ分布
平均 $\bar{\mu}_z$ (10 <sup>6</sup> 円)	25.356		
分散 $\bar{\sigma}_z^2$ (10 <sup>12</sup> 円 <sup>2</sup> )	45.777		
歪度 $\bar{\beta}_3$	0.387	0	0.534
尖度 $\bar{\beta}_4$	0.177	0	0.427

$f_{CBR}(z)$ の歪度、尖度は正規分布より大きく、ガンマ分布より小さい。図5からは、 $f_{CBR}(z)$ の近似形として、ガンマ分布の方が正規分布より優れていることがわかる。その要因の1つとして、 $z$ の範囲が、正規分布では $-\infty < z < \infty$ であるのに対して、ガンマ分布は $f_{CBR}(z)$ と同様 $0 \leq z < \infty$ であることがあげられる。

(31)式、(32)式で計算される $f_{CBR}(z)$ の歪度、尖度を(40)式で表されるガンマ分布の歪度、尖度と比較し、両者が近い値である場合には、面倒な数値積分によって確率分布を求める代わりに、ガンマ分布で近似するという方法も有効である。

## 5.5 まとめ

本章は、自然災害や事故災害が一定の平均頻度でランダムに発生するとみなされ、防災事業による被害軽減額とその被害軽減額が生じる超過確率との関係がわかっている場合に、災害発生の不確実性を考慮した当該防災事業の費用便益分析を行う方法を論じたものである。下水道の実務者にとっても理解し易いよう、(社)日本下水道協会発行の「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」で取り上げられている、S市公共下水道における浸水対策事業の費用効果分析の事例をもとに、具体的な計算方法を論じた。

以下に、まとめとして、被害軽減額と費用便益比の分布や主な統計量を計算する手順を簡潔に記述し、あわせてこの手順の限界、すなわち本章の方法では十分対応できない場合についても整理する。

### (1) 被害軽減額と費用便益比の分布や主な統計量を計算する手順

手順 A) 対象とする災害について年平均超過確率と被害軽減額との関係を示す図2の

実線のグラフが与えられている場合、これを階段状のグラフで近似できるような想定災害（図3参照）を決める。

手順 B) 想定災害の平均発生頻度と被害軽減額を(25)式に代入して数値積分を行うと、被害軽減額の確率分布が得られる。被積分関数の積分正弦関数、積分余弦関数の計算には、本論文で紹介した方法のほか、市販のソフトを利用する方法もある。

手順 C) (35)式のような方法で費用の総和を計算し、(37)の置換を施して(25)式に代入し、数値積分を行うと、費用便益比の確率分布が得られる。

手順 D) 被害軽減額について主な統計量を求めたい場合には、(28)式～(33)式を利用できる。費用便益比については、(37)の置換を行ってから(28)式～(33)式を計算する。

手順 E) (40)式を用いて計算されるガンマ分布の歪度、尖度が、手順 D で求められる歪度、尖度の値に近似しているとみなされる場合には、手順 B, 手順 D の代わりに(39)式のガンマ分布で近似するという方法もある。

## (2)本章の方法では十分対応できない場合

- ①  $\lambda/r$  が小さい場合、すなわちまれにしか起こらない災害では、(17)式の被積分関数の分母  $u^{\lambda/r}$  の  $u$  に対する増加率が比較的小さいため、積分範囲を大きく設定する必要がある、事実上数値積分の計算の困難性が高まる。
- ② 「二次の不確実性」とよばれる、災害に伴う損害・被害の不確実性を考慮する必要がある場合が考えられる。たとえば同じ確率規模の降雨であっても、被害が同じであるとは限らない。(25)式において  $I_k$  を確率変数として扱うことになるが、このような場合には、たとえ特性関数の導出が解析的に可能であっても、計算可能な形式の確率密度関数又は分布関数を得ることは容易ではない。
- ③ 本章では評価対象期間を  $[0, \infty)$  と設定した。しかし、実際の意味決定においては、有限の期間を対象とする費用便益分析が求められる場面も考えられる。たとえば、政治的な意思決定においては、遠い将来の便益や費用は、通常 of 社会的割引率で割り引かれる以上に、価値のないものである可能性がある。そのような場合には、有限な期間における費用便益分析が必要となる。有限期間  $[0, T]$  を対象とする便益の特性関数  $g_T(u)$  は、(7)式をさらに展開して次のように表される。

$$g_T(u) = \exp \left[ \frac{\lambda}{r} \left( \int_0^u \frac{e^{ir} - 1}{\tau} d\tau - \int_0^{ue^{-rT}} \frac{e^{ir} - 1}{\tau} d\tau \right) \right] = \frac{g(u)}{g(ue^{-rT})} \quad (41)$$

これにフーリエ反転公式を適用すると、有限期間  $t=[0, \infty)$  を対象とする、想定災害に対する、現在価値に換算された相対的な被害軽減額の総和  $x$  の確率密度関数  $f_T(x)$  が、次のように表される。

$$f_T(x) = \frac{e^{-\lambda T}}{\pi} \int_0^{\infty} \exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(u) - Ci(ue^{-rT})\}\right] \cos\left[\frac{\lambda}{r}\{Si(u) - Si(ue^{-rT})\} - (1 - e^{-rT})xu\right] du \quad (42)$$

(42)式を(17)式と比較すると、被積分関数の分母  $u^{\lambda/r}$  が消えていることが分かる。(42)式を数値積分で解こうとすると、(1)で述べたことと同様の理由で、積分範囲を大きく設定する必要がある、事実上数値積分の計算の困難性が高まる。

上記の①、③は計算技術上の課題であり、特殊関数等についての精度の高い計算プログラムとコンピュータの十分な能力が確保されれば、克服可能な課題であると考えられる。②の場合を含めて、これらの課題を解決するための、数値積分とは異なる対処方法について、第7章で取り扱う。

## 第5章 記号の説明

$C_i$  :  $i$ 年目に必要な費用 (円)。

$C_T$  : 評価期間  $t=[0, \infty)$  における費用の現在価値の総和(円)。

$Ci(u)$  : 積分余弦関数。

$E[*]$  : 期待値を表す演算子。

$F_k$  : 想定災害。

$f(x)$  : 無限期間を対象とする確率変数  $x$  の確率密度関数。

$f_T(x)$  : 有限期間  $[0, T]$  を対象とする確率変数  $x$  の確率密度関数。

$\bar{f}(\bar{x})$  : 無限期間を対象とする確率変数  $\bar{x}$  の確率密度関数。

$f_{CBR}(\bar{z})$  : 費用便益比  $\bar{z}$  の確率密度関数。

$f_{\Gamma}(\bar{z})$  : ガンマ分布の確率密度関数。

$g(u)$  : 確率変数  $x$  の特性関数。  $g(u) = \lim_{T \rightarrow \infty} g_T(u)$

$\bar{g}(u)$  : 確率変数  $\bar{x}$  の特性関数。

$g_k(u)$  : 確率変数  $x_k$  の特性関数。

$g_T(u)$  : 確率変数  $x_T$  の特性関数。

$g_{n,T}(u)$  : 確率変数  $x_{T,n}$  の特性関数。

$I_0$  : 1回の想定災害ごとに、対象とする防災事業によって得られる被害軽減額 (円)。第5章ではこれを一定値と仮定するが、第7章ではベータ分布にしたがう確率変数として扱われる。

$I_k$  : 想定災害  $F_k$  における防災事業による被害軽減額(円)。

$I_t$  :  $t$ 年後に発生する想定災害による被害軽減額の現在価値 (円)。

$\bar{I}_t$  :  $I_0$  に対する相対的な被害軽減額の現在価値。

$i$  : 虚数単位。

$\log$  : 自然対数。

$P_o(n)$  : ポアソン分布の確率関数。

$Q(u)$  :  $Q(u) = \frac{\exp\left[\frac{\lambda}{r}\{Ci(u) - \gamma\}\right]}{u^{\frac{\lambda}{r}}}$  と定義される関数。

$r$  :  $r = \log(1 + \alpha)$  と定義される変数。

$Si(u)$  : 積分正弦関数。

$T$  : 評価対象期間の長さ (年)。

$x$  : 期間  $t = [0, \infty)$  におけるすべての発生回数  $n (= 0, 1, 2, \dots)$  を考慮した、相対的な被害軽減額の現在価値の総和 (円)。 $x = \lim_{T \rightarrow \infty} x_T$  ただし、図1のように、 $I_0$  に対する相対的な被害軽減額としても使用されている。

$\bar{x}$  : 期間  $t = [0, \infty)$  における、すべての想定災害  $F_k, (k = 1, 2, 3, \dots, N)$  のすべての発生回数  $n (= 0, 1, 2, \dots)$  を考慮した、相対的な被害軽減額の現在価値の総和 (円)。

$$\bar{x} = x_1 + x_2 + \dots + x_N$$

$x_k$  : 期間  $t = [0, \infty)$  における想定災害  $F_k$  のすべての発生回数  $n (= 0, 1, 2, \dots)$  を考慮した、相対的な被害軽減額の現在価値の総和 (円)。

$x_T$  : 期間  $t=[0,T]$  に想定災害が発生する, すべての発生回数  $n(=0,1,2,\dots)$  を考慮した相対的な被害軽減額の現在価値の総和 (円)。  $x_T = \sum_{n=0}^{\infty} x_{n,T}$

$x_{T,n}$  : 期間  $t=[0,T]$  に  $n$  回 ( $n=0,1,2,\dots$ ) の想定災害が発生する場合における, 相対的な被害軽減額の現在価値の総和 (円)。

$z$  : 費用便益比。

$\alpha$  : 将来価値の社会的割引率。わが国では現在  $\alpha=0.04$  とされる場合が多く, 本論文の計算例ではこの値を採用している。

$\bar{\beta}_3$  : 確率変数  $\bar{x}$  の分布の歪度。

$\bar{\beta}_4$  : 確率変数  $\bar{x}$  の分布の尖度。

$\beta_{\Gamma,3}$  : ガンマ分布の歪度。

$\beta_{\Gamma,4}$  : ガンマ分布の尖度。

$\gamma$  : Euler の定数。  $\gamma=0.57721566490\dots$

$\eta$  : 平成 22 年度現在の価値を平成 17 年度現在の価値に換算するための換算係数。

$\kappa_n$  : 確率変数  $\bar{x}$  の  $n$  次のキュミュラント。

$\lambda$  : 想定災害の平均発生頻度 (1/年)。

$\lambda_k$  : 想定災害  $F_k$  の平均発生頻度 (1/年)。

$\bar{\mu}$  : 確率変数  $\bar{x}$  の平均値 (円)。

$\bar{\mu}_z$  : 費用便益比  $z$  の平均値

$\theta$  : ガンマ分布のパラメータ。

$\bar{\sigma}^2$  : 確率変数  $\bar{x}$  の分散 (円<sup>2</sup>)。

$\zeta$  : ガンマ分布のパラメータ。

## 第5章参考文献

---

- 1) 国土交通省：公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針（共通編）（2009） p.24
- 2) 多々納裕一，高木朗義編著：防災の経済分析ーリスクマネジメントの施策と評価ー，勁草書房（2005） p.63
- 3) 清水良一：中心極限定理，教育出版（2001） p.79
- 4) 森口繁一，宇田川銚久，一松信：数学公式Ⅲ，岩波書店（1975） p.22
- 5) I.S.GradshTEyn, I.M.Ryzhik：Table of Integrals Series, and Products, Seventh Edition, Elsevier Academic Press (2007) p886, p.1046
- 6) Milton Abramowitz, Irene A. Stegun：Handbook of Mathematical Functions, Dover Publications, Inc. (1970) p.3, p.231, p.255
- 7) 6)と同じ， pp.232-233
- 8) Shanjie Zhang, Jianming Jin：Computation of Special Functions, John Wiley & Sons, Inc.（1996） pp.644-645
- 9) 神足史人：Excel で操る！科学技術計算，丸善（2009） pp.54-57
- 10) 8)と同じ， pp.647-651
- 11)（社）日本下水道協会：下水道事業における費用効果分析マニュアル（案）（2006） pp.172-177
- 12) 3)と同じ， pp.46-47
- 13) 1)と同じ， pp.5-6

## 第6章 地震による河川水質の汚染とその影響

### 6.1 はじめに

上下水道をはじめとする水関係インフラ施設は、個々の施設が独立して存在するのではなく、一般に、流域の水循環の一部分を構成することによってその機能を発揮している。したがって、災害による施設の破損は、当該施設の機能のみならず、水循環の下流側に位置するインフラ機能のすべてに影響を及ぼすおそれがある。このような被害の連鎖ともいべき現象は、複数の行政分野に関係することもあって、その分析・評価方法が未だ十分に確立されておらず、対策に関する検討も遅れている。

上流域が都市化された河川では、「下水道処理施設の被災により、未処理水の放流の可能性があり、下流の取水都市での衛生管理が問題となる」との議論が中央防災会議において行われている<sup>1)</sup>。また、一般に都市の工場・事業場では多様な有害化学物質が取扱われていると考えられ、これらの貯蔵施設の被災も下流の取水都市にとって、水質汚染被害の大きなリスク要因となり得る。

本章では、重要な水道水源河川である淀川の上流域で大規模な地震が発生した場合を想定し、地震によって引き起こされる水質汚染が、下流域の水道の取水・給水に及ぼす影響について定量的な評価を試みる。

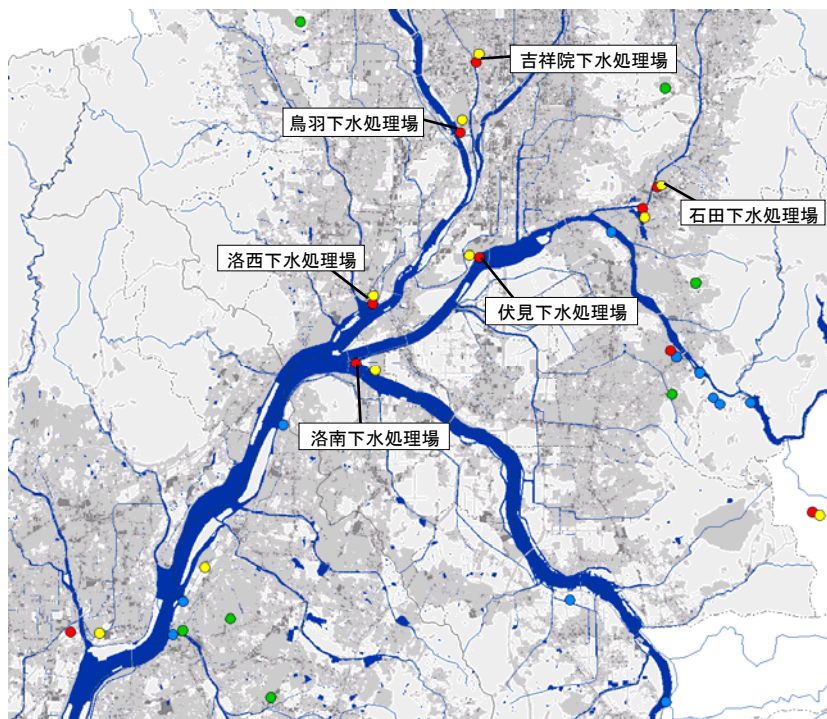


図1 淀川上流域の主要な下水処理場



## 6. 2 処理施設の被災の影響

### 6. 2. 1 ケーススタディの対象地域

ケーススタディの対象地域として、淀川流域を想定する。対象とする下水処理場は図1及び表1に示す6ヶ所である。鳥羽、吉祥院、伏見の処理区域は、全部又は一部が合流式である。上流側には、下水道の処理区域の内外に多数の工場・事業場が存在する。下流側には、8ヶ所の浄水場（最大 1,797,000m<sup>3</sup>/日、最小 186,500m<sup>3</sup>/日）があり、淀川から取水している。

表1 下水処理場放流点の淀川河口からの距離と処理水量

下水処理場	洛西	洛南	鳥羽	吉祥院	伏見	石田
河口からの距離 (km) (河口までの流下距離)	38	37	45	47	42	28
処理水量(千m <sup>3</sup> /日)	151.9	89.1	630.8	78.7	102.8	112.6

淀川下流の夏期（7,8,9月）の平均流量は180.4m<sup>3</sup>/S、冬期（12,1,2月）の平均流量は141.6m<sup>3</sup>/Sである<sup>2)</sup>。負荷量が同じであれば流量が小さい方が河川水中の濃度が高くなり、下流の水道事業にとっては危険側となる。したがって、本章では冬期を前提として考察を進める。

### 6. 2. 2 水質汚染指標

アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)と病原微生物による汚染について考察を行う。病原微生物の指標としては、比較的挙動が明らかな大腸菌群とクリプトスポリジウム(*Cryptosporidium parvum*)を採用する。

対象とする淀川下流の8ヶ所の浄水場では、すべてオゾン活性炭による高度浄水処理が行われており、高度浄水処理でのクリプトスポリジウムの除去率は7Log(99.99999%)とされる<sup>3)</sup>。また、平常時の淀川では、クリプトスポリジウム及び後述する対象有害物質は検出されない<sup>4)</sup>。

### 6. 2. 3 地震とその被害に関する想定

想定する地震は、京都府地震被害想定調査<sup>5)</sup>において最も大きい被害が想定されている花折断層帯を起震断層とするマグニチュード7.5、最大予測震度7の地震とする。この想定地震によって、図1及び表1に示される6ヶ所の下水処理場が被災し、処理機能が停止する。しかし、その後下水処理場は応急的な対応を行いながら、その機能を復旧するものと仮定する。

被災した下水処理場における応急対応については、以下の 3 段階を想定し、それぞれ機能不全レベル 1, 2, 3 と呼ぶこととする。

レベル 1: 被災直後の機能不全レベル。流入下水は未処理のまま淀川水系に放流される。

レベル 2: 地震発生後 4 日目から流入下水に対して固形塩素による簡易消毒が行われる。

レベル 3: 地震発生後 8 日目から簡易沈殿処理が行われ、その処理水に対して簡易消毒が行われる。

被災の程度は下水処理場ごとに異なると考えられるが、あらかじめ予測することは困難であり、ここでは 6 ヶ所の下水処理場すべてについて、上で設定したレベル 1～レベル 3 の応急対応シナリオを仮定した。

ちなみに、兵庫県南部地震で被災した神戸市東灘下水処理場と、新潟県中越地震で被災した新潟県堀之内下水処理場では、地震直後に処理機能がすべて停止した後、簡易沈殿処理を開始するまでにそれぞれ 3 週間、1 週間で要した。堀之内下水処理場では地震発生の翌日から簡易な塩素消毒を開始したが、大規模な地震では施設の応急復旧に時間がかかるうえ、

表 2 下水処理場の復旧段階における除去率

一般に固形塩素の短期調達も困難と考えられる。段階的な応急対応における処理方法と処理

水質項目	機能不全レベル			
	通常処理	レベル 1	レベル 2	レベル 3
NH <sub>4</sub> -N	90.0%	0.0%	0.0%	0.0%
大腸菌群数	99.9%	0.0%	90.0%	90.0%
クリプトスポリジウム	97.0%	0.0%	0.0%	0.0%

方法ごとに設定した除去率を表 2 に示す。下水処理水中のクリプトスポリジウムについて、国土交通省は全国の下水道管理者に対して、あらかじめ年間感染リスクを検討し、リスク管理の一層の充実に務めるよう要請している<sup>6)</sup>。そのリスク計算において、クリプトスポリジウムの標準活性汚泥法による除去率は 97%と設定されており、今回の検討でも通常の下水処理における除去率としてこの数値を採用した。

表 2 の NH<sub>4</sub>-N と大腸菌群数の除去率は、経験的に想定される数値として設定された。新潟県中越地震の際に堀之内下水処理場で行われた簡易処理（レベル 3 に相当）では、NH<sub>4</sub>-N: 43%, 大腸菌群数: 4Log(99.99%)という除去率が得られており<sup>7)</sup>、表 2 の NH<sub>4</sub>-N と大腸菌群数の除去率はかなり低めに設定されているといえる。

兵庫県南部地震で被災した兵庫県内の 10 市 7 町では、水道の断水率は、地震後 1 週間で 45.1%にまで回復したが、完全復旧までには 2 ヶ月を超える日数を要した<sup>8),9)</sup>。他方、厚生労働省の「水道の耐震化計画等策定指針」<sup>10)</sup>では、「応急復旧期間は、被災者の不安感の軽減、生活の安定を考慮して、可能な限り最長 4 週間以内とすることを目

標とする」とされている。そこで今回の検討では、被災地の水道は地震発生後直ちに断水するが、4日後には水量で25%まで回復し、地震発生後45日までに完全に復旧するものと仮定した。この間の水量は線形に増加するものとし、水道給水水量の増加に比例して下水処理場への流入下水水量も回復する。

なお、下流側の水道施設に地震の影響は及ばないものとした。

#### 6.2.4 河川水質の計算方法

被災後に下水処理場から淀川に排出される負荷量は、処理場ごとの管理月報（2000～2004年度）に記録された冬期の流入下水の水量、水質から計算される負荷量に、地震後の水道給水量の回復率を乗じて求めた。

流入下水中のクリプトスポリジウムは、文献(6), (11)を参考に、シスト濃度で100(個/L)と設定した。これから、表2のとおりを設定された応急対応ごとの除去率を考慮して、排出負荷量が計算される。河川水質は、下水処理場からの排出負荷量に河川の水質年表から求められる平均的な負荷量を加えた総負荷量を冬期の河川流量で除して算出した。下水処理場から排出された負荷量については、河川の流下過程における増加や消失はないものと仮定した。

#### 6.2.5 河川水質の計算結果

図2に、河口から26km地点の淀川における、地震後50日までのNH<sub>4</sub>-N、大腸菌群数、クリプトスポリジウム濃度の計算値を示す。被災した下水処理場において地震後4日目から塩素消毒(レベル2)、さらに8日目から簡易沈殿処理(レベル3)を行った場合の淀川における濃度変化(実線)と、このような応急対応を行わなかった場合の濃度変化(破線)をあわせて示してある。

被災した水道施設の復旧に伴って、下水処理場に流入する下水

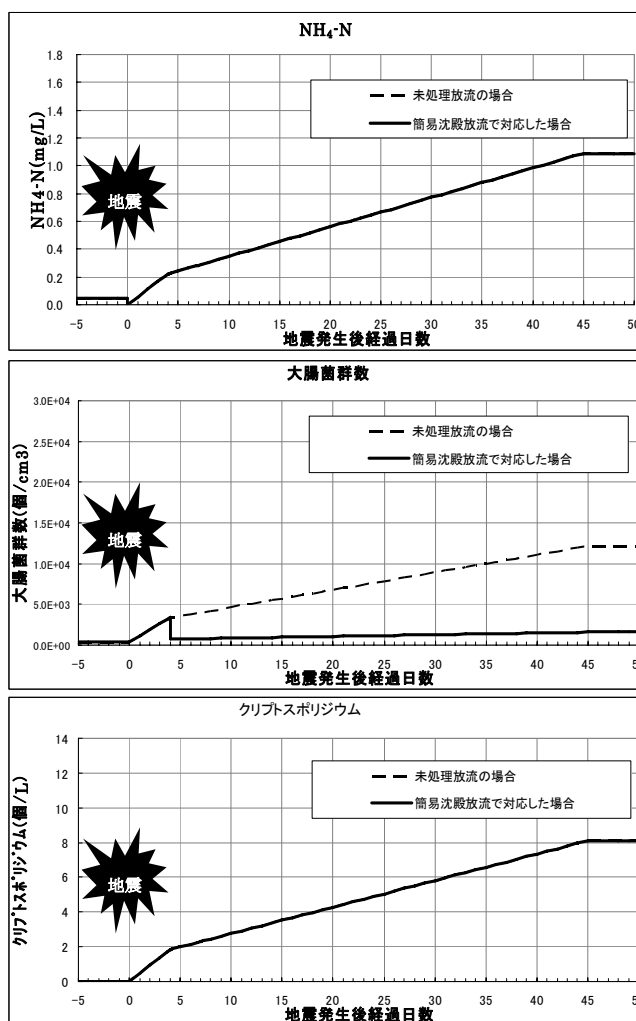


図2 地震後の淀川下流部における水質変化の予測

量が増えるため、対応策が変わらなければ下水処理場から排出される負荷量は増加し、淀川における濃度は次第に上昇する。表2で仮定したように、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は応急対応によって変化しないため、2本のラインは重なっている。大腸菌群は、簡易塩素消毒によって90%除去される。クリプトスポリジウムについては塩素消毒の影響を受けないため、 $\text{NH}_4\text{-N}$  と同様2本のラインが重なる。

下水処理場の機能障害が下流の水利用に及ぼす影響という観点では、次節以降で取り扱う水道利水に対する病原微生物汚染の影響が最も懸念されるといえる。 $\text{NH}_4\text{-N}$  についても濃度変化が大きい場合は、これに追従して浄水場で塩素処理を行うなど難しい対応が必要となる。他方、下流域で水浴等人が水に接触する水利用が行われている場合には、大腸菌群数も健康リスクの指標となり得る。

なお、BODについては図2に示されていないが、レベル3の応急対応における除去率を90%と仮定すると、地震発生後45日後における淀川河川水質は約14(mg/L)に達すると推定される。

### 6.2.6 健康リスクに関する考察

米国環境保護庁(EPA)と世界保健機関(WHO)の飲料水基準に基づき、淀川下流において想定されるクリプトスポリジウム濃度の増加に対する健康リスクを評価する。EPAの方法が年間許容感染確率の絶対値に基づくのに対して、WHOの方法は感染した場合の健康影響の負担を指標化し、他の参照例における負担と比較することによって汚染の許容レベルを設定するという特徴を有する。

地震その他の自然災害のような非常事態における水道サービスのあり方については、他の様々なリスクとのバランス、汚染された水を取水する場合と取水を停止する場合のリスクと便益の比較等も考慮する必要があるだろう。しかし、EPAとWHOの方法は、下水再生水の利用に関する健康リスクの評価にも活用されている代表的な方法であり<sup>12)</sup>、間接的な下水の再利用とみなされる今回のようなリスクの評価にあたって、まず適用を試みるべき方法であると考えられる。

図2に示されるような災害後長期にわたるクリプトスポリジウム汚染対策については、浄水処理の徹底や汚染源対策などの対応が考えられるが<sup>13)</sup>、対象とする淀川下流域の浄水場はすべて高度浄水処理を行っているため、以下の検討では、特段の応急対策を行わないままの高度浄水処理が、地震後の健康リスク対策にどの程度効果を発揮し得るかという視点から評価を試みる。なお、急激な濃度変化を伴う有害物質汚染に対する応急対応については6.3節で取扱う。

#### (1) EPAの方法

クリプトスポリジウムの用量-作用に関する計算式は、以下のように表される<sup>14)</sup>。

$$P_1 = 1 - e^{-rN} \quad (1)$$

$P_1$ : 単回暴露による感染確率

$N$ : 摂取オーシスト個数

$r$ : パラメータ (= 0.0047)

$$P_n = 1 - (1 - P_1)^n \quad (2)$$

$P_n$ : 反復暴露による感染確率

$n$ : 反復回数

この場合  $rN \ll 1$  の条件が成立するから、(1)式及び(2)式から導かれる以下の式が  $P_n$  について十分よい近似値を与える。

$$P_n = nrN \quad (3)$$

EPA では、飲料水の年間許容感染確率として  $10^{-4}$ (ケース/年)以下という基準を満足することを目標としている<sup>15)</sup>。1日の水道水の飲用量を 1L として、この目標を満たすための条件を試算する。(3)式において

$$P_{365} = 365 \times 0.0047 \times N \leq 10^{-4} \quad (4)$$

という関係から  $N \leq 6 \times 10^{-5}$ 、すなわち飲料水中の濃度は  $6 \times 10^{-5}$  (個/L) 以下ということになる。

凝集・沈殿・急速砂ろ過という通常の浄水処理において保証できるクリプトスポリジウム除去率は  $2\text{Log}(99\%)$ といわれている<sup>16)</sup>。この場合、EPAの基準に対応する河川水中のクリプトスポリジウム濃度は  $6 \times 10^{-3}$ (個/L)となる。図2に示されるように、地震後の淀川河川水中のクリプトスポリジウム濃度は最大 8 (個/L) 程度となり、EPAの基準は満足できない。しかし、淀川下流域の浄水場ように除去率が  $7\text{Log}(99.99999\%)$ の高度浄水処理の場合には<sup>3)</sup>、河川水中のクリプトスポリジウム濃度は 600(個/L)まで許容され、地震後も EPA の基準は満足されることになる。

## (2) WHO の方法

単一の疾病要因による異なった健康影響の負担を統合するため、又は異なる要因の影響を比較するための共通の指標として、WHO では DALY(Disability Adjusted Life Years)を採用している。この統合的指標は、早期死亡によって失われた生存年数(Years of Life Lost: YLL)を障害生存年数(Years Lived with Disability: YLD)と組み合わせ、重篤度の重み付けをおこなって標準化したもので、次の式で表される<sup>17),18)</sup>。

$$DALY = YLL + YLD \quad (5)$$

WHO は、飲用水中の遺伝毒性発がん物質に係る許容リスクを、過剰発がん生涯リスク

として  $10^{-5}$ (ケース/人), すなわち 100,000 人に 1 ケースと定めている<sup>19)</sup>。また, 最近の飲用水ガイドラインでは, WHO は健康影響の負担リスクの許容値として  $10^{-6}$ (DALYs/年)を提案している<sup>20)</sup>。他方, 飲用水中の臭素酸の摂取による腎細胞癌の健康影響の負担は  $10$ (DALYs/ケース)といわれている<sup>18)</sup>。寿命を 80 年とし,  $10^{-5}$ (ケース/人)という過剰発がん生涯リスクを健康影響の負担リスクに換算すると,  $10^{-5}$ (ケース/人)  $\times$   $10$ (DALYs/ケース)/80(年/人)  $\doteq$   $10^{-6}$ (DALYs/年)となる。

WHO によれば, クリプトスポリジウム感染症の健康影響負担レベルは  $1.5 \times 10^{-3}$ (DALYs/ケース)であるから<sup>21)</sup>, (4)式を利用すると  $10^{-6}$ (DALYs/年)の健康影響負担リスクについて次の関係式が導かれる。

$$\begin{aligned}
 P_{365} &\times 1.5 \times 10^{-3} \\
 &= 365 \times 0.0047 \times N \times 1.5 \times 10^{-3} \\
 &= 2.57 \times N \times 10^{-3} \\
 &\leq 10^{-6} \qquad (6)
 \end{aligned}$$

すなわち, 概ね  $N < 4 \times 10^{-4}$ (個/L)であれば, クリプトスポリジウム感染による健康影響負担リスクは許容値である  $10^{-6}$ (DALYs/年)を下回る。

地震後に淀川で想定されるクリプトスポリジウム濃度 8(個/L)と照らし合わせると, 除去率が 2Log の通常の浄水処理では WHO の基準値を満足できないが, 除去率 5Log 以上であれば基準値を満足し, 7Log の高度浄水処理は十分な処理レベルであるといえる

## 6. 3 工場・事業場の被災の影響

### 6. 3. 1 化学物質の流出量の推計方法

#### (1) 対象とする工場・事業場

化学物質排出移動量届出制度による届出データ (PRTR 届出データ) から確認される, 有害物質を取扱う工場・事業場の所在地と, 京都府地域防災計画で想定されている地震動の分布を重ね合わせると, 京都市及びその周辺自治体のほぼすべての工場・事業場に被災の危険性があると考えられる。本ケーススタディでは, 想定被災地区に存在する工場・事業場のうち, 水道水質基準に係る有害物質を取扱うものを対象として検討を行う。

#### (2) 対象とする化学物質

対象とする対象化学物質としては, 水道法に基づく水質基準項目であって, 排出されたものがそのまま下流水域に到達すると考えられる保存性の物質を選定することと

する。想定される河川水中濃度を概略検討し、淀川下流水域における汚染濃度の水道水質基準濃度に対する割合が比較的高くなると想定される ①鉛及びその化合物（鉛の量で表示）、②ヒ素及びその化合物（ヒ素の量で表示）、③六価クロム化合物（六価クロムの量で表示）、④フェノール類（フェノールの量で表示）、⑤シアン化物イオン及び塩化シアン（シアンの量で表示）、⑥トルエン を選定した。

### (3) 化学物質の流出量の算定

地震後最初の降雨によって、地域で被災した工場・事業場から貯蔵されていた有害物質が流出する。被災率は過去の地震時の家屋被災数より 0.23 とし、貯蔵量の半分が流出すると仮定した。流入降雨による淀川流量の増加も考慮する。

想定降雨としては、京都市内に発生した降雨の実績から、5mm/h 以上の降雨強度を観測した降雨群を抽出し、それらを参考に平均的な代表降雨を設定した。具体的には、平均降雨強度 4.2mm/h、総降雨量 25mm、降雨継続時間 6 時間の局地的降雨とし、雨水流出率は 0.7 とした。また、流出負荷量の時間変動パターンは、京都市の合流式下水道における放流 BOD 負荷量の観測値を参考に設定した。

地震発生直前における化学物質の貯蔵量は、化学物質の種類に関係なく、対象地震において震度 6 強と予測される市町村の工場・事業場で取り扱われている化学物質量の 2 週間分と設定した。これについては、京都市上下水道局でベンゼン、フェノール、シアンを対象にそれぞれ 2~3 ヶ所の代表的な工場・事業場に対して貯蔵量の聞き取り調査を行った。貯蔵量を年間取扱量で除して得られる値は、物質や工場・事業場によって 2 日~73 日と大きくばらつくものの、2 週間はデータ全体のほぼ中央値に相当する。

業種別・対象化学物質別の年間取扱量は、以下の式から推計される。

$$\begin{aligned} & \text{(業種別・対象化学物質別年間取扱量)} \\ & = \{ \text{(化学物質排出移動量届出制度に基づく業種別・} \\ & \quad \text{対象化学物質別の届出排出量 (2003 年 PRTR 届出データ))} \\ & \quad + \text{(PRTR 届出対象条件 (従業員数 21 人以上で年間取扱量 1t 以上) に満たない} \\ & \quad \quad \text{業種別・対象化学物質別年間排出量) A} \} \\ & \div \text{(業種別・対象化学物質別平均排出係数 B)} \\ & \quad + \text{(非対象業種・家庭・移動体その他の取扱量 C)} \end{aligned} \quad (7)$$

上式において A は、文献 22)を参考に、業種別・対象化学物質別の事業所当り平均取扱量や対象地域における業種別事業所数等から既存の資料<sup>23),24)</sup>を活用して算出した。B は文献 23)から得られる。C は文献 25)を参照して、2003 年の都道府県レベルの排出量推計結果をもとに、人口又は面積の按分で対象地域における排出量を算出し、それをそのまま取扱量とした。

なお、有害物質については、下水処理場の緊急対応による処理効果はないものとする。

また、対象物質のうち、鉛については主に金属固体として流通しており、河川への全量流出が考え難いことから、上記の方法で算出した年間取扱量に別途 0.2 を乗じた。

### 6.3.2 水道水質の計算方法

河川水中の濃度の時間変動を調べるため、一次元の移流分散（縦拡散）モデルによるシミュレーションを行った。計算条件は以下のとおりである。

- 適用モデル：一次元不定流河川解析モデル（InfoWorks RS）  
対象とする物質または微生物は河川流水中に保存されるものとし、流下方向の移流分散（縦拡散）を考慮
- 計算対象区間：淀川下流～三川合流～被災処理場放流地点
- 河川断面：5km ピッチで横断面を入力（1km ピッチで横断面を補間入力）
- 淀川大堰：堰頂高 O.P.+3.0m で入力し、堰による滞留を考慮

得られた河川水質をもとに、浄水場での平均的な除去率を加味して水道水質を求めた。検討対象となる 6 物質についての平均的な除去率は、浄水処理に関する一般的な知見に加え、検討対象である 3 事業者（大阪府水道部、大阪市水道局、阪神水道企業団）及び東京都水道局へのヒアリングをもとに設定した。また、取水から給水までの水道システム内での混合の効果は考慮しなかった。

### 6.3.3 水道水質の計算結果

図 3 に、例として河口から 11km, 15km, 17km, 18km, 28km, 34km に位置する水道の原水取水地点におけるヒ素濃度の変化を示す。図中縦軸下の 0:00 時は降雨開始後 12 時間の時点を表している。上流部ほど化学物質濃度のピークは高いがピーク後濃度は急速に低下する。下流部では、移流分散の効果によってピーク濃度は低下するが、影響は比較的長時間に及ぶようになる。

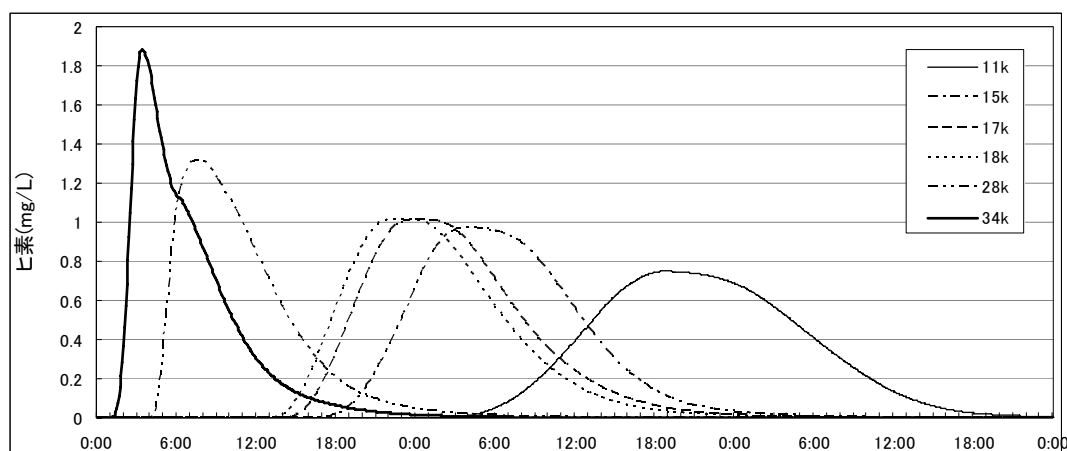


図 3 想定地震後の淀川におけるヒ素濃度の予測



図4は、河口から17kmの地点で取水する浄水場から供給される水道水中の対象化学物質濃度の時間的変動を表している。計算にあたって、河川での流下及び移流分散の効果と取水から浄水処理までに要する時間（4時間）を考慮したが、浄水に要する時間は考慮していない。また、6.4節で論じるような水道事業における対応策は取られないという仮定で計算している。図4の各図右上の%の数値は、浄水処理の除去率として設定した値である。また、図中の水平のラインは水道水質基準を表す。鉛、ヒ素等の濃度が水質基準値を大きく上回り、下流域の水道事業者が取水停止を余儀なくされる可能性を示唆している。

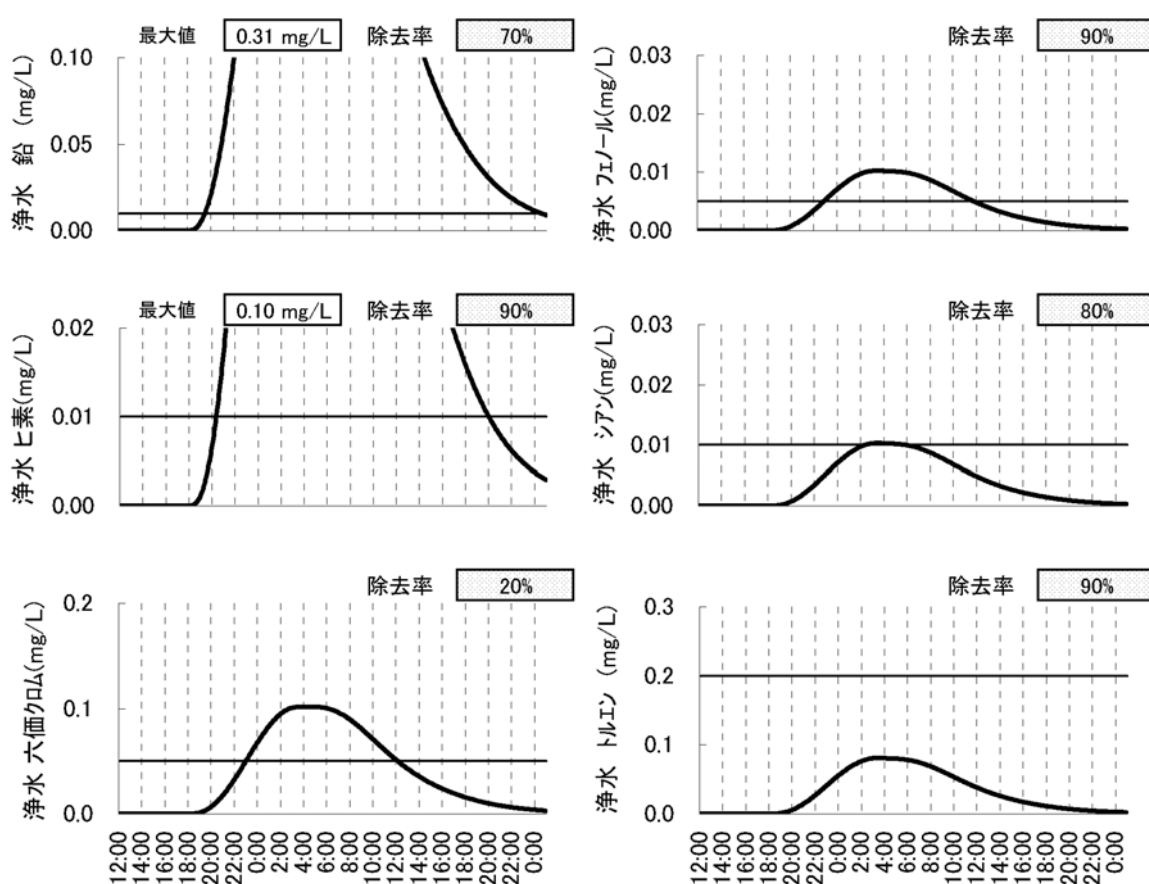


図4 想定地震後における淀川下流域の水道水中の化学汚染物質濃度の予測

## 6.4 水道事業における対応策

### 6.4.1 浄水場における対応シナリオ

厚生労働省の「水質汚染事故対策マニュアル策定指針」<sup>26)</sup>では、原水取水水域における水質汚染事故への対応、緊急措置として、(a)影響緩和措置（オイルフェンス、粉末活性炭等）、(b)浄水処理強化、(c)取水停止、(d)給水の緊急停止が挙げられている。また、

給水停止は、取水停止が長時間に及ぶ場合の必然の措置とされている。したがって、図2のような比較的長期にわたる水質汚染においては、取水停止は給水停止につながることもなるが、図3、図4のような短時間の汚染では、取水停止が直ちに給水停止となるわけではない。

ここでは、原水の水質悪化時に、濃度の時系列変化に応じて、図5に示すとおり、浄水場において次の①～⑤の方策を組合せた対応策を講じるというシナリオを設定する。

- ①通常の浄水処理
- ②通常の処理に粉末活性炭を注入
- ③取水量（処理水量）を通常時より減らすとともに、水質管理を徹底
- ④取水停止（配水池容量から最大12時間）
- ⑤給水停止（12時間以上の取水停止の場合）

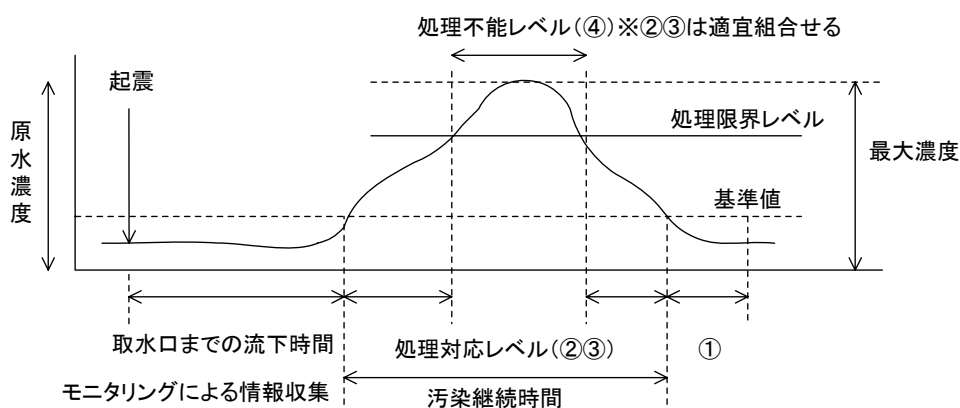


図5 水道原水が汚染した場合の浄水場の運転管理シナリオ

供給する水道水の濃度が水道水質基準値を超えると予測される場合、浄水場では対応が困難（処理不能）となることから、取水を停止する。また、水道事業者は緊急時にも給水停止とならないよう、通常12時間程度の配水池容量を確保することが一般的であるため、処理不能時間が配水池の有効容量（12時間）を超過するにいたって初めて、送配水が困難となり給水停止となる。

#### 6.4.2 対応シナリオの推定

どの時点でより高度な応急対応に移行するかによって、水道水中の濃度や給水停止に至る確率は異なるが、ここでは、浄水場における除去率を考慮して、水道水質濃度が水道水質基準を上回るような原水水質となる直前に取水を停止し、その後濃度が低減して水道水質基準を下回るような原水水質濃度となった直後に取水を開始すると仮定する。

図4のように設定した浄水場での除去率に基づき、図3の河口から17kmの地点の濃度変化を、これに対応する水道水質について示したのが、図4のヒ素のグラフである。上記のような簡単な前提条件のもとでは、水質項目ごと取水地点ごとに描いた図4のような濃度変化予測から、対象とする各浄水場の取水停止、給水停止について推定することが可能である。河口から17km（中流）のほか、34km（上流）、11km（下流）の取水地点についても、今回仮定した対応シナリオにしたがって浄水場の取水停止、給水停止の時間を推定すると、表3のようになる。

すなわち、鉛、ヒ素については上流から下流まですべての浄水場で取水停止・給水停止となる。六価クロム、フェノール、シアンについては、ほとんどの浄水場で取水停止となるが、配水池容量の余裕によって給水停止にまで至らない浄水場もある。トルエンについては、濃度が低く取水停止を免れる。

表3 想定地震後淀川下流域で予測される水道の取水停止・給水停止

河口からの距離	鉛			ヒ素		
	34km	17km	11km	34km	17km	11km
取水停止時間(h)	19.3	29.1	35.8	14.5	23.7	29.8
給水停止時間(h)	7.3	17.1	23.8	2.5	11.7	17.8
河口からの距離	六価クロム			フェノール		
	34km	17km	11km	34km	17km	11km
取水停止時間(h)	8.2	13.2	15.1	8.7	12.9	11.9
給水停止時間(h)	0.0	1.2	3.1	0.0	0.9	0.0
河口からの距離	シアン			トルエン		
	34km	17km	11km	34km	17km	11km
取水停止時間(h)	5.7	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0
給水停止時間(h)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

上流部で都市域が発達し、下流域で水道原水の取水が行われている水系では、流域の水道管理者、下水道管理者、工場・事業場管理者等が協力して、あらかじめ本章で示したような地震時のリスク分析を行い、対策を講じておくことが望まれる。

## 6.5 まとめ

本章では、淀川流域を対象に、上流域で大規模な地震が発生し、下水処理場や有害化学物質を扱う工場・事業場が被災した場合、水源である淀川の水質が汚染されることによって下流域の水道事業にどのような影響が及ぶかについて評価を試みた。対象とし

て水質項目ごとに得られた結論を簡単に記述すると、以下の(1)～(3)のようになる。

### (1)病原微生物

地震による未処理下水の放流の影響に関するシナリオ分析において、淀川下流域の水道水について予想されるクリプトスポリジウム濃度を、感染リスクに関する EPA の目標値(10<sup>-4</sup>/年)及び WHO が提唱する健康影響負担リスクの許容値(10<sup>-6</sup>DALYs/年)と比較した。その結果、淀川下流域のように 7Log の除去が期待できる高度浄水処理の場合には、十分基準値を満足すると判断された。しかし、2Log 程度の除去率しか保証できない通常の浄水処理では十分に対応できず、上流域の下水道施設の復旧が遅れると、取水停止、給水停止が長期間に及ぶ可能性がある。

今回の検討においては、地震後の下水処理場での応急対応では、クリプトスポリジウムは除去できないものと仮定した。しかしながら、被災した下水処理場で流入下水の凝集沈殿処理を行うことができれば、3Log 以上の除去率を期待できることがわかっている<sup>11)</sup>。これと通常の浄水処理を組み合わせれば 5Log 程度の除去率が期待できるため、6. 2. 6 (2) 節の議論から、通常の浄水処理でも WHO の健康影響負担リスクの許容値を満足できることになる。今回の検討ケースのように、上流部に大規模な都市域が存在し、下流域で水道原水の取水を行っている水系では、当該上流部の下水処理場にあらかじめ耐震性を有する凝集剤施設を設置しておくことが有効と考えられる。

大腸菌群については、浄水場での処理により基本的に対応可能であると考えられる。しかし、大腸菌群に対する対策が可能であることが、必ずしも病原微生物一般に対する安全性を保障するものでないことはいうまでもない。

### (2)アンモニア態窒素

未処理下水の放流によって、上流部の水道原水水域では約 1mg/L まで濃度が上昇するため、浄水場において一時的に 10mg/L 程度の塩素注入が必要となる可能性があるが、対象浄水場の最大塩素注入率以下にあることから対応可能と想定される。ただし、濃度が急激に変化する場合には、水道水中の残留塩素濃度の管理を強化する必要がある。

### (3)有害物質

上流域で被災した工場・事業場から降雨に伴って高濃度の有害排水が河川に流出するというシナリオに関するリスク評価では、有害物質の流出負荷量の推定に PRTR (化学物質排出移動量届出) データを活用できる可能性がある。

河川の移流分散の効果により、一般に上流部ほど化学物質濃度のピークは高いが濃度はすぐに低下する。下流部では、移流分散の効果によってピーク濃度は小さくなるが、影響は比較的長時間に及ぶ。原水水質の変動予測に基づき、浄水場ごとにあらかじめ対応策を検討することが可能である。

京都府、京都市からのヒアリングによれば、対象とした6ヶ所の下水処理場のうち、京都市吉祥院下水処理場は比較的耐震化が図られているものの、その他の下水処理場の多くの施設は耐震化が不十分であり、今回想定した被害の規模が著しく現実性を欠くわけではない。なお、国土交通省の調査によれば、平成1997年度以前に施工され、耐震診断済の全国の下水道施設のうち8割以上は耐震化が未了である<sup>27)</sup>。

ここで示した評価結果は、その導出過程で様々な条件を仮定していることに留意する必要がある。特に有害物質に関する検討では、上流域の工場・事業場における貯留量等について、実態調査に基づく、より確からしい条件の設定が必要であろう。ただし、シミュレーションモデルの構造は基本的に線形であり、前提条件が変化した場合の影響については、改めて計算しなくても、今回の評価結果から容易に推定することが可能である。

本章では、上流部における下水処理場の被災と有害化学物資を扱う工場・事業場の被災について検討した。上流側と下流側で行政主体が異なることから、この事例は、第1章で論じた外部性による市場の失敗の典型例といえる。恒久的な対策案としては、下流水道事業者が被災地域より上流側で直接取水し、耐震性を備えた専用の送水施設で下流まで水道原水を輸送するという方法も考えられるが、一般的には、上流部の下水処理場および工場・事業場の有害化学物質貯留施設の耐震化を図るという方法が有力であろう。

広域を扱う政府の視点から見ると、上流側の下水処理場と工場・事業場に一定レベルの耐震化の義務づけを行うことも1つの代替案である。現に下水道行政の一環として施設の耐震化が進められているが、多くの耐震化は老朽施設の更新時に行われることから、対策に時間がかかるという難点がある。また、私有財産である工場・事業場の施設については、政府が民間企業に過度の負担を求めることには抵抗感がある。

したがって、上流側の施設の耐震化を促すための手段として、下流側の地方公共団体が、上流側の下水道管理者または工場・事業場に財政的支援を行うという方法が考えられる。しかしながら、第2章の2.3節で紹介したように、地方公共団体が他の公共団体に対して、下水処理場の耐震化等の経費を負担することには制限がある。政府においては、このようなリスクが流域に存在することを啓発するとともに、上下流の地方公共団体が財政面で柔軟に対応できるような法的な仕組みを整備することが望まれる。

2010年12月1日、大阪府や兵庫県などの関西7府県が、救急医療連携や防災等の府県域を越えた行政課題に取り組むため、地方自治法の規定に基づく特別地方公共団体である関西広域連合<sup>28)</sup>を発足させた。また、京都大学では、シナリオ・プランニング手法を用いて、地震発生直後の上水道、下水道、製造業分野の被災状況や事象を表現することができる水質リスクシナリオモデルを構築し、ステークホルダーも巻き込みながら水道水源の保全に向けた検討が行われている<sup>29)</sup>。このような取り組みが関西広域連合の事業に位置づけられ、有効な行政施策として実現されるこ

とが期待される。

本章で想定したような大規模な地震が発生する確率は極めて小さいうえ、同じ確率規模の地震が発生したとしても、それによって引き起こされる被害が一定であるとは限らない。すなわち、災害の発生に関わる不確実性（一次の不確実性）と、災害による損失・損害予測の不確実性（二次の不確実性）の両方を考慮する必要がある。第7章では、これらの不確実性を加味した防災事業の便益の評価について考察を試みる。

## 第6章参考文献

---

- 1) 中央防災会議：第14回「東南海・南海地震等に関する専門委員会」資料(2004.9.17)
- 2) (社)日本河川協会：流量年表(1995～2004)
- 3) 佐々木：上水高度処理における水質管理と新しい個液分離技術,環境システム計測制御学会, Vol.11, No.1, (2006)
- 4) 淀川下流域水道管理者からの聞き取り
- 5) 京都府：京都府地震被害想定調査「花折断層帯」(2008)  
<http://www.pref.kyoto.jp/kikikanri/resources/1219984426914.pdf> (2011年2月時点)
- 6) 国土交通省：下水処理水中のクリプトスポリジウム対策について,平成15年6月26日付下水道部流域下水道計画調整官事務連絡(2003)
- 7) 国土技術政策総合研究所：平成16年(2004年)新潟県中越地震被害に係わる現地調査概要,国総研資料第248号(2005) p.66
- 8) 厚生省生活衛生局水道環境部：阪神・淡路大震災に伴う水道施設復旧のための基本的考え方について(1995)
- 9) (財)水道技術研究センター：阪神・淡路大震災と水道(1997)
- 10) 厚生労働省：水道の耐震化計画等策定指針(旧名称：水道の耐震化計画策定指針(案))(2008) p.12
- 11) (社)日本下水道協会：下水道におけるクリプトスポリジウム検討委員会最終報告書(2000)

- 
- 12) Takashi Asano, Franklin L. Burton, Harold L. Leverenz, Ryujiro Tsuchihashi, George Tchobanoglous: Water Reuse: Issues, technologies, and applications, McGraw-Hill (2006) pp.169-184
  - 13) 厚生労働省：水質汚染事故対策マニュアル策定指針，「水道の危機管理対策指針策定調査報告書」(2007) p. I - 25 , p. II - 31
  - 14) USEPA: Cryptosporidium: Human Health Criteria Document, Office of Science and Technology, Office of Water, EPA-822-K-94-001 (2001) p.66
  - 15) National Academy of Sciences: Drinking Water Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks, National Academy Press (2006) pp.88-90
  - 16) *ibid.* p.102
  - 17) Lorna Fewtrell, Jamie Bartram (金子, 平田監訳): 水系感染症リスクのアセスメントとマネジメント, 技報堂出版 p (2003) p.44-45
  - 18) Arie H. Havelaar, Augustinus E.M. De Hollander, Peter F.M. Teunis, Eric G. Evers, Henk J. Van Kranen, Johanna, F.M. Versteegh, Joke E.M. Van Koten, and Wout Slob: Balancing the Risks and Benefits of Drinking Water Disinfection: Disability Adjusted Life-Years on the Scale, Environmental Health Perspectives , Vol.108, No.4 (2000) pp.315-321
  - 19) WHO: Guidelines for Drinking-Water Quality - Second Edition - Volume 1 - Recommendations - Addendum, World Health Organization, p.29 Geneva (1998)
  - 20) WHO: Guidelines for drinking-water quality: incorporating first addendum. Volume 1 - Recommendations - 3rd ed. (2006) pp.46-47
  - 21) 20)と同じ, p.130
  - 22) 経済産業省化学物質管理課・環境省環境安全課: 平成 15 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法
  - 23) (独) 製品評価技術基盤機構: 平成 16 年度 PRTR 対象物質の取扱い等に関する調査報告書
  - 24) 総務省統計局: 平成 16 年度事業所・企業統計調査
  - 25) 環境省環境安全課: 地域別 PRTR 非点源排出量推計マニュアル (2004.11)

- 
- 26) 厚生労働省: 水質汚染事故対策マニュアル策定指針, 「水道の危機管理対策指針策定調査報告書」(2007) p. I - 25 , p. II - 31
- 27) 奥田千郎: 下水道施設の地震対策の取り組みー下水道総合地震対策事業ー, 下水道協会誌, Vol.46, No.561 p (2009) p.7-10
- 28) <http://www.kippo.or.jp/ku/> (2011年1月時点)
- 29) 平山修久、伊藤禎彦、中嶋仁美: 流域危機管理における流域水質リスク低減効果の評価手法に関する研究, 第8回水道技術国際シンポジウム, June 10-12, 2009, 神戸, pp7-16



## 第7章 防災事業の便益の確率論的評価と意思決定

### 7. 1 はじめに

第5章では、不確実性を考慮した防災事業の便益の分布形を推定する新たな方法を提案した。すなわち、一定の仮定のもとで導出された、現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数に、数値的なフーリエ反転変換を施すという方法である。厳密解を数値積分するこの方法は、正確さにおいては優れているものの、災害発生頻度が極端に小さかったり、二次の不確実性を加味するなど不確実性に係る条件が複雑になったりすると、数値積分が事実上困難となる場合が多く、柔軟性に欠けるといふ欠点を有する。

しかしながら、ここで考案された特性関数をもとに、より複雑な条件を反映した特性関数が導出できる可能性がある。この場合、数値積分による分布形の特定は困難であっても、分布形のモーメントの情報を得ることができるとも考えられる。モーメントがわかれば、そこから分布形を推定する方法は幾つか提案されており<sup>1)</sup>、本章では最も代表的なグラム・シャリエ展開法を取り上げる。この方法を第6章で扱ったケーススタディに適用し、以下の2つの要素を加味した、地震災害の下流に位置する水道事業に及ぼす影響度の分布形の推定を試みる。

#### (1) 損失の不確実性

災害のリスク管理においては、災害事象の発生に関わる不確実（一次の不確実性）だけでなく、想定する災害が発生した場合の損失・損害予測の不確実性（二次の不確実性）も考慮する必要がある。特に、費用便益分析において、第5章で行ったように便益を確率論的に扱おうとする場合には、一次の不確実性、二次の不確実性についてある確率分布を仮定して計算することになる。建築物等の地震リスクの評価では、通常二次の不確実性はベータ関数で近似される。

#### (2) 短期間を対象とする便益評価

防災施設を建設するプロジェクトの政治的意思決定では、当該施設のライフサイクルかそれ以上の長期にわたる通常の費用対便益だけでなく、比較的短い期間を対象とする費用対便益を定量化する必要がある場合も考えられる。第1章の本研究の目的で述べたように、政治的な意思決定においては、費用便益分析の事実上の評価対象期間が意思決定者の政治的パースペクティブの影響を受け、当該防災施設のライフサイクルより短くなる可能性があるからである。

### 7. 2 グラム・シャリエ展開

確率分布の近似法については、古くから多くの研究が行われ、その成果は解説書とし

て広く紹介され、実用に供されている<sup>1)</sup>。ここでは、最も代表的なグラム・シャリエ展開法を適用して、第5章で取り扱った相対的な被害軽減額の確率分布の推定を行う。これを、数値積分で得られた比較的正確な確率分布と比較し、グラム・シャリエ展開法の精度を評価する。

第5章の5.4.6節では、下水道の浸水対策事業における費用便益比について、数値積分で求めた比較的正確な分布形に対して、ガンマ分布がよい近似となっていることが確かめられた。そこで、ガンマ分布を重み関数とし、ラゲールの陪多項式によってグラム・シャリエ展開する方法を採用することとする。この場合、確率密度関数  $f(x)$  は次のように表される。

$$f(x) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \left[ 1 + A_3 L_3^\alpha(x) + A_4 L_4^\alpha(x) + A_5 L_5^\alpha(x) \cdots \right] \quad (1)$$

ただし

$$L_n^\alpha(x) = \sum_{k=0}^n (-1)^{n+k} \frac{n! \Gamma(\alpha+n)}{(n-k)! k! \Gamma(\alpha+k)} x^n \quad (2)$$

$$A_n = \Gamma(\alpha) \sum_{k=0}^n (-1)^{n+k} \frac{\mu_k}{(n-k)! k! \Gamma(\alpha+k)} \quad (n=3,4,5,\dots) \quad (3)$$

(1)式～(3)式の導出方法は付録Bを参照されたい。 $f(x)$  は、求めたい確率密度関数  $h(z)$  ではなく、次のように変換された変数  $x$  の確率密度関数である

$$x = \beta z, \quad \beta = \frac{m}{\sigma^2} \quad (4)$$

ここに、 $m$ 、 $\sigma^2$  は  $h(z)$  の平均、分散である。このように変換することにより  $f(x)$  の平均と分散は一致し、この値を  $\alpha (= m^2 / \sigma^2)$  とおいている。 $L_n^\alpha(x)$  は  $n$  次のラゲールの陪多項式、 $\mu_k$  は  $f(x)$  の原点まわりの  $k$  次のモーメント、 $\Gamma(*)$  はガンマ関数である。

第5章の5.3.1節では、評価期間  $t = [0, \infty)$  の、現在価値に換算した相対的な被害軽減額の総和の特性関数  $g(u)$  について次の関係式を導いた（第5章の(10)式参照）。

$$\log g(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(iu)^n}{n \cdot n!} \quad (5)$$

したがって、キュミュラント  $\kappa_n$  は次のように表される。

$$\kappa_n = \frac{1}{n} \cdot \frac{\lambda}{r} \quad (6)$$

$m = \kappa_1 = \lambda / r$ 、 $\sigma^2 = \kappa_2 = \lambda / (2r)$  であるから、(4)式より  $\beta = 2$ 、 $\alpha = 2\lambda / r$  となる。

次の漸化式を用いて、キュミュラント  $\kappa_n$  から原点まわりのモーメント  $\mu_n$  を求めることができる<sup>2)</sup>。

$$\mu_n = \sum_{k=1}^n \binom{n-1}{n-k} \kappa_k \mu_{n-k}, \quad \mu_0 = 1 \quad (7)$$

所与の  $\lambda/r$  について、(6)式、(7)式からモーメント  $\mu_n$  を求める。次に(1)式～(3)式によって  $f(x)$  を計算し、(4)式を使って  $f(x)$  を  $h(z)$  に変換する。このようにして得られた相対的な被害軽減額の確率密度を、数値積分解、ガンマ分布近似とあわせて図1示す。

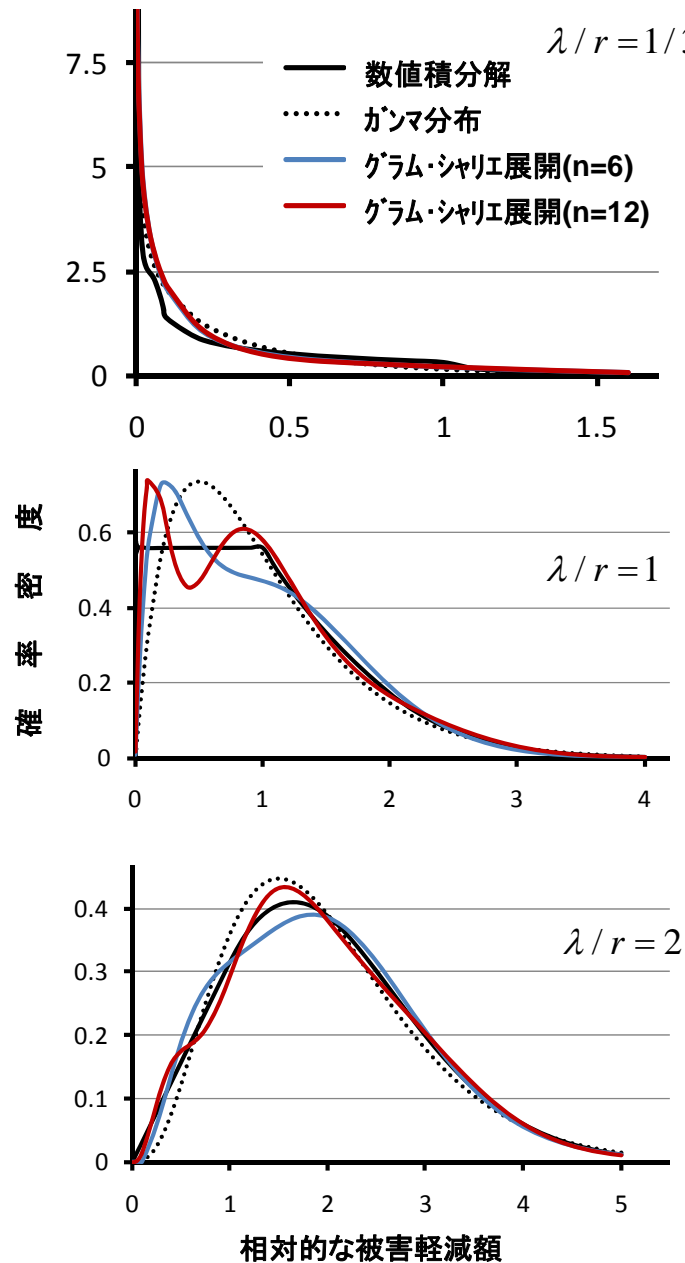


図1 確率密度曲線についての数値積分解とグラム・シャリエ展開による近似解の比較

図1のグラム・シャリエ展開の $n$ の値は、(1)式の $n$ 次の項まで計算したことを示す。数値積分は、第5章の図1に示したのと同じものである。

グラム・シャリエ展開では、次数が上がるにしたがって、多項式に特有の曲線を描きながら、数値積分に近づいていく様子がわかる。図1の確率密度を数値積分して得られる分布（非超過確率分布）曲線を図2に示す。確率密度曲線と異なり、分布曲線では、数値積分とグラム・シャリエ展開による近似解との間に大きな相違は認められない。このようにグラム・シャリエ展開による方法は、求める確率分布のモーメントから容易に分布形を推定することができ、解析解や数値積分を求めることが困難な場合でも適用できる有力な方法である。

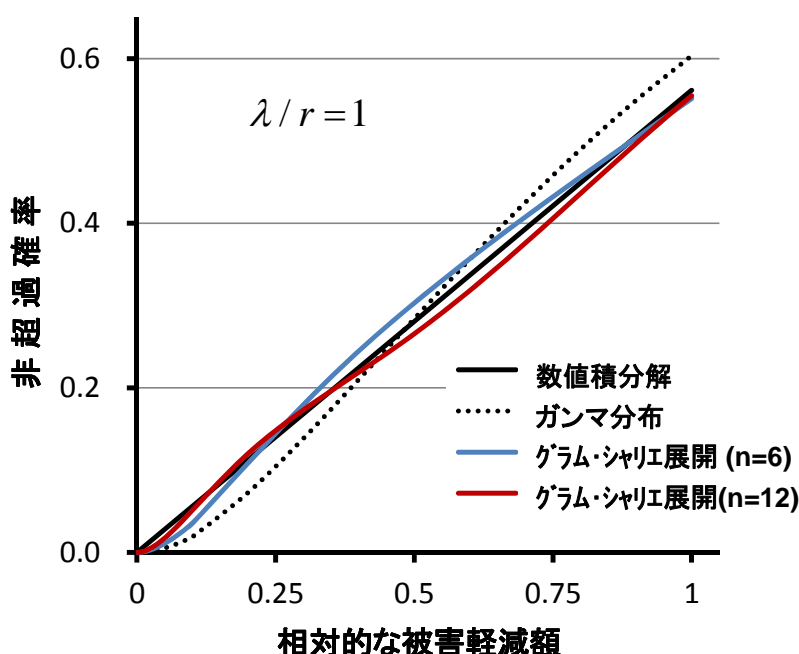


図2 分布曲線についての数値積分とグラム・シャリエ展開による近似解の比較（確率密度曲線の違いの大きい範囲を表示してある。）

ただし、図1に示す $\lambda/r=1$ の確率密度曲線の例でわかるように、近似しようとする確率分布が重み関数（この場合はガンマ分布の関数）と相当に異なる場合には、必ずしもよい近似が得られないことに留意する必要がある。

### 7.3 災害による損失・損害予測の不確実性

災害による損失・損害予測の不確実性は「二次の不確実性」と呼ばれる。建築物の地震に対する安全性評価においては、地震動を条件とした建物全体の損失額あるいは損失率の確率関数を「損失確率関数」または「損失関数」という。一般に、損失は再調達

価格で除した損失率で表され、損失率の確率分布を次の式のように表されるベータ分布  $Be(a,b)$  で近似する方法がとられる<sup>3)</sup>。このような方法は、土木施設にも適用される場合がある<sup>4)</sup>。

$$Be(a,b): f_c(\xi) = \frac{1}{B(a,b)} \cdot \xi^{a-1} (1-\xi)^{b-1}, \quad (0 \leq \xi \leq 1) \quad (8)$$

$\xi$  は損失率、 $B(a,b)$  はベータ関数、 $a,b$  はパラメータである。パラメータは、損失確率関数の平均値  $\mu_c$  ならびに分散  $\sigma_c^2$  より次のように求められる。

$$b = \frac{\mu_c(1-\mu_c)^2 - \sigma_c^2 + \mu_c\sigma_c^2}{\sigma_c^2} \quad (9)$$

$$a = \frac{\mu_c b}{1-\mu_c} \quad (10)$$

現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数  $g(u)$  を導出するため、第5章で採用したものと同様の方法にしたがって、ベータ分布の損失関数を考慮した場合の特性関数  $G(u)$  を求める。

期間  $t=[0,T]$  に想定災害が1回発生する場合の、現在価値に換算した被害軽減額は

$$I_t = I_0 \xi e^{-rt} \quad (11)$$

と表される。 $I_0$  は1回の災害における被害軽減額  $I_t$  の最大値で、建築物の場合は通常、再取得価格に相当する。特性関数  $G_{1,T}$  は

$$\begin{aligned} G_{1,T}(u) &= E[e^{iuI_t}] \\ &= \int_0^1 \int_0^T \frac{f_c(\xi)}{T} e^{iuI_0 \xi e^{-rt}} dt d\xi \end{aligned} \quad (12)$$

第5章と同様の方法により、災害がランダムに発生する場合の、現在価値に換算した相対的な被害額の特性関数  $G_T(u)$  について、次の関係式が得られる。

$$\log G_T(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{(1-e^{-nrT}) I_0^n}{n \cdot n!} (iu)^n \quad (13)$$

ただし

$$(a)_n = a(a+1)(a+2)\cdots(a+n-1), \quad (a)_0 = 1 \quad (14)$$

(12)式から(13)式、(14)式の導出については、付録Dを参照されたい。

期間  $t=[0,\infty)$  についての特性関数  $G(u)$  については、 $T \rightarrow \infty$  とすることにより

$$\log G(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{I_0^n}{n \cdot n!} (iu)^n \quad (15)$$

となる。

期間  $t = [0, \infty)$  のキュミュラント  $\kappa_{\beta, n}$  は

$$\kappa_{\beta, n} = \frac{\lambda}{r} \cdot \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{I_0^n}{n} \quad (16)$$

したがって、平均  $\mu_\beta$  と分散  $\sigma_\beta^2$  は

$$\mu_\beta = \kappa_{\beta, 1} = \frac{a}{a+b} \cdot \frac{\lambda}{r} I_0, \quad \sigma_\beta^2 = \kappa_{\beta, 2} = \frac{a(a+1)}{2(a+b)(a+b+1)} \cdot \frac{\lambda}{r} I_0^2 \quad (17)$$

(4)式の  $\beta$  は

$$\beta = \frac{2}{I_0} \cdot \frac{a+b+1}{a+1} \quad (18)$$

となる。

一方、損失率  $\xi$  が変動せず、一定である場合

$$\xi = \frac{a}{a+b} \quad (19)$$

とおくと、この場合の平均  $\mu_\alpha$  は  $\mu_\beta$  と一致し

$$\mu_\alpha = \mu_\beta = \frac{a}{a+b} \cdot \frac{\lambda}{r} I_0 \quad (20)$$

となる。また、キュミュラント  $\kappa_{\alpha, n}$  は

$$\kappa_{\alpha, n} = \frac{\lambda}{r} \cdot \left( \frac{a}{a+b} \right)^n \cdot \frac{I_0^n}{n} \quad (21)$$

と表されるから、二次の不確実性を表すファクター  $\kappa_{\beta, n} / \kappa_{\alpha, n}$  は

$$\begin{aligned} \frac{\kappa_{\beta, n}}{\kappa_{\alpha, n}} &= \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \left( \frac{a+b}{a} \right)^n \\ &= \left( \frac{a+1}{a} \cdot \frac{a+b}{a+b+1} \right) \times \left( \frac{a+2}{a} \cdot \frac{a+b}{a+b+2} \right) \times \dots \times \left( \frac{a+n-1}{a} \cdot \frac{a+b}{a+b+n-1} \right) > 1 \quad (22) \end{aligned}$$

となる。(22)式より

$$\kappa_{\beta, n} > \kappa_{\alpha, n} ; n \geq 2 \quad (23)$$

という関係が成り立つ。

## 7.4 地震後の河川水質汚染による下流域水道利用者の損失確率関数

### 7.4.1 有害物質貯留施設の被災シナリオ

第6章では、淀川水系上流域で大規模な地震が発生した場合を想定し、工場・事業場から雨水とともに有害物質が流出するというシナリオについて、下流の水道取水・給水に及ぼす影響を評価した。有害物質の貯蔵量については、PRTR（化学物質排出移動量届出）のデータから推定し、有害物質の流出量は被災率 $\eta$ に比例すると仮定した。 $\eta$ は過去の地震時の家屋被災数より0.23と設定したが、本節では上流域にある有限個の貯蔵施設が確率0.23で被災すると仮定し、 $\eta$ を確率変数として取り扱うこととする。

上流域における有害物質の全貯留施設数を $N$ とし、すべての貯留施設に等量の有害物質が貯蔵されていると仮定する。それぞれの施設の被災率を $p$ 、( $0 \leq p \leq 1$ )とすると、 $\eta$ は次の二項分布 $Bi(N, p)$ にしたがう。

$$Bi(N, p): P\left(\eta = \frac{k}{N+1}\right) = \sum_{k=0}^N p^k (1-p)^{N-k} \quad (24)$$

$p = 0.23$ で $N = 20, 100$ の場合の確率分布を図3に示す。

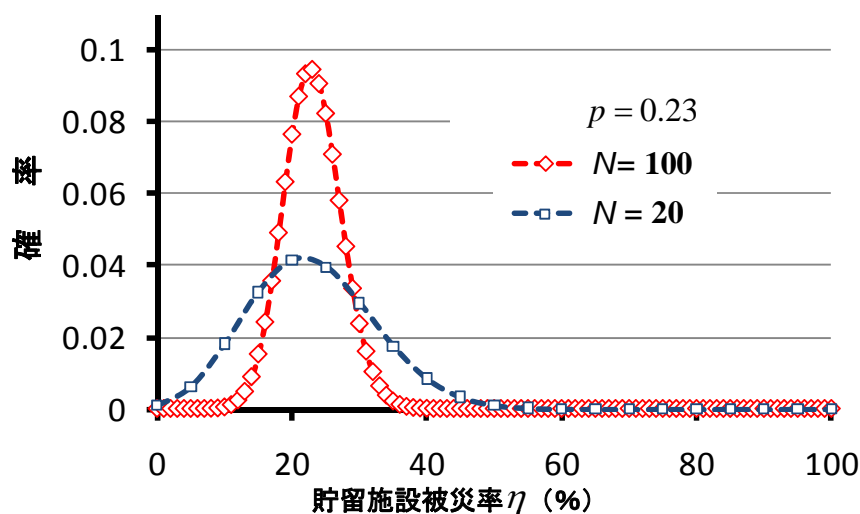


図3 二項分布  $Bi(0.23, N)$  の確率分布

上記の貯留施設の被災シナリオは、地震後の河川水質汚染による下流域水道利用者の損失を確率論的に扱うために便宜的に設定したものであるが、図2は、PRTRデータの貯留量からみて影響度が大きいと思われる有害物質のうち、貯留施設の数が少ないものについては、特に確率論的な評価が必要であることを示唆している。

### 7.4.2 貯留施設被災率と影響度との関係

第6章の表3で、想定地震後に淀川下流域で予測される水道の給水停止の時間を試

算した。有害物質として鉛およびその化合物を取り上げ、第6章の図5、表3と同じ方法で、被災率 $\eta$ と給水停止時間との関係を求めたのが次の図4である。

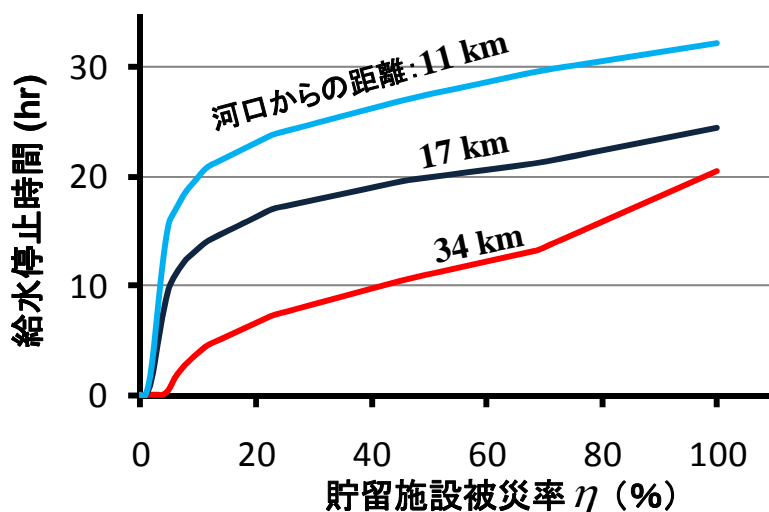


図4 想定地震後に鉛およびその化合物の流出によって淀川下流域で予測される水道の給水停止時間

表1 代表的な取水地点に対応する浄水場と給水人口

分類	代表取水地点	浄水場	給水人口
上流	河口から34km地点 (最上流で取水量大)	大阪市豊野 大阪府村野	525万人
中流	河口から17km地点 (中間で取水量大)	大阪府三島 大阪府庭窪 大阪市庭窪 阪神水道企業団猪名川	383万人
下流	11km地点 (最下流)	大阪市柴島 阪神水道企業団尼崎	160万人

淀川河口から 34km, 17km, 11km の代表地点周辺から取水している浄水場の1日平均浄水量<sup>5)</sup>と、他の浄水場とあわせた行政区域内の給水人口等から、代表地点ごとの給水人口を表1のように設定した。

図4と表1に基づき、想定される地震が引き起こす淀川の水質汚染のため下流域の水道が給水停止を余儀なくされ、それによって人々が受ける影響度を(給水人口)×(給水停止時間)で計算した。次の図5は、この影響度を貯留施設の被災率 $\eta$ の関数で示したもので、「34km+17km+11km」の曲線は、表1のすべての浄水場に係る影響度の総和を表す。影響度は、最小値0(百万人・時)、最大値226(百万人・時)の間に分布する。



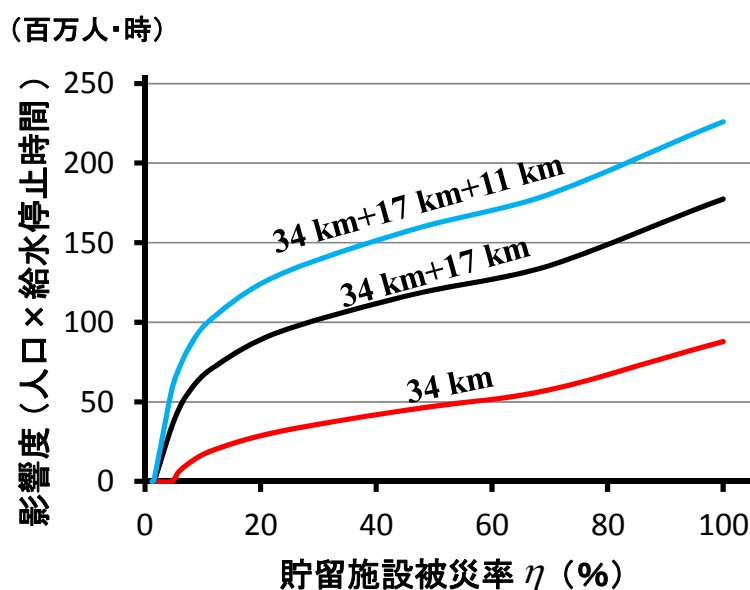


図5 想定地震後の水質汚染で下流域の水道が給水停止を余儀なくされることによる影響度と貯留施設被災率との関係

#### 7. 4. 3 損失確率関数とそのベータ分布近似

図3と図5から、有害物質貯留施設の被災について設定したシナリオにおける水道給水停止の影響度の分布を求めることができる。さらに影響度を被害額に換算するため、原単位である7,428(円/人/日)を時間単位に換算した309.5(円/人/時)をかけることとする。この原単位は、生活用水に関する断水被害を算定するためのものであって、業務営業用水や工場用水に係る被害額は含まれていない<sup>6)</sup>。ここでは、簡単のため生活用水のみの被害額を取り扱うこととする。なお、防災事業の費用便益分析では、便益として被害軽減額を算定するが、ここでは防災事業を特定していないため、被害額のみ焦點を当てた議論を行う。

大阪市の人口はすべて淀川に依存しているが、大阪市以外の大阪府内人口の淀川依存率は約75%である<sup>7)</sup>。阪神水道企業団については、神戸市、尼崎市、西宮市、芦屋市の水需要の約75%の水道用水を供給している<sup>8),9),10)</sup>。したがって、大阪市を除く大阪府内と神戸市、尼崎市、西宮市、芦屋市では、淀川からの取水が長時間停止しても理論上完全に断水するというわけではない。しかしながらここでは、表1に示すように、それぞれの行政人口の約75%が完全に断水するという仮定のもとで被害を算定することとする。

有害物質貯留施設被災率が23%のときの水道給水停止の影響度は、図5より約130(百万人・時)であり、これに原単位309.5(円/人/時)をかけると被害額は約400億円と見積もられる。被害額は最小値0(円)から最大値約700(億円)の間に分布する。この被害額を最大値約700(億円)で割った数値を損失率 $\xi$ と定義する。

図3に示す $p = 0.23$ で $N = 20$ の場合を想定すると、(24)式の $\eta$ の確率分布と図5の

関係から損失率 $\xi$ の確率分布(損失確率分布)が図6のヒストグラムように求められる。図6には、(9)式、(10)式を利用して損失確率関数をベータ分布 $Be(12.6,15.2)$ で近似する曲線と、参考として一様分布で表される損失確率関数もあわせて示してある。一様分布は、ベータ分布 $Be(a,b)$ において $a=b=1$ とおいた特別な場合である。

損失確率関数をベータ分布で近似する理由としては、一般に、イベントリスク曲線やリスク曲線を描くといった後の扱いが容易になることがあげられる<sup>3)</sup>。本論文の7.3節でも、現在価値に換算した相対的な被害額の総和の特性関数を求めるのに、災害による損失・損害予測の不確実性をベータ分布で代表させることは大いに役立った。あわせて、ベータ分布には、パラメータの設定により、ある種「針金細工」のように自由に分布形が選べ、いろいろな確率的主観を表すのに都合がよいという利点もある<sup>11)</sup>。

第6章で取り上げたようなケースでは、損失確率関数を合理的に描くことが容易ではない。このような場合には、関係者が主観に基づいてベータ関数のパラメータを調節しながら損失確率関数を設定するという方法も有力であろう。被害額の最小値と最大値はわかっているが、分布を推定するための手掛かりが全くない場合には、図6に示すように、ベータ分布の一種である一様分布を当てはめてみるという方法も考えられる。

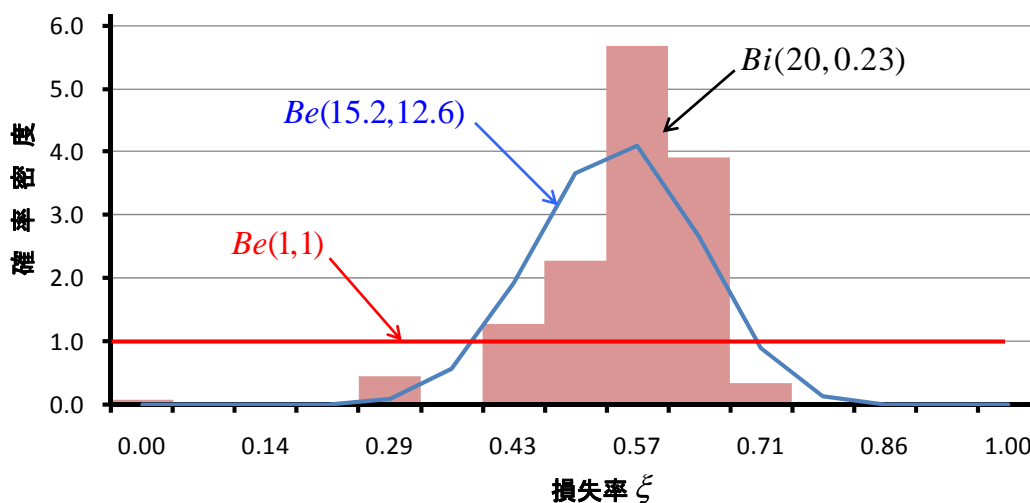


図6 有害物質貯留施設の被災シナリオにおける水道給水停止に関する損失確率分布とそのベータ分布近似および一様分布

ヒストグラムは二項分布で表される貯留施設被災率の分布から求めた損失確率分布で、離散分布を区間ごとの度数分布に変換し、確率密度で表示してある。曲線はベータ分布による近似(青)と一様分布(赤)。

#### 7.4.4 損失確率を考慮した被害額の分布

第6章の例を用いて、災害発生確率と災害が発生した場合の損失確率の両方を加味した被害額の分布について考察する。京都と周辺地域の地震活動に関する研究<sup>12)</sup>によれば、600年から1995年の1396年間に京都盆地で起きた震度6以上の地震は15回と

推定されている。したがって、第6章で想定したような大規模な地震が発生する確率は、概ね100年に1度と設定してよいであろう。すなわち、 $\lambda = 0.01$  (1/年) とする。

7.3節の方法((21)式参照)で被害額の現在価値に関するキュミュラントを求め、これを(7)式でモーメントに変換して、7.2節の方法((1)~(4)式参照)でグラム・シャリエ展開を行うと、次の図7が得られる。

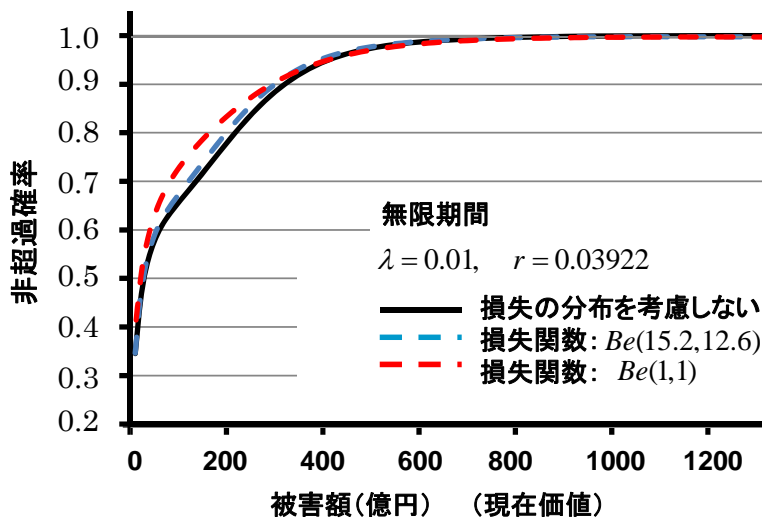


図7 第6章の災害シナリオで、想定地震の発生確率と損失確率の両方を考慮した損失額の非超過確率分布

損失確率分布の考慮の有無によって、非超過確率が0.6から0.9の範囲を中心として分布曲線に乖離が生じる。しかし、損失関数  $Be(15.2,12.6)$  をもつ分布曲線は、損失確率分布を考慮しない場合とほとんど一致する。損失関数  $Be(15.2,12.6)$  の  $n=2$  についての二次の不確実性を表すファクターは、(22)式より

$$\frac{\kappa_{\beta,2}}{\kappa_{\alpha,2}} = \frac{\sigma_{\beta}^2}{\sigma_{\alpha}^2} = \frac{a+1}{a} \cdot \frac{a+b}{a+b+1} = \frac{15.2+1}{15.2} \cdot \frac{15.2+12.6}{15.2+12.6+1} = 1.028\dots \quad (25)$$

となり、分散は、損失の分布を考慮しない場合と比較して大きく変わらないのである。

## 7.5 有限期間を対象とする被害額の分布

### 7.5.1 被害回避策を実施しないリスク

これまでの議論は、対象期間  $t = [0, \infty)$  を前提としてきた。しかし、第6章で扱ったような、まれにしか起こらない災害に対する防災事業については、期待値に基づく費用便益分析の結果は一般にイメージされにくく、合理的な意思決定の根拠となりにくい側面がある。意思決定が政治的であるほど、比較的短期間に効果が現れやすい施策の優先

度が高くなり、結局不確実性の大きい防災事業が後回しとなるおそれがある。

有限期間を対象とする被害額の分布を議論することの意義は、一方において、被害回避策を実施しても、意思決定者の関心である対象期間に想定した災害が発生せず、被害回避策が期待したほどの便益をもたらさない確率を明らかにすることであるが、他方においては、被害回避策を実施しないという決定をすることによって保有することになる、対象期間の災害のリスクを確率的に把握することでもある。防災事業その他の被害回避策を行わないと決める意思決定者にとっては、想定される災害が対象期間に発生し、実際に被害が出ることはリスクと捉えるべきであろう。このリスクをあらかじめ定量化することによって、意思決定者を合理的な判断に導く一助とすることができるかもしれない。

### 7. 5. 2 有限期間のグラム・シャリエ展開

第5章5. 3. 1節で行ったのと同様に、対象とする有限期間を  $t=[0, T]$  とし、この期間に想定する災害が  $n$  回発生する確率は次のポアソン分布にしたがうという仮定から始める。

$$P_o(n) = \frac{1}{n!} (\lambda T)^n e^{-\lambda T} \quad (26)$$

この期間に対象とする事象が発生しない確率は

$$P_o(0) = \frac{1}{0!} (\lambda T)^0 e^{-\lambda T} = e^{-\lambda T} \quad (27)$$

この期間における被害額（現在価値換算）  $x$  の確率密度関数を  $h(x)$ 、分布関数を  $H(x)$  とおくと

$$h(x) = \begin{cases} e^{-\lambda T} & (x=0) \\ (1-e^{-\lambda T})f(x) & (0 < x) \end{cases} \quad (28)$$

$$H(x) = \int_0^x h(\tau) d\tau = \begin{cases} e^{-\lambda T} & (x=0) \\ e^{-\lambda T} + (1-e^{-\lambda T})F(x) & (0 < x) \end{cases} \quad (29)$$

と表すことができる。  $f(x)$  は、対象期間に少なくとも1回の想定災害が発生するという条件付きの確率密度関数で、  $F(x)$  はその分布関数である。

7. 3節で扱ったように、ベータ分布  $Be(a, b)$  で表される損失確率分布を仮定すると、(13)式より、確率密度関数  $h(x)$  をもつ被害額  $x$  の特性関数  $G_T(u)$  について、次の関係が得られる。

$$\log G_T(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{(1-e^{-nrT})I_0^n}{n \cdot n!} (iu)^n \quad (30)$$

したがって、 $h(x)$  の  $n$  次のキュミュラント  $\kappa_n$  は次のように表される。

$$\kappa_n = \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{(1-e^{-nrT})I_0^n}{n} \cdot \frac{\lambda}{r} \quad (n=1,2,3,\dots) \quad (31)$$

(7)式によって、キュミュラント  $\kappa_n$  から  $h(x)$  の  $n$  次のモーメント  $\mu_n$  が得られる。

一方、(28)式より  $\mu_n$  は次のように表される。

$$\mu_n = \int_0^\infty x^n h(x) dx = (1-e^{-\lambda T}) \int_0^\infty x^n f(x) dx = (1-e^{-\lambda T}) m_n \quad (32)$$

ここに、 $m_n$  は確率分布  $f(x)$  の  $n$  次のモーメントである。

したがって

$$m_n = \frac{\mu_n}{1-e^{-\lambda T}} \quad (n=1,2,3,\dots) \quad (33)$$

ただし、 $m_0=1$  である。

この  $m_n$  を用いて、付録 C の方法で  $f(x)$  または  $F(x)$  に関するグラム・シャリエ展開式を導き(28)式、(29)式に代入すれば、それぞれ  $h(x)$ 、 $H(x)$  の近似式を得る。

なお、(19)式で仮定したように、損失率の変動せず、想定災害に対する被害額が一定値  $I_C$  であると仮定すると、期間  $[0, T]$  の間に  $n$  回 ( $n=1,2,3,\dots$ ) の想定災害が発生する場合に、

現在価値に換算された被害額  $x$  のとり得る範囲は  $nI_C e^{-rT} \leq x \leq nI_C$  となる。したがって、 $T$  が十分大きくない場合には、 $x$  の確率密度関数が不連続となり、連続関数であるグラム・シャリエ展開による近似が難しくなることが想定される。(8)式のように下限がゼロのベータ分布で表される損失率の分布を導入することは、 $T$  が小さい場合でも  $x$  の確率密度関数の連続性が保たれ、グラム・シャリエ展開を適用するうえで好都合といえるのである。

### 7. 5. 3 地震による河川水質汚染のケーススタディ

図 8 は、第 6 章の災害シナリオで、想定地震の発生確率と損失確率の両方を考慮した、有限期間の被害額の非超過確率分布を示したものである。具体的には、図 6 に示した、

ベータ分布  $Be(15.2,12.6)$  の損失確率分布をもつ、発生頻度の期待値  $\lambda = 0.01(1/\text{年})$

の災害によって期間  $[0, T]$  に生じる被害の現在価値の非超過確率分布を、グラム・シャリエ展開で近似して描いたものである。

曲線が縦軸と交わる点の非超過確率の値は、期間 $[0, T]$ に想定する災害が1度も発生しない確率であって、(29)式の $e^{-\lambda T}$ の値である。被害額が大きくなると、どの曲線も $T = \infty$ の曲線に漸近する。有限期間の被害額の平均値（現在価値換算）は、(31)式で $\kappa_1$ を計算すれば容易に得られ、 $T = 20$ 年で約55億円、 $T = 50$ 年で約88億円、 $T = \infty$ で約102億円である。一方、図8から読み取ることができる被害額の90パーセンタイル値（非超過確率が0.9に対応する被害額）は、対象期間 $T$ の間に10%の確率でそれ以上の被害額（現在価値換算）が見込まれる数値であるが、 $T = 20$ 年で223億円、 $T = 50$ 年で273億円、 $T = \infty$ で296億円であって、それぞれ平均被害額の約3倍かそれ以上の値となる。パーセンタイル値が大きくなると、これに対応する被害額（現在価値換算）は、対象期間にあまり依存せず、 $T = \infty$ の分布の値に近くなる。このことは、図8の右上の領域で、曲線が重なっていることからわかる。有害物質貯留施設の被災率 $p = 0.23$ のときの水道給水停止の被害額は約400億円と見積もられるから、20年以上の対象期間に10%の確率で見込まれる被害額（現在価値換算）は1回の被害額の55%以上に当たることになる。

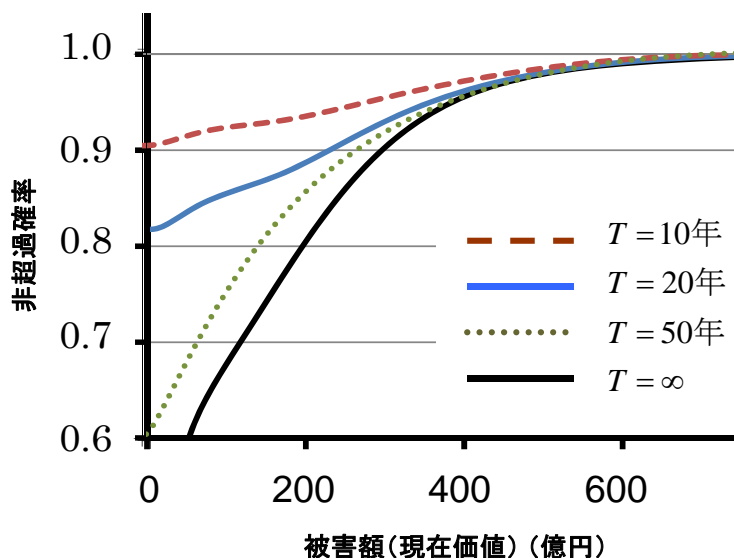


図8 有限期間の被害額の分布

損失確率分布： $Be(15.2, 12.6)$ ，災害発生頻度： $\lambda = 0.01$

通常100年に1度の災害という、めったに起きないという印象があるが、例えば20年間その被害を回避するための防災事業を実施しないという意思決定は、期待値で約55億円、さらに10%の確率でその4倍のリスクを、20年間保有することであるという理解のもとに行われることが望ましい。

## 7.6 まとめ

本章では、まず、確率分布の近似法として代表的なグラム・シャリエ展開法を適用して、第5章で取り扱った相対的な被害額の確率分布の推定を行った。具体的には、ガンマ分布を重み関数とし、ラゲールの陪多項式に展開する方法である。これを、数値積分で得られた比較的正確な確率分布と比較し、グラム・シャリエ展開法の精度を評価した。確率密度曲線ではかなり乖離があるように見えるが、分布曲線で比較すると、数値積分とグラム・シャリエ展開による近似解との間に大きな相違は認められない。

続いて、災害による損失率がベータ分布で表される場合の被害額（現在価値換算）の特性関数を導出した。この方法を第6章で取り扱った事例に適用し、無限期間を対象とする特性関数を求めるとともに、そこから得られるモーメントを用いてグラム・シャリエ展開を行い、給水人口、給水停止時間、被害額原単位の積から推定される生活用水に係る被害額（現在価値換算）の分布を求めた。

第6章で取り扱った事例について有限期間を対象とする被害額（現在価値換算）の特性関数を導出し、グラム・シャリエ展開により、有限期間を対象とする被害額（現在価値換算）の分布を求めた。この分布の90パーセンタイル値は、対象期間の間に10%の確率でそれ以上の被害額（現在価値換算）が見込まれる数値であるが、対象期間が20年以上であれば、この数値は、被害額（現在価値換算）の平均値の約3倍かそれ以上の値となることがわかった。有限期間を対象とする被害額（現在価値換算）の分布は、防災事業を実施しないと決定した場合に対象期間に想定される被害の程度、すなわち保有するリスクを確率論的に把握することにつながり、意思決定のための適切な判断材料になり得ると考えられる。

## 第7章 記号の説明

$a$  : ベータ分布のパラメータ。

$A_n$  : ガンマ分布を重み関数として、確率密度関数をラゲールの陪多項式にグラム・シャリエ展開するとき、 $n$ 次のラゲールの陪多項式に係る係数。

$b$  : ベータ分布のパラメータ。

$Be(a,b)$  : ベータ分布。

$Bi(N,p)$  : 二項分布。

$F(x)$  : 確率変数  $x$  の確率分布関数。ただし、7. 5. 2 節では、対象期間  $[0, T]$  に少なくとも 1 回の想定災害が発生するという条件付きの、被害額（現在価値換算） $x$  の確率分布関数。

$f(x)$  : 確率変数  $x$  の確率密度関数。ただし、7. 5. 2 節では、対象期間  $[0, T]$  に少なくとも 1 回の想定災害が発生するという条件付きの、被害額（現在価値換算） $x$  の確率密度関数。

$f_c(\xi)$  : ベータ分布の確率密度関数。損失率  $\xi$  の分布（損失確率分布）はベータ分布で近似される。

$g(u)$  : 評価期間  $t = [0, \infty)$  の、現在価値に換算した相対的な被害額の総和の特性関数。

$G_{1,T}(u)$  : 対象期間  $[0, T]$  に 1 回の災害が発生した場合の、損失確率分布を考慮した被害額（現在価値換算）の特性関数。

$G_T(u)$  : 対象期間  $[0, T]$  に発生する災害の総被害額（現在価値換算）の、損失確率分布を考慮した特性関数。

$G(u)$  : 無限期間  $[0, \infty)$  に発生する災害の総被害額（現在価値換算）の、損失確率分布を考慮した特性関数。

$H(z)$  : 確率変数  $z$  の確率分布関数。ただし、7. 5. 2 節では、対象期間  $[0, T]$  における被害額（現在価値換算）の確率分布関数。

$h(z)$  : 確率変数  $z$  の確率密度関数。ただし、7. 5. 2 節では、対象期間  $[0, T]$  における被害額（現在価値換算）の確率密度関数。



$I_t$  : 想定災害の発生によって生じる被害額（現在価値換算）。

$I_0$  :  $I_t$  の最大値。

$L_n^\alpha(x)$  :  $n$  次のラゲールの陪多項式。

$m$  : 確率分布  $h(z)$  の平均。

$p$  : 施設の被災率の平均。

$P_o(n)$  : ポアソン分布の確率関数。

$r$  :  $r = \log(1 + \text{社会的割引率})$  と定義される変数。

$\alpha$  : もとの確率変数に  $\beta$  を掛けた確率変数の平均と分散（どちらも  $\alpha$ ）。

$\beta$  : もとの確率変数に掛けることによって、平均と分散の等しい分布に変換するための係数。

$\Gamma(*)$  : ガンマ関数。

$\kappa_n$  :  $n$  次のキュミュラント。

$\kappa_{\alpha,n}$  : 損失率  $\xi$  が一定値 ( $\xi = a / (a + b)$ ) の場合の総被害額（現在価値換算）のキュミュラント。

$\kappa_{\beta,n}$  : 無限期間  $[0, \infty)$  について、ベータ分布で表される損失確率分布を考慮した総被害額（現在価値換算）の  $n$  次のキュミュラント。

$\lambda$  : 想定災害の平均発生頻度（1/年）。

$\mu_C$  : 損失確率分布の平均。

$\mu_k$  : 確率分布の原点まわりの  $k$  次のモーメント。

$\mu_\alpha$  : 損失率  $\xi$  が一定値 ( $\xi = a / (a + b)$ ) の場合の総被害額 (現在価値換算) の平均。

$\mu_\beta$  : 無限期間  $[0, \infty)$  について, ベータ分布で表される損失確率分布を考慮した総被害額 (現在価値換算) の平均。

$\sigma^2$  : 確率分布  $h(z)$  の分散。

$\sigma_c^2$  : 損失確率分布の分散。

$\xi$  : 損失率。

$\eta$  : 貯留施設の被災率。

## 第7章参考文献

---

- 1) 竹内啓 : 確率分布の近似 : 教育出版 (1996)
- 2) 関根秀次, 寺田貞一 : 性能関数の累積率計算法, 日本建築学会構造系論文集, 第 474 号 (1995) pp31-39
- 3) 日本建築学会 : 建築物の安全性評価ガイドライン小委員会報告書 (2010) pp17-18
- 4) 土木学会地震工学委員会地震リスクマネジメントと事業継続性小委員会 : 地震リスク解析とリスクマネジメントを考える—現状と課題/事例解析—, 土木学会平成 22 年度全国大会研究討論会 研-22 資料 (2010)
- 5) (社) 日本水道協会 : 水道水質データベース (平成 20 年度), <http://www.jwwa.or.jp/mizu/> (2011 年 1 月時点)
- 6) 厚生労働省健康局水道課 : 水道事業の費用対効果分析マニュアル - 第 V 編資料集 (2007)
- 7) 大阪府 : 大阪府の水道の現況 (平成 20 年度), <http://www.pref.osaka.jp/kankyoeisei/suido/genkyo-20.html> (2011 年 1 月時点)

- 
- 8) 阪神水道企業団：阪神水道企業団 水道用水供給ビジョン～安全な水の安定供給の持続～，200.12
  - 9) 神戸市：神戸水道ビジョン 2017，神戸市水道局神戸市水道局総務部経営管理課（2008年）p7
  - 10) 尼崎市水道局：水道・工業用水道ビジョンあまがさき，2010.4
  - 11) 東京大学教養学部統計学教室：統計学入門，東京大学出版会（2010）pp126-127
  - 12) 尾池和夫：京都と周辺地域の地震活動の特性：京都と周辺地域の有感地震データベース（解説），京都市防災会議（1996）pp23-26

## 第8章 結 論

本研究によって、次のことが明らかとされた。

第2章では、まず、2005年に下水道法が改正され「高度処理共同負担事業」が創設されるにいたった経緯を概観した。主要な閉鎖性水域の水質保全を図るために、下水道の高度処理が果たすべき役割が大きいにもかかわらず、流域別下水道整備総合計画（流総計画）どおりに高度処理施設の整備が進まない事実について要因分析を行った。

「高度処理共同負担事業」の制度化にあたって直面した最大の課題の1つであった法律的な枠組みの構築について、水利使用の制度形成に関するわが国と欧州との歴史的な相違に起因することを明らかにした。続いて、2003年に制定された特定都市河川浸水被害対策法についても概観し、流総計画と共通する「流域管理のアプローチ」という観点から、制度の内容を分析した。また、大規模災害時に予想される、水系を通じた水質リスク伝搬の問題に対する、「流域管理のアプローチ」の適用可能性を論じた。

第3章では、流域管理の形態を、①流域を単位とした計画または規制、②流域を単位とした財政、③流域を単位とした組織の3つの種類に分類し、フランス、ドイツ、オランダ、イギリス、欧州連合（EU）、米国における水質保全政策の特徴を流域管理の観点から論じた。財政面では、欧州の多くの国が排水課徴金とそれを原資とする補助金を採用しているのに対して、米国では水質取引が普及しつつある。さらに、排水課徴金と水質取引が直面する主な課題について論じた。

第4章では、東京湾流域の下水処理場を対象とするコンピュータ・シミュレーションと非線形計画法に基づく理論的考察という異なるアプローチによって、水質取引と排水課徴金という2つの経済的手法の比較を試みた。その結果、等価性と公平性について両アプローチは整合的な結論を導くことがわかった。

シミュレーションの具体的な成果としては、東京湾流域の75の下水処理場を対象に、COD、全窒素(T-N)、全りん(T-P)の負荷量を別々に、かつ同時並行的に取引するコンピュータ・シミュレーションを行った結果、流域全体でおおむね3割の費用削減効果が期待できることがわかった。また、シミュレーションでは、T-NとT-Pについては価格がつくが、CODの価格はゼロとなった。すなわち、T-NとT-Pに関する目標負荷量が達成されれば、CODの目標負荷量は自動的に達成されることになる。また、理論的考察に基づき、排水処理費用に比例して交付される補助金は、水質取引では経済的インセンティブを低下させる側面があるが、排水課徴金ではインセンティブを向上させる。すなわち、水質取引と排水課徴金では、補助金の経済的インセンティブに対する作用が相反することが明らかとなった。

補助金とのポリシーミックスを加味したモデルを対象に、水質取引の最適解と排水

課徴金の最適解が一致するための条件を明らかにした。この条件を適用して東京湾流域のシミュレーションを行い、各下水処理場の高度処理に対する取組みが、水質取引と排水課徴金で一致することを確認した。また、単位水量当たり処理費用の排出源間の均等性を公平性に関する評価指標として、水質取引とこれと等価な排水課徴金を比較した。補助金のない水質取引と徴収された課徴金の全額を補助金に充当する排水課徴金を比較したところ、排水課徴金の方が公平性の点で優れていることが理論的に明らかとなった。

第5章では、災害がランダムに発生すると仮定し、合成積の特性関数はもとの分布の特性関数の積で表されるという関係を利用して、評価期間  $t = [0, \infty)$  の、現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数を導出した。防災事業の費用便益分析では、便益は当該防災事業による被害の軽減額として評価される。さらに、年平均超過確率と被害軽減額の関係を近似できるような有限個の想定災害を決め、この想定災害の被害軽減額の合成積で、現在価値に換算した被害軽減額の総和の特性関数を表した。同様の方法で得られる費用便益比の特性関数に、数値的なフーリエ反変換を施すことにより、費用便益比の確率密度分布が計算される。以上の方法を、(社)日本下水道協会発行の「下水道事業における費用効果分析マニュアル(案)」で例示されている浸水対策事業の費用効果分析に適用し、防災事業の費用便益比の確率分布を計算するための具体的な手順を示した。

第6章では、淀川水系上流域で大規模な地震が発生した場合を想定し、(a)下水処理場が被災し、未処理の下水が放流される、(b)工場・事業場から雨水とともに有害物質が流出する、という2つのシナリオについて、下流の水道取水・給水に及ぼす影響を評価した。

病原微生物汚染については、地震による未処理下水の放流の影響に関するシナリオ分析において、淀川下流域の水道水について予想されるクリプトスポリジウム汚染のリスクを、感染リスクに関するEPAの目標値( $10^{-4}$ /年以下)及びWHOが提唱する健康影響負担リスクの許容値( $10^{-6}$ DALYs/年)を参照して評価した。その結果、淀川下流域のように7Logの除去が期待できる高度浄水処理の場合には、水道水の基準値を十分に満足できると判断された。しかし、2Log程度の除去率しか保証されない通常の浄水処理では十分に対応できず、上流域の下水道施設の復旧が遅れると、取水停止、給水停止が長期間に及ぶ可能性があることが示唆された。

上流域で被災した工場・事業場から降雨に伴って高濃度の有害排水が河川に流出するというシナリオのリスク評価では、有害物質の流出負荷量の推定にPRTR(化学物質排出移動量届出)データを活用できることがわかった。河川の移流分散の効果により、一般に上流部ほど化学物質濃度のピークは高いが濃度はすぐに低下する。下流部では、

移流分散の効果によってピーク濃度は小さくなるが、影響は比較的長時間に及ぶ。幾つかの有害物質について、下流域における水道の取水停止・給水停止を余儀なくされる可能性があることが明らかとなった。

第7章では、まず、確率分布の近似法として代表的なグラム・シャリエ展開法を適用して、第5章で取り扱った相対的な被害額の確率分布の推定を行った。具体的には、ガンマ分布を重みとし、ラゲールの陪多項式に展開する方法である。これを、数値積分で得られた比較的正確な確率分布と比較し、グラム・シャリエ展開法の精度を評価した。その結果、防災事業実施の可否を意思決定する際の判断材料の導出等に、グラム・シャリエ展開が適用できる可能性があることがわかった。

続いて、災害による損失・損害予測の不確実性がベータ分布で表される場合の被害額の特性関数を導出した。また、第6章の事例において、淀川水系上流域で大規模な地震が発生した場合の有害物質流出量が有害物質貯留施設の被災率に比例すると仮定して、被災率と水道給水停止の影響度との関係を求めた。影響度は、給水人口と給水停止時間との積で表される。さらに、影響度を被害額に換算し、被災率の分布から計算される損失率（最大被害額に対する割合）の分布をベータ分布で近似した。

有限期間を対象とする被害額の分布は、防災事業を実施しないと決定する場合に、対象期間に保有することになる災害リスクを確率論的に定量化することにつながり、防災事業に関する適切な意思決定のための判断材料となり得る。そこで、有限期間の特性関数を導出し、グラム・シャリエ展開により、有限期間を対象とする被害額の分布を求めた。この分布の90パーセンタイル値は、対象期間中に10%の確率でそれ以上の被害額（現在価値換算）が見込まれる数値であるが、対象期間が20年以上であれば、この数値は、被害額（現在価値換算）の平均値の約3倍かそれ以上の値となることがわかった。

下水道の水質保全効果は、きわめて公共的で外部性の高いサービスである。また、浸水対策や地震対策等の防災事業は、必然的に便益の不確実性を伴っている。公共性、外部性と不確実性は、今後の下水道政策を論じる場合に鍵となる要素と考えられる。本研究が今後の下水道政策の立案・実行の一助となれば幸甚である。

## 付録 A

### 先進諸外国における下水道及び水質保全のための流域管理に関する諸制度の概要

		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
0 国の概要	正式名称	フランス共和国	ドイツ連邦共和国	アメリカ合衆国	グレートブリテン及び北部アイルランド連合王国
	政体	共和制	連邦共和制	連邦共和制	立憲君主制
	首都	パリ: 215 万 2329 人(1990/市内)	ベルリン: 338 万 6667 人(1999)	ワシントン D.C.: 57 万 2059 人(2000/市内)	ロンドン: 707 万 4265 人(1996)
	総面積	547 千 km <sup>2</sup> (海外領土除く) (日本の約 1.5 倍)	357 千 km <sup>2</sup> (日本の 94%)	9629 千 km <sup>2</sup> (日本の約 25 倍)	245 千 km <sup>2</sup> (Rockall と Shetland 諸島を含む) (本州の 1.07 倍)
	行政区分	州(地域圏: Region、22 州) 県(Departement、96 県) 市町村(Commune、36,560 市町村)	州(Länder、16 州) 市町村(Municipality)	州(50 州 1 地域) 郡(County) 市町村(Municipality)	イングランド: 39 州、7 メトロポリタン州 ウェールズ: 8 州 スコットランド: 9 自治区、3 諸島地区 北アイルランド: 26 行政区
	人口	6018 万 0529 人(2003/7 推計)	8239 万 8326 人(2003/7 推計)	2 億 9034 万 2554 人(2003/7 推計)	6009 万 4648 人(2003/7 推計)
1 下水道の状況	汚水処理人口	下水道: 48 百万人 個別処理: 12 百万人 下水道処理人口普及率: 80%(2002 年)	下水道: 77 百万人 個別処理: 5 百万人 下水道処理人口普及率: 93%(2001 年) (旧西独 96%、旧東独 76%)	下水道: 206 百万人(普及率からの推定値) 個別処理: 84 百万人 下水道処理人口普及率: 71%(1996 年)	下水道: 58 百万人 個別処理: 1.2 百万人 下水道処理人口普及率: 95%(2000 年)
2 実施機関	施設の所有者	市町村	①市町村 ②市町村組合: 下水道事業のために自治体が設置し、環境省が承認するもの ③水組合: 水組合法に基づいて設置された組合	汚水は市町村、郡、州 雨水は市町村 ※ 施設の所有者は通常、地方自治体か地方自治体によるコンソーシアム。 ※ マサチューセッツ州では独立の州政府機関であるマサチューセッツ州水資源庁(MWRA)が下水処理場や幹線管渠を所有している。	・イングランドでは民間会社(上下水道会社)。スコットランドは公社(スコットランド水管理庁)。北部アイルランドは自治体。 ・雨水排除の事業実施主体は自治体と上下水道会社で、会社との同意(契約)に基づいて、自治体が雨水排水に関する責任を有している。(地元の地域、地区サービス会社とパートナーシップ契約を結び、事業プログラムを実施している)
	施設の計画・設計・建設	・市町村 ・一部事務組合: 地方公共施設法人であり、その形態は地方分権法(1988 年)により改正された市町村法典に規定されている。日本の一部事務組合と類似した組織であり、複数の事業を目的とする多目的事務組合もある。 一部事務組合は全国で 6,000 ほどあり、概ね 2,000~3,000 人規模の単位である。一部事務組合の管轄区域では、市町村が各行政区域内の枝線の整備・維持管理を行うが、複数の市町村にまたがる管渠は県が、複数の県にまたがる管渠及び処理場は一部事務組合が建設・維持管理を行う。	施設の所有者と同様。	施設の所有者と同様。	施設の所有者と同様。

		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
	施設の管理運営者(各種規制等の最終責任者)	<ul style="list-style-type: none"> <li>排水基準についての検査は市町村の責任であり、私有地への立入権限を有する(市町村法典、1992年水法)。</li> <li>水環境の監視については、中央政府の独立機関である「水警察」が所轄している。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>規制の遵守に関するチェックは州政府の環境部局が担当する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>汚水は市町村や組合が最終的な責任を負う機関であるが、下水道は州議会の監督下であり、連邦に対しては州が管理運営者となる。</li> <li>雨水は市町村。マサチューセッツ州のように、州の機関(Executive Office of Environmental Affairsの事務所)が行うこともある。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>【イングランド・ウェールズ】</li> <li>環境基準・排出基準: 環境庁(EA): 上下水道会社への規制・監視。</li> <li>下水処理水質基準: 環境食糧省(DEFRA)</li> <li>使用料・経営状態: 水サービス局(OFWAT)</li> <li>【スコットランド】スコットランド環境保護庁</li> <li>【北部アイルランド】環境遺産部(環境省の機関)</li> </ul>
	施設の運営管理者	原則、市町村(ただし、民間委託していることが多い。この場合も責任は市町村長にある)	<ul style="list-style-type: none"> <li>施設の所有者と同様であるが、民営化・民間委託されているケースもあり。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>汚水は市町村、郡、州が基本だが、民営化・民間委託されているケースもあり。</li> <li>雨水は市町村(マ州の場合、維持管理は上記と同様)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>イングランドでは民間会社(上下水道会社)。</li> <li>スコットランドは公社(スコットランド水管理庁)。</li> <li>北部アイルランドは市町村。</li> <li>雨水排除の事業実施主体は自治体と上下水道会社で、自治体が雨水排水に関する責任を有しており、会社との同意(契約)に基づき会社が運営管理を行っている</li> </ul>
	公的サポート機関	下水処理事業者技術援助機関(SATESE): 県の機関であり、地方自治体に対して技術援助。 このほか、建設省や農業省の事務所等もサポートを行う。	<ul style="list-style-type: none"> <li>①ドイツ下水技術協会 ATV(主に市町村に対して技術基準、教育、訓練を提供)</li> <li>②ドイツ廃棄物処分業協会 BDE(主に民間企業を対象)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>連邦政府レベル</li> <li>USEPA</li> <li>全米衛生財団</li> <li>水環境連盟(WEF)</li> <li>地方自治体下水道協会(AMSA)</li> <li>地方レベル</li> <li>州環境行政部 Executive Office of Environmental Affairs (マ州の場合)</li> </ul>	環境庁(EA)が水に係わる環境経済学に関する研究開発(経済評価、料金制度等)



		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
3 国・州の役割	120	<p>・水法(1964、1992):環境省が中心となって複数の省庁により作成された総合的な水管理を目標とする法律。この中に、公共下水道、非公共下水道の行政行為に関して規定されている。1964年水法によって、排水課徴金制度、課徴金を原資とする補助金制度、水管理庁及び流域委員会等が創設されることとなった。</p> <p>・水法は、EU指令への対応、1964年水法の欠陥の補足を目的として、1992年に改正されている。下水道整備の明確な義務は1964年水法では規定されておらず、市町村の決定に委ねられていたが、1992年の改正により、市町村の下水道整備が義務づけられることとなった。</p> <p>・さらに、1995年の環境保護法によって、「環境配慮」「未然防止」「発生源対策」「汚染者負担」といった基本方針が導入・強化されることとなった。</p> <p>・現在、改正に向けて検討中。</p>	<p>①連邦政府</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 水管理法(1957、2002) ドイツにおける水域保全に関する主要な法律。連邦水管理法、およびその後発効した州水法は、水資源管理、水資源保護、および流量規制の3本の柱を有している。2002年9月にはEU指令に適合させる目的で第7次改正法が正式に成立している。</li> <li>● 下水に関する法令 各種下水に適用される規制対象の汚染物質の範囲など、技術的基準を定めた法令。とりわけ自治体の下水処理水に関する要件を定め、水域保護のためのEU指令を施行するもの。付属書に、生活污水および産業排水に適用する業種別の具体的規制内容が記載されている。</li> <li>● 排水課徴金法 連邦の水管理に関する大綱法制定権限に基づくもので、排水者に対して、水域保全の経済的インセンティブを与えることを目的としたもの。この法は当該の州法による規則によって補完されており、所轄の州官庁によって執行される。</li> <li>● 洗剤法</li> <li>● 水組合法</li> </ul> <p>②州政府(州水法、州自治体法)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 州水法 16州は各管轄区域内の上下水道の規制監督を行っている。また、連邦法の枠内で、詳細な規制値を定める。</li> <li>● 州自治体法 自治体に各自の排水管理機能を組織化することを定めた法律は、すべての州で実質上、類似の法律となっている。これにより、自治体は下水の収集、処理、および処分を負う。</li> </ul>	<p>①連邦政府(EPA)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・水質浄化法(CWA 1977): ・米国における水域保全に関する主要な法律。</li> <li>・水環境における化学的、物理的および生物的健全性の回復が目的。</li> <li>・水環境行政に関する様々な実施権限をUSEPAや州政府に付与し、下水処理場建設に対する補助制度も定められた。</li> <li>・EPA(または委任した州政府)は、公共用水域への直接排出者に対して排水許可証を発行(NPDESプログラム)。</li> <li>・このほか、水質浄化法は各州に対し、水質基準を満たさない河川などを特定し、その浄化に向けた計画を作成するよう求めている(水質基準ベースの負荷総量削減計画:TMDLプログラム)。2001年と2002年を合わせて、5,000件以上が現行のTMDL規則に基づいて認可されている。</li> </ul> <p>②州政府(マサチューセッツ州)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・マサチューセッツ建築法、マサチューセッツ環境保護法※所管は州環境行政部 Executive Office of Environmental Affairs</li> </ul>	<p>①水法(1973)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・イングランド・ウェールズ地方を河川流域界に基づく10流域に分割。それぞれに地方水管理庁RWAを設立。</li> <li>・水管理が一元化されるとともに、流域的な視点に基づく水の総合管理が導入されることとなった。</li> <li>・RWAは、河川管理や上下水道、環境等、水関連のほとんどすべての分野を管理</li> </ul> <p>②水法(1989)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・上下水道事業の民営化(NRAの監督下)。民間の上下水道会社が上下水道事業の責任を負い、下水道使用料徴収の権限が付与。</li> <li>・上下水道以外については全国河川庁NRAが総合的流域管理を実施</li> <li>・水サービス局(OFWAT)の新設:上下水道会社の財政状況、料金設定等を監督、会社の財政を保証</li> </ul> <p>③環境法(1995)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・環境庁の設置。水、大気、廃棄物等の環境関連事項を統合して所管(これによりNRA等は廃止)</li> <li>・スコットランド環境保護庁の新設</li> </ul> <p>④水法(2003)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・取水認可制度の変更</li> <li>・上下水道サービス監督庁の設立(2006年4月1日より、OFWATが移行)</li> <li>・利用者保護に関する上下水道会社に対する規制強化:アカウンタビリティ、競争促進</li> <li>・その他:上下水道会社法、環境法、水資源法、ダム法、環境保護法の内容を改正</li> </ul>

		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
4 流域管理	法制度	<ul style="list-style-type: none"> <li>・1964年制定の水法により、全国を河川流域を基にした6つの流域圏に分けて、管理することとなった。</li> <li>・各流域には独立採算性の水管理庁が設置され、環境基準達成のために各市町村に対して財政的支援を実施している。</li> <li>・水管理庁は、課徴金(取水課徴金と排水課徴金)徴収権限を有し、これを財源として地方自治体に補助や貸付を行っている。また、下水処理により削減された汚染物質の量を金額に換算し、奨励金として市町村や企業に対して還付している(市町村に対しては徴収した排水課徴金の相当額を返納し、企業に対しては当初排水課徴金徴収額から相当額を減額)。水管理庁が事業実施主体になることはない。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・連邦水管理法：水管理基本計画、水利用計画、下水処分計画についても定めている。</li> <li>・排水課徴金法：連邦の水管理に関する大綱法制定権限に基づくもの。水域に排水する者に対して、水域保全のための行動を行うインセンティブを与えることを目的としている。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水質浄化法は各州に対し、水質基準を満たさない河川などを特定し、その浄化に向けた計画を作成するよう求めている(水質基準ベースの負荷総量削減計画:TMDLプログラム)。このプログラムは、日本の流総計画に相当するもので、環境基準達成のために必要となる負荷削減量を排出者に割り当てる計画である。</li> <li>・水質浄化法は1987年から改正されておらず、1998年2月ゴア副大統領からの指示によりEPAとUSDAで策定した行動計画で、流域管理に重点が置かれている。</li> <li>※水質浄化法404条では、干潟を含む公共用水域に対する埋立て材や浚渫残土の排出を規制するための、許可プログラムを規定しており、EPAと陸軍工兵隊の責任分担を定めている。</li> </ul>	<p>【水法1973】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・イングランド・ウェールズ地方を河川流域界に基づく10流域に分割。それぞれに地方水管理庁RWAを設立。</li> <li>・水管理が一元化されるとともに、流域的な視点に基づく水の総合管理が導入。</li> <li>・RWAは、河川管理や上下水道、環境等、水関連のほとんどすべての分野を管理</li> <li>※現在ではRWAは存在しないが、この流域分割は現在も、上下水道会社の管轄区域の基盤となっている。</li> </ul>
	規制	<ul style="list-style-type: none"> <li>・取水および排水に関する規制は、国の出先機関がその役割を担っている。</li> <li>・流域委員会が設置された県に置かれた国の出先機関は、水法の施行と水資源の管理について、国の政策との調整と実施を行う。これにより、地方分権化された国の水分野における活動に関して、関係する州や県に一貫性を保持することが可能となる。</li> <li>・地表水、地下水によらず、県や州におかれた国の出先機関、すなわち州産業研究局(DRIRE)、県農林局(DDAF)および県建設局(DDE)がそれぞれの権限の責任範囲において下水の放流等に係る申請を審査する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・「下水に関する法令」に基づき、排水に関する最低要求事項が規定されており、これによる直接規制がなされている(日本の排水基準に相当)。</li> <li>・公共下水道処理場に対しては、処理水量規模別にCOD、BOD、T-N、T-Pに関する規制値が設定されている。</li> </ul>	<p>【TMDLプログラム】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・水質環境基準が達成されていない水域において、州政府は環境基準達成のために許容される最大限度の汚濁物質総量(TMDL)を算定。</li> <li>・算定されたTMDLから、点源発生源以外の寄与分を除いた後、点源発生源に対して許容される排出量が割り当てられる。</li> <li>・TMDLは、各点源発生源者に割当量としてNPDES許可証に書き込まれる。</li> <li>・EPAは水質悪化水域リスト及びこれに対するTMDLを審査・認可するとともに、州がTMDLを策定しない場合には策定する。</li> <li>・既に2001年と2002年を合わせて、5,000件以上が現行のTMDL規則に基づいて認可されている。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・下水道に関する規制は、基本的に1991年のEU指令(自治体の下水処理に関する指令:91/271/EEC)に準拠しており、これを遵守するために、イングランド・ウェールズ及びスコットランドでは1994年に、北部アイルランドでは1995年に、関連する規制条項(Regulation)が制定されている(2003年に改正)。</li> </ul>
	環境基準	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水質環境基準は、5段階(水利用には不適切なレベルを含む)のクラス分けにより、それぞれのカテゴリーで達成すべき水質を設定している。</li> <li>・各河川区間への基準の当てはめは、県または州で決定する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・受水域の水質基準については、河川水に対して汚染負荷レベルにより7段階の水質類型が設定されている。類型指定は州が行っている。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・EPAが水質環境基準設定の基本的な考え方を示し、各州が独自の基準を具体的に設定する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>汚濁を抑制する対象水域(管理水域)に対しては、一定基準にしたがって水質が分類される。</li> </ul>

		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
4 流域管理	流域管理計画	<p>①水管理庁計画：水管理庁が行う財政的な補助に関する計画を規定する複数年計画。下水道分野においては、SDAGE と呼ばれる基本計画に基づいてその援助がなされる。</p> <p>②水管理基本構想(SDAGE)：流域委員会により策定される水管理政策の指針となる15箇年の管理計画。各流域の水資源開発量や水質目標基準などの指針を定める。</p> <p>③水管理計画(SAGE)：SDAGE で定められた小流域レベルで地方水委員会により策定される計画で、下水排水・下水処理施設に関する5箇年の活動計画と長期計画が含まれている。</p>	<p>●水管理法に基づく計画</p> <p>①水管理基本計画 生活と経済の発展のために、流域もしくは経済圏、又はこれらの一部に対して水管理基本計画を定める必要があるとされている。</p> <p>②下水処分計画 広域的な視点から定められた下水処分計画においては、重要な下水処理場の位置及び処理区域、下水処理の概要及び施策の代表者を定めなければならない</p> <p>●水組合 ドイツの大部分では地方自治体の独立採算方式に基づく下水道整備・管理が為されているが、一部の地域では、河川流域を基盤とした水組合法に基づく水組合によって実施されている。水組合は、各水域の利用者が組合を結成し、自ら協議により水質基準を定め、これを満たすために必要な下水道整備費用を利用者全員で負担する方式であり、日本の流域下水道のモデルになったシステム。</p> <p>【ルール水組合の概要】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ノルトライン・ヴェストファーレン州にある11の水組合のひとつ。</li> <li>・1990年7月のルール水組合法に基づき創設された自治権のある公的機構。前身は1913年創設。</li> <li>・水質管理のための予算(年間約400万ドル)の決定、環境基準の策定、分担金の設定・徴収を行うとともに、下水処理基幹施設(貯水池、処理場)の計画、建設、運営、維持管理を行う。</li> <li>・水組合は、基幹施設(貯水池、下水処理場、雨水処理)の運営維持管理に責任を持つ。下水収集及び排除設備の運営維持管理責任は地方自治体にある。</li> <li>・法的監督は州政府。</li> <li>・組合員は、流域内の地方自治体、商工業利水者、農業利水者、水力発電経営者(現在955団体)で構成される。</li> <li>・経常収支における財源は、組合員からの分担金が79%を占める。資本会計における財源は、借入金が87%、残る13%が州政府からの補助金。</li> </ul>	<p>①チェサピーク湾水質管理計画 ・チェサピーク湾の保全を目的として協力体制を築くものであり、1983年のチェサピーク湾合意により開始された。この合意はEPA 長官、メリーランド州、バージニア州、ペンシルバニア州の各知事、ワシントン DC 市長およびチェサピーク湾コミッションにより署名されている。</p> <p>②五大湖水質管理計画 ・特定された懸案地域(AOC: Areas of Concern)43地域のうち、26地域は米国内、12地域はカナダ国内、残りの5地域は両国にまたがる地域である。</p> <p>③アイオワ五大湖計画 ・この5箇年プロジェクトは、1990年度のCWA319条ファンドにより開始されたもので、実際、農業保全プログラムやアイオワ自然強化保全プログラム、全米魚類・野生動物サービスを通じて、農務省(USDA)農地サービス局より資金を受けている。本プロジェクトの目的は、流域に存在する非常に多くの湖に流入している堆積物や栄養塩類、農薬、家畜の糞尿の量を削減することにある。このプログラムは特に、リンを対象として、不必要なあるいは過度な施肥を避けることに重点を置いている。耕作地からの流出水を削減する施策に対して援助を行うこと、水質を保全するために自分たちの資産をどのように管理することができるのかを湖周辺の土地所有者に示すこと、干潟保全プログラムや斜面保護プログラムを利用することなどが含まれる。</p> <p>④アイオワ堤体安定化 ・都市化による流出量の増加に伴う浸食により、0.3m/年ずつ湖岸が後退している状況に対する対応策(ウルフ湖)。</p>	<p>【富栄養化管理計画】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・富栄養化問題には非常に多くの要素が関係していることから、地方や国の関係機関など広範な関係者の参加によるパートナーシップ型の取組みを重視。</li> <li>・対策も規制、ボランティア、協力、教育、経済等のあらゆる手法の適用を想定。</li> <li>・栄養塩負荷削減方策については、全国レベルでの方策とそれを補完する意味で、特に重要な水域については流域毎の管理行動計画を策定。この流域毎の計画は、地域富栄養化管理行動計画と呼ばれ、2000年3月までに試行的に11の水域に係る流域について策定、さらに多くの流域での策定が進められている。</li> <li>・対策は費用対効果により評価</li> </ul>

		フランス	ドイツ	アメリカ	イギリス
	経済的手法	<p><b>【課徴金制度】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・1964年の水法により、水管理庁に課徴金の徴収権限を与えた制度。</li> <li>・取水課徴金と排水課徴金から成る。</li> <li>・排水課徴金は、汚濁物排出者からその排出量に応じて自治体が徴収し、これを水管理庁が徴収する。</li> <li>・徴収された課徴金は、補助や貸付金として地方自治体に与えられる。用途は、水資源開発、保全、環境基準の達成に必要な施設の建設・運営等。</li> <li>・排水課徴金は下水道使用料の一部として利用者から徴収(概ね下水道使用料の1/3が課徴金分)</li> </ul>	<p><b>【課徴金制度】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・排水課徴金法(1976年)に基づく制度。1976年制定、1989年改正。地表水系、地下水系、海洋水系に廃水を排出するものに対して排水課徴金を賦課することを定める。</li> <li>・連邦レベルで導入されたため、全国的に一律適用。全国の平均費用をベースにして設定されている。</li> <li>・州政府は排出者に対して排水許可証を発行し、これに記された基準に従って課徴金額を算定、徴収する。</li> <li>・実際の排出負荷は、排出者が自らモニタリングして報告する義務があるが、さらに州政府あるいは公認機関の立ち入り調査が入る。モニタリングの結果、汚濁負荷排出量が許可量を超えた場合は、汚染単位数が割増される。</li> <li>・これを財源として下水処理場建設や水質保全にかかる技術開発及び下水処理施設の維持管理などを行っている。</li> <li>・BOD、COD、重金属、窒素、リンなどの水質項目の限界汚濁負荷量に対して課される課徴金で、1汚染単位に対して約35€。1汚染単位は1年当たりの排出量として、物質ごとに設定されている(COD50kg、窒素12kg、リン3kg等)。</li> <li>・最低限度の排水基準値を満たせば、課徴対象物質毎に課徴金が減額される。現在の減額率は50%。</li> <li>・平均的には、排水課徴金は下水処理場における総費用の約5%に相当。1998年の徴収総額は約500億円。住民1人あたり年間約€5。概ね下水道使用料の3%に相当。</li> </ul>	<p><b>【排出枠取引(水質取引)制度】</b></p> <p>対象となる水質項目に関して、各排出源の削減目標を上回る削減を行っている施設から、目標の削減量に満たない施設がその余剰分を買い取る仕組み。個別取引の場合と、ある機関が市場を創設して余剰分の売買を行う場合がある。</p> <p>●実施中の水質取引プログラム</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ロングアイランド湾取引計画(コネチカット州)</li> <li>・ラー鉱業許可(ミネソタ州)</li> <li>・南ミネソタ砂糖大根工場の取引計画(ミネソタ州)</li> <li>・ター-ポムリコ栄養塩削減取引計画(ノースカロライナ州)</li> <li>・フォックス-ウォルフ流域取引モデル計画</li> </ul> <p><b>【課徴金制度】</b></p> <p>雨水施設で、クレジットやオンサイト施設の実施における使用料の減免といったインセンティブのための制度的メカニズムを提供するものがある。使用者に対して最小コスト施策(雨水施設使用料を払うか、オンサイト施設を設置するか)を選択させるもの。</p> <p><b>【補助金制度】</b></p> <p>「特定流域補助プログラム」:優れた流域保全計画を有する流域団体に対して、必要な資金を提供するというもの。</p>	<p><b>【課徴金制度】</b></p> <p>特記すべき制度はない。</p>

## 付録 B

### モンテカルロ法と数値積分法の比較

期間  $t = [0, T]$  に想定災害が  $n$  回発生する確率は第 5 章の(6)式のとおり、次の式で表される。

$$P_o(n) = \frac{1}{n!} (\lambda T)^n e^{-\lambda T} \quad (1)$$

災害発生の間隔が  $T$  である確率は、ある時点で災害が発生し、それに続く時間  $T$  に 1 度も災害が発生しない確率であるといえる。ある微小時間  $\Delta t$  に災害が発生する確率は  $\lambda \Delta t$  であり、その後の時間  $T$  に災害が発生しない確率は(1)式で  $n=0$  とおいて

$$P_o(0) = e^{-\lambda T} \quad (2)$$

であるから、 $T$  の確率密度関数  $f(T)$  は

$$f(T) = \lambda P_o(0) = \lambda e^{-\lambda T} \quad (3)$$

すなわち、 $T$  は平均  $1/\lambda$  の指数分布にしたがう。ここで、 $T$  は災害発生の間隔と定義したが、上述の導出方法から、任意の時点から最初に災害が発生するまでの時間の分布にも(3)式が適用できることが分かる。

モンテカルロ法では、まず一様乱数  $u_i$  ( $0 \leq u_i \leq 1$ ) から、逆関数法で指数乱数  $T_i$  をつくる<sup>1)</sup>。

$$T_i = -\frac{1}{\lambda} \log u_i \quad (4)$$

次に、十分大きな  $N$  について

$$\bar{T} = \sum_{n=1}^N \bar{T}_n = \sum_{n=1}^N \exp\left(-r \sum_{i=1}^n T_i\right) \quad (5)$$

を計算する。 $t_n$  は現在から  $n$  番目の災害が発生するまでの時間である。一様乱数の発生から(5)式の計算までを  $M$  回繰り返して、 $\bar{T}$  のヒストグラムをつくり、 $\bar{T}$  の確率密度曲線を推定する。一様乱数は、Microsoft 社の Excel VBA の関数 Rand を用いた。また、 $N=100$ 、 $M=5,000$  と設定し、相対的な被害軽減額  $\bar{T}$  について 0.1 きざみでヒストグラムをつくった。

相対的な被害軽減額の確率密度曲線について、モンテカルロ法の結果を、第 5 章図 1 の数値積分の結果と比較して示すと以下の図のとおりとなる。数値積分法が精度の点で優れていることが分かる。

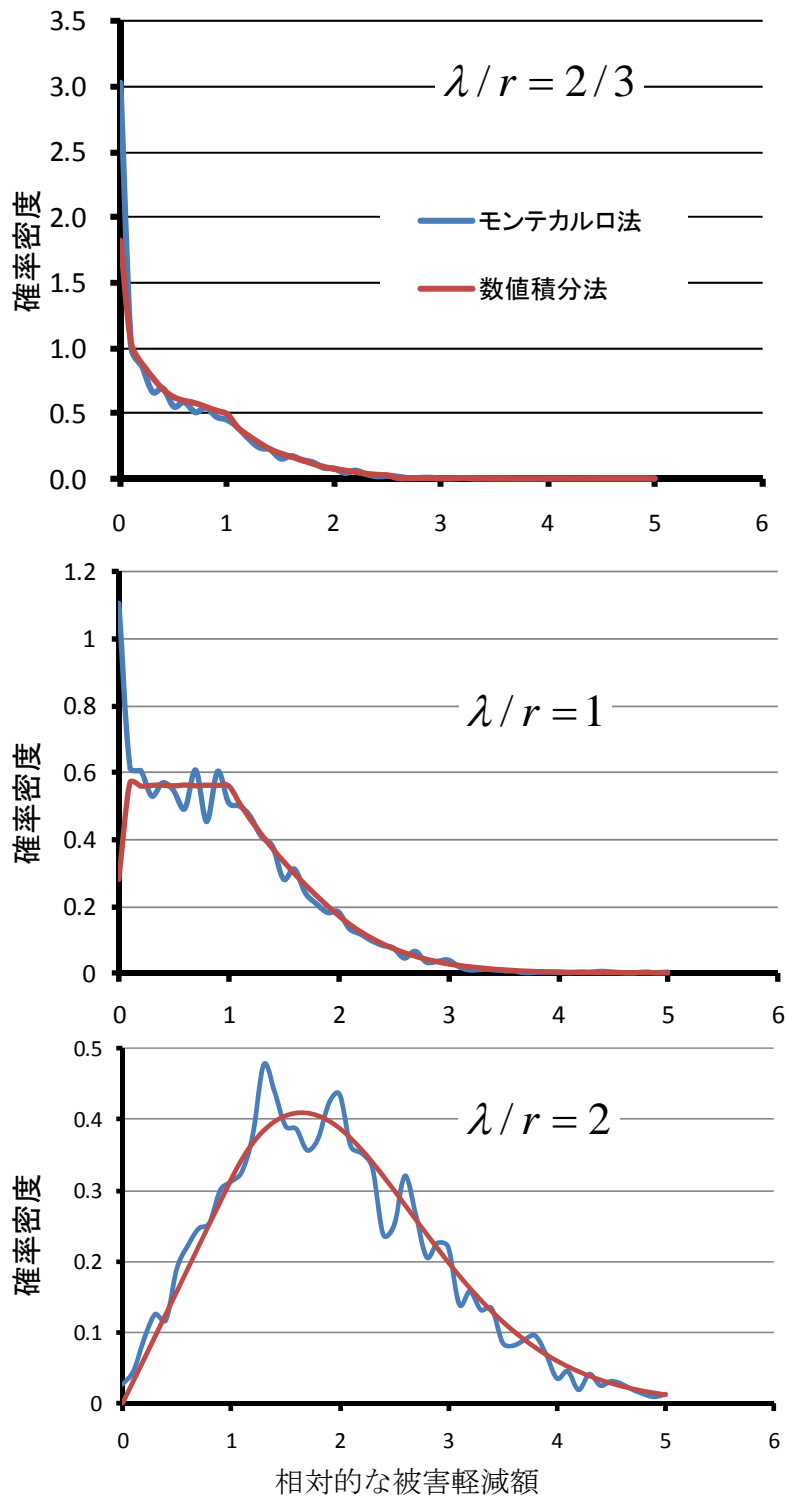


図 モンテカルロ法と数値積分法の比較

付録B参考文献

- 1) 宮武修, 脇本和昌: 乱数とモンテカルロ法, 森北出版 (1998) pp22-23

## 付録 C

### ガンマ分布を重み関数とするグラム・シャリエ展開の方法

確率分布の近似法としては、グラム・シャリエ(Gram-Charlier)展開がよく知られている。一般的な解説書に載っているのは、正規分布を重み関数とし、エルミート(Hermite)多項式の直交性を利用して展開するもので、確率密度関数  $f(x)$  は以下のように表される<sup>1)</sup>。

$$f(x) = \varphi(x) + \sum_{n=1}^{\infty} c_n H_n(x) \varphi(x) \quad (1)$$

ここに、

$$\varphi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2} \quad (2)$$

また、 $H_n(x)$  は  $n$  次のエルミート多項式である。係数  $c_n$  は、分布  $f(x)$  の原点まわりのモーメントから求められる。

ここでは、(2)式の代わりに平均と分散が同じ値  $\alpha$  をもつガンマ分布

$$\psi(x) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \quad (3)$$

を重み関数とし、(4)式のように定義されるラゲール(Laguerre)の陪多項式  $L_n^\alpha(x)$  を利用して、確率密度関数  $f(x)$  を展開するための具体的方法を紹介する<sup>2)</sup>。

$$L_n^\alpha(x) = (-1)^n x^{1-\alpha} e^x \frac{d^n}{dx^n} (x^{n+\alpha-1} e^{-x}) \quad (4)$$

$f(x)$  の平均と分散はともに  $\alpha$  であると仮定すると、(3)式のガンマ分布と  $f(x)$  の近さを、 $f(x)\psi^{-1}(x)$  が 1 に近いかどうかで測ることができるであろう。そこで、 $f(x)\psi^{-1}(x)$  を直交系  $\{L_n^\alpha(x)\}_{n=0,1,2,\dots}$  に関して

$$f(x)\psi^{-1}(x) = \sum_{n=0}^{\infty} A_n L_n^\alpha(x) \quad (5)$$

と形式的に展開する。上式の両辺に  $L_m^\alpha(x)\psi(x)$  をかけて積分すると

$$\int_0^\infty f(x) L_m^\alpha(x) dx = \int_0^\infty A_n L_n^\alpha(x) L_m^\alpha(x) \psi(x) dx$$

$$= \begin{cases} 0 & (n \neq m) \\ \frac{m! \Gamma(\alpha + m)}{\Gamma(\alpha)} A_m & (n = m) \end{cases} \quad (6)$$

(6)式を利用すると、 $f(x)$ は次のように展開される。

$$f(x) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \left[ A_0 L_0^\alpha(x) + A_1 L_1^\alpha(x) + A_2 L_2^\alpha(x) \cdots \right] \quad (7)$$

ここに、係数 $A_n$ は次式のように表される。

$$A_n = \frac{\Gamma(\alpha)}{n! \Gamma(\alpha + n)} \int_0^\infty f(z) L_n^\alpha(z) dz \quad (8)$$

いくつかの $n$ について、 $A_n$ を書き下してみる。

$$A_0 = \int_0^\infty f(z) L_0^\alpha(z) dz = \int_0^\infty f(z) dz = 1 \quad (9)$$

$\alpha$ は分布 $f(z)$ の平均と分散であるから

$$A_1 = \frac{1}{\alpha} \int_0^\infty f(z) L_1^\alpha(z) dz = \frac{1}{\alpha} \int_0^\infty f(z) (z - \alpha) dz = 0 \quad (10)$$

$$\begin{aligned} A_2 &= \frac{\Gamma(\alpha)}{2! \Gamma(\alpha + 2)} \int_0^\infty f(z) L_2^\alpha(z) dz \\ &= \frac{\Gamma(\alpha)}{2! \Gamma(\alpha + 2)} \int_0^\infty f(z) [z^2 - 2(\alpha + 1)z + (\alpha + 1)\alpha] dz = 0 \end{aligned} \quad (11)$$

$$A_3 = \frac{\Gamma(\alpha)}{3! \Gamma(\alpha + 3)} (\mu_3 - 2\alpha) \quad (12)$$

$$A_4 = \frac{\Gamma(\alpha)}{4! \Gamma(\alpha + 4)} (\mu_4 - 12\mu_3 - 3\alpha^2 + 18\alpha) \quad (13)$$

ここに、 $\mu_n, (n=3, 4, \dots)$ は、 $f(z)$ の原点回りの $n$ 次モーメントである。

結局、(7)式は次のように書くことができる。

$$f(x) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \left[ 1 + A_3 L_3^\alpha(x) + A_4 L_4^\alpha(x) + A_5 L_5^\alpha(x) \cdots \right] \quad (14)$$

ここで、(4)式で定義されるラゲールの陪多項式は、次式のように表される。

$$L_n^\alpha(x) = \sum_{k=0}^n (-1)^{n+k} \binom{n+\alpha-1}{n-k} \frac{x^n}{k!} = \sum_{k=0}^n (-1)^{n+k} \frac{n! \Gamma(\alpha + n)}{(n-k)! k! \Gamma(\alpha + k)} x^n \quad (15)$$

(8)式の積分の部分は、ラゲールの陪多項式 $L_n^\alpha(x)$ の $x^n$ を $\mu_n$ で置き換えたものにほかな

らない。したがって、(15)式を(8)式に代入すると、係数 $A_n$ は次のように表される。



$$A_n = \Gamma(\alpha) \sum_{k=0}^n (-1)^{n+k} \frac{\mu_k}{(n-k)! k! \Gamma(\alpha+k)} \quad (n=3,4,5,\dots) \quad (16)$$

(14)式に(15)式と(16)式を代入すると、 $\mu_n, (n=3,4,\dots)$ をもとにして、グラム・シャリエ展開式を計算することができる。

なお、一般の解説書等<sup>3)</sup>では、ラゲールの陪多項式 $L_n^{(\alpha)}(x)$ は、(4)式ではなく

$$L_n^{(\alpha)}(x) = \frac{x^{-\alpha} e^x}{n!} \frac{d^n}{dx^n} (x^{n+\alpha} e^{-x}) \quad (17)$$

と定義されているため、注意を要する。

$f(x)$ の分布関数 $F(x)$ は、(14)式を積分することによって得られる。

$$\begin{aligned} F(x) &= \int_0^x f(t) dt \\ &= \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^x x^{\alpha-1} e^{-t} dt + \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \sum_{n=3}^{\infty} A_n \int_0^x t^{\alpha-1} e^{-t} L_n^{\alpha}(t) dt \end{aligned} \quad (18)$$

(18)式の第1項はガンマ分布の分布関数で、不完全ガンマ関数 $P(\alpha, x)$ と表記されることがある。(4)式を利用すると第2項は次のように表される。

$$\frac{1}{\Gamma(\alpha)} \sum_{n=3}^{\infty} A_n \int_0^x t^{\alpha-1} e^{-t} L_n^{\alpha}(t) dt = -\frac{x^{\alpha} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \sum_{n=3}^{\infty} A_n L_{n-1}^{\alpha+1}(x) \quad (19)$$

したがって、分布関数 $F(x)$ は

$$F(x) = P(\alpha, x) - \frac{x^{\alpha} e^{-x}}{\Gamma(\alpha)} \sum_{n=3}^{\infty} A_n L_{n-1}^{\alpha+1}(x) \quad (20)$$

以上の議論では、 $f(x)$ の平均と分散はともに $\alpha$ であると仮定した。平均と分散が異なる一般の分布 $h(z)$ については、 $x = \beta z$ と変数変換することにより、平均と分散が等しい分布形に直すことができる。すなわち、 $h(z)$ の平均、分散をそれぞれ $m$ 、 $\sigma^2$ とおくと、 $f(x)$ の平均、分散はそれぞれ $\beta m$ 、 $\beta^2 \sigma^2$ と表されるから、 $\beta m = \beta^2 \sigma^2$ の関係より

$$\beta = \frac{m}{\sigma^2} = \frac{\mu_1}{\mu_2 - \mu_1^2} \quad (21)$$

となる。このとき

$$\alpha = \beta m = \frac{\mu_1^2}{\mu_2 - \mu_1^2} \quad (22)$$

(22)式から  $\alpha$  を計算し, (14)~(16)式に基づいて  $f(x)$  を求める。そこで,

$$h(z) = f(\beta z) / \beta \quad (23)$$

とすれば, 求める確率密度関数のグラム・シャリア展開近似  $h(z)$  が求まる。

### 付録C参考文献

---

- 1) 清水良一：中心極限定理, 教育出版 (2001) pp193-195
- 2) Newton L. Bowers, Jr : Expansion of Probability Density Function as a Sum of Gamma Densities with Applications in Risk Theory, Transactions of Society of Actuaries, Vol.18, PT.1, No.52 (1966) pp125-147
- 3) 森口繁一, 宇田川銈久, 一松信：数学公式Ⅱ, 岩波書店 (1976) p16, p258

## 付録 D

### ベータ分布の損失関数を考慮した特性関数の導出

期間  $t = [0, T]$  に被害額  $I_0 \xi$  の想定災害が 1 回発生する場合の、現在価値に換算した相対的な被害額の特性関数  $G_T(u)$  は次式のとおりである。

$$G_{1,T}(u) = \int_0^1 \int_0^T \frac{f_C(\xi)}{T} e^{iuI_0 \xi e^{-n}} dt d\xi \quad (1)$$

合成積の特性関数は

$$G_{n,T}(u) = [G_{1,T}(u)]^n \quad (2)$$

すべての発生回数  $n (= 0, 1, 2, \dots)$  を考慮した、現在価値に換算した相対的な被害軽減額の特性関数  $G_T(u)$  は

$$\begin{aligned} G_T(u) &= E[G_{n,T}(u)] \\ &= \sum_{n=0}^{\infty} \frac{1}{n!} (\lambda T)^n e^{-\lambda T} \left[ \int_0^1 \int_0^T \frac{f_C(\xi)}{T} e^{iuI_0 \xi e^{-n}} dt d\xi \right]^n \\ &= e^{-\lambda T} \cdot \exp \left[ \lambda \int_0^1 \int_0^T f_C(\xi) e^{iuI_0 \xi e^{-n}} dt d\xi \right] \\ &= \exp \left[ \lambda \int_0^1 f_C(\xi) \int_0^T (e^{iuI_0 \xi e^{-n}} - 1) dt d\xi \right] \\ &= \exp \left[ \lambda \int_0^T \left( \int_0^1 f_C(\xi) e^{iuI_0 \xi e^{-n}} d\xi - 1 \right) dt \right] \end{aligned} \quad (3)$$

ここで

$$\Phi = \int_0^1 f_C(\xi) e^{iuI_0 \xi e^{-n}} d\xi \quad (4)$$

とおき、第 7 章の(8)式を代入すると

$$\begin{aligned} \Phi &= \frac{1}{B(a, b)} \int_0^1 e^{iu\xi e^{-n}} \xi^{a-1} (1-\xi)^{b-1} d\xi \\ &= M(a, a+b, iuI_0 e^{-n}) \end{aligned} \quad (5)$$

ここに、 $M(\alpha, \beta, z)$  は Kummer の合流型超幾何関数で、以下のような積分で表される<sup>1), 2), 3)</sup>。

$$\frac{\Gamma(\beta-\alpha)\Gamma(\alpha)}{\Gamma(\beta)}M(\alpha, \beta, z) = \int_0^1 e^{zt}t^{\alpha-1}(1-t)^{\beta-\alpha-1} dt \quad (6)$$

また,

$$B(a, b) = \frac{\Gamma(a)\Gamma(b)}{\Gamma(a+b)} \quad (7)$$

という関係を利用した。

$M(\alpha, \beta, z)$ は次のように級数展開される<sup>1), 2), 3)</sup>。

$$M(a, b, z) = 1 + \frac{az}{b} + \frac{(a)_2 z^2}{(b)_2 2!} + \dots + \frac{(a)_n z^n}{(b)_n n!} + \dots = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{(a)_n}{(b)_n} \cdot \frac{z^n}{n!} \quad (8)$$

ここに

$$(a)_n = a(a+1)(a+2)\cdots(a+n-1), \quad (a)_0 = 1$$

したがって,  $\log G_r(u)$ は次式のように表される。

$$\log G_r(u) = \frac{\lambda}{r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(a)_n}{(a+b)_n} \cdot \frac{(1-e^{-nr})I_0^n}{n \cdot n!} (iu)^n \quad (9)$$

## 付録D参考文献

---

- 1) Milton Abramowitz, Irene A. Stegun: Handbook of Mathematical Functions, Dover Publications, Inc. (1970) pp504-505
- 2) I.S.Gradshteyn, I.M.Ryzhik : Table of Integrals Series, and Products, Seventh Edition, Elsevier Academic Press (2007) p1023
- 3) 森口繁一, 宇田川銚久, 一松信 : 数学公式Ⅲ, 岩波書店 (1975) pp.67-68

## 謝 辞

本研究のうち、第2章から第4章および第6章は、著者が流域管理官として国土交通省下水道部に在籍していたころに、業務の一環として行ったものです。先進諸外国の水管理制度については、明海大学教授で建設省の先輩でもある三本木健治先生から多くのことを教わりました。また、国土交通省に設置された「下水道事業における排出枠取引制度に関する調査検討委員会」では、京都大学経済学研究科の植田和弘教授に委員長をお願いし、多くのご指導を賜りました。東京湾流域の下水処理場を対象とする水質取引シミュレーションは、(株) 日水コンの渡辺晴彦中央研究所長からの多くの助けがなければできなかったものです。

第6章の成果は、「緊急時水循環機能障害リスク検討委員会（委員長：大垣眞一郎 東京大学教授(当時)）」の委員の方々からのご助言と情報に多くを負っています。特に、京都大学工学研究科の田中宏明教授から多くのヒントをいただきました。また、厚生労働省水道課長(当時)の山村尊房氏の献身的なご協力がなければ、この検討はできなかったでしょう。日本上下水道設計(株)の中山義一氏、中井博貴氏には、面倒な計算を根気よく進めていただきました。今回論文にまとめるにあたって、京都大学工学研究科の伊藤禎彦教授には、計算の誤りの修正を含め懇切丁寧なご指導を賜りました。

第5章、第7章は、著者が京都大学工学研究科博士後期課程(社会人コース)で行った成果ですが、その大部分は、昭和51～53年度に著者が京都大学の4年生および修士課程の大学院生として、高木興一先生から教わった知識がもとになっています。本研究でも、亡くなられた先生の励ましを受けているような気持ちで、数式の展開に励みました。

京都大学大学院で再び勉強しようという思いを暖かく受けとめ、親身にご指導いただいた京都大学工学研究科の津野洋教授には、本当に心より感謝申し上げます。桂キャンパスの先生の研究室におじゃまする度に、不思議と若返る心地となりました。研究室に集う若い学生・院生の醸し出す雰囲気のせいかもしれません。院生の一人であり、大学院生活のためのノウハウを教えてくれた高部祐剛君にもお礼申し上げます。

以上のほかにも、本研究を進めるにあたって、多くの方々のお世話になりました。深くお礼申し上げます。最後に、3年間の大学院生活を支えてくれた家族に感謝の気持ちを表します。